



Departamento de Ingeniería de Sistemas Industriales y Diseño
Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción

EVALUACIÓN MEDIOAMBIENTAL DEL SISTEMA INTEGRAL DE GESTIÓN DE VEHÍCULOS AL FINAL DE SU VIDA ÚTIL

Programa de doctorado

Proyectos de Innovación Tecnológica en Ingeniería del Producto y del Proceso

Memoria de tesis presentada por

Carlos Muñoz Marzá

para optar al grado de doctor, dirigida por

Dra. Rosario Vidal Nadal

Dr. Daniel Justel Lozano

Castellón (España)

Abril de 2012

A Mariló.

A mis padres, Ramón y Vicenta.



Agradecimientos

Es habitual agradecer al director de la tesis doctoral el apoyo, la dedicación, la paciencia, el buen hacer, la ayuda y la amistad recibidas durante el largo viaje que es su realización. En mi caso, como he tenido la suerte y el placer de tener a dos grandes profesionales para tales menesteres, que además son dos estupendas personas, no puedo más que agradecersele doblemente. El arduo camino recorrido bajo tan grata dirección ha merecido el esfuerzo. Dra. Rosario Vidal Nadal, Dr. Daniel Justel Lozano, mi más sincero agradecimiento por su dedicación, paciencia, buen hacer, ayuda y amistad.

Viajar es una oportunidad para descubrir otras culturas, pensamientos, ideas, lugares preciosos y personas maravillosas, introducirlos en la mochila y disfrutar por siempre de ellos. Terminó este viaje con la mochila repleta de buenos recuerdos, cariño y amigos a los que agradecer su compañía. Vicente Franco, Marta Royo, Enrique Moliner, David Cebrián y Daniel Garraín son esos amigos.

A mis sobrinos, a mi hermano y mi cuñada, y a mis amigos de siempre, pero sin olvidar a los nuevos compañeros del MIE, que han sufrido mi ausencia durante los últimos meses de este viaje. Sé que me esperan para otras nuevas aventuras excepcionales.

Quiero además expresar mi agradecimiento a Sara Romero y Raquel Oliver, dos espléndidas y profesionales técnicas de laboratorio con las he tenido el placer de compartir trabajo en la Universitat Jaume I de Castellón.

Al Ministerio de Ciencia e Innovación de España y al Fondo Europeo de Desarrollo Regional por financiar parte de la investigación realizada en el marco del proyecto científico-tecnológico singular y de carácter estratégico LIGHTCARBONCARS: Reducción del impacto ambiental de automóviles mediante el aligeramiento estructural basado en composites de carbono de bajo coste, sin comprometer la seguridad y el confort (código PSE-370100-2007-1).

A la Cámara Oficial de Comercio, Industria y Navegación de Castellón por financiar parte de la investigación realizada en el marco del proyecto Mapa de Residuos de Castellón.

A todos, MUCHAS GRACIAS.

Agradecimientos	iii
Índice	v
Índice de tablas	xi
Índice de figuras.....	xix
Abreviaturas.....	xxv
Resumen.....	xxix
Resum.....	xxx
Abstract.....	xxxiii
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Objeto y alcance	1
1.2 Objetivos.....	2
1.3 Justificación	2
1.3.1 Necesidad de establecer el inventario del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo	5
1.3.2 Necesidad de evaluar el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE	6
1.3.3 Necesidad de evaluar el impacto ambiental potencial del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil	6
1.4 Hipótesis	7
1.5 Metodología	7
1.6 Contenido y estructura del documento	8
Capítulo 2. Metodologías para la evaluación medioambiental	11
2.1 Metodología para la verificación de la Directiva 2000/53/CE	11
2.2 Metodología del Análisis del Ciclo de Vida	14
2.2.1 Fases del Análisis del Ciclo de Vida.....	15
2.2.1.1 Definición del objetivo y del alcance.....	16
2.2.1.2 Análisis de inventario	17
2.2.1.3 Evaluación de impacto	18
2.2.1.4 Interpretación	20
2.2.2 Métodos para la evaluación del impacto	20
2.2.3 ReCiPe	21
2.2.3.1 Mecanismos ambientales.....	23
2.2.3.2 Categorías de impacto e indicadores de categoría.....	24
2.2.3.3 Áreas de protección	26

2.2.3.4	Relaciones entre el nivel medio y el nivel final	29
2.2.3.5	Escenarios.....	30
2.2.3.6	Caracterización.....	32
2.2.4	Herramientas informáticas para el ACV	34
2.3	Conclusión.....	35
Capítulo 3.	Estudio de campo del fin de vida de los vehículos	37
3.1	El fin de vida de vehículos en Europa	38
3.2	El fin de vida de los vehículos en España	43
3.2.1	Caracterización del sistema de fin de vida	46
3.2.2	Centros Autorizados de Tratamiento.....	49
3.2.3	Plantas fragmentadoras.....	51
3.2.4	Plantas de medios densos.....	53
3.3	Análisis del inventario medioambiental	55
3.3.1	Metodología.....	55
3.3.2	Centros autorizados de tratamiento	56
3.3.2.1	Centros autorizados de tratamiento tipo desguace	57
3.3.2.2	Centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación	63
3.3.2.3	Comparativa entre centros autorizados de tratamiento.....	70
3.3.3	Fragmentación.....	75
3.3.3.1	Planta Fragmentadora	75
3.3.3.2	Planta Fragmentadora y de Medios Densos	77
3.3.3.3	Comparativa entre instalaciones de fragmentación y medios densos	80
3.4	Conclusiones	81
Capítulo 4.	Tratamiento del residuo de fragmentación	85
4.1	El residuo de fragmentación	85
4.2	Tecnologías para el tratamiento del residuo de fragmentación	90
4.3	Depósito en vertedero.....	96
4.4	Tratamientos físicos y mecánicos avanzados	98
4.4.1	R-Plus/Wesa SLF	99
4.4.2	Salyp	102
4.4.3	VW-Sicon.....	103
4.4.4	ANL	105
4.5	Tratamientos térmicos y químicos de recuperación material y energética.....	108
4.5.1	Hidrólisis	108
4.5.2	Combustión	110

4.5.2.1	Co-incineración con residuos sólidos municipales.....	111
4.5.2.2	Horno de cementera	115
4.5.3	Pirólisis	118
4.5.3.1	Citron	120
4.5.4	Gasificación	121
4.5.4.1	Gasificación secuencial en horno rotativo	122
4.5.4.2	Gasificación catalítica	124
4.6	Tratamientos híbridos	126
4.6.1	Reshment	126
4.6.2	TwinRec.....	128
4.6.3	Thermoselect-Process	131
4.6.4	SVZ Schwarze Pumpe	133
4.7	Comparativa entre tratamientos	135
4.8	Conclusiones	137
Capítulo 5.	Tratamiento de otros residuos y materiales.....	143
5.1	Aceite y lubricante usado	144
5.1.1	Incineración.....	146
5.1.2	Destilación	148
5.1.3	Regeneración.....	150
5.2	Anticongelantes y refrigerantes	151
5.2.1	Incineración.....	152
5.2.2	Reciclado	153
5.3	Líquido de frenos	154
5.3.1	Incineración.....	154
5.3.2	Reciclado	155
5.4	Baterías	155
5.5	Otros residuos peligrosos.....	158
5.5.1	Otros combustibles	158
5.5.2	Filtros de aceite.....	159
5.5.3	Zapatas de freno que contienen amianto	160
5.6	Neumáticos fuera de uso	161
5.6.1	Reciclado mecánico convencional	163
5.6.2	Pulverización mecánica.....	163
5.6.3	Pulverización criogénica.....	164
5.6.4	Conversión energética en horno de combustión de residuos sólidos urbanos convencional.....	165

5.6.5	Sustitución de combustible convencional en horno de cementera	165
5.7	Plásticos y polímeros	166
5.7.1	Depósito en vertedero.....	168
5.7.2	Horno alto	169
5.7.3	Horno de cementera	171
5.8	Vidrios	172
5.8.1	Depósito en vertedero.....	174
5.8.2	Reciclado, producción de vidrio	174
5.8.3	Recuperación, sustitución de la arena de sílice	176
5.9	Catalizadores.....	176
5.10	Piezas y componentes.....	179
5.11	Cenizas y escorias.....	182
5.11.1	Depósito en vertedero.....	183
5.11.2	Depósito en vertedero materiales peligrosos	184
5.12	Inertes y vitrificados	185
5.12.1	Depósito en vertedero de inertes	185
5.12.2	Recuperación material	186
5.13	Otros residuos de proceso	187
5.13.1	Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras ...	187
5.13.2	Otros disolventes y mezclas de disolventes.....	188
5.13.3	Lodos y aguas aceitosas	190
5.13.4	Aguas residuales de procesos	191
5.14	Transporte	193
5.15	Conclusiones	196
Capítulo 6.	Evaluación ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil	199
6.1	Indicadores ambientales	201
6.1.1	Cálculo	201
6.1.2	Resultados.....	208
6.2	Indicadores de categoría de impacto ambiental	218
6.2.1	Objeto, alcance y unidad funcional	218
6.2.2	Análisis de inventario	221
6.2.3	Evaluación de impacto ambiental	226
6.2.4	Interpretación.....	230
6.2.4.1	Tratamientos aplicados a otros residuos y materiales (D.XX)	230
6.2.4.2	Tratamientos de post-fragmentación (C.XX)	233

6.2.4.3	Tratamientos de fragmentación (B.XX)	239
6.2.4.4	Centros autorizados de tratamiento (A.XX)	242
6.2.4.5	Sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil.....	245
6.3	Conclusiones	257
Capítulo 7.	Análisis de sensibilidad	263
7.1	Divergencias en el inventario	263
7.2	Energía eléctrica más sostenible.....	269
7.3	Transporte rodado menos contaminante.....	274
7.4	Perspectivas alternativas	276
7.5	Puntuación única.....	280
7.6	Conclusiones	285
Capítulo 8.	Conclusiones y trabajos futuros	289
8.1	Validación de las hipótesis	291
8.2	Cumplimiento de los objetivos.....	294
8.3	Futuros trabajos y líneas de investigación.....	297
8.3.1	Establecimiento de las Mejores Técnicas Disponibles	297
8.3.2	Nueva metodología de Diseño considerando el fin de vida de vehículos	298
8.4	Publicaciones derivadas de la investigación.....	299
8.4.1	Libros	299
8.4.2	Capítulos de libro	299
8.4.3	Artículos de revista.....	299
8.4.4	Congresos internacionales y nacionales	299
8.4.5	Publicaciones en curso	301
Referencias y bibliografía consultada.....		303
ANEXO		317

Índice de tablas

Tabla 1. Materiales procedentes de la descontaminación y el desmontaje (en t por año) de vehículos al final de su vida útil originarios del Estado miembro y tratados en el mismo	13
Tabla 2. Materiales procedentes de la fragmentación (en t por año) de vehículos al final de su vida útil originarios del Estado miembro y tratados en el mismo	14
Tabla 3. Control de (piezas de) vehículos al final de su vida útil originarios del Estado miembro y exportados para otro tratamiento (en t por año)	14
Tabla 4. Reutilización, valorización y reciclaje total (en t por año) de vehículos al final de su vida útil originarios del Estado miembro y tratados dentro o fuera del mismo	14
Tabla 5. Categorías de impacto e indicadores de punto medio (Goedkoop et ál., 2009)	25
Tabla 6. Categorías de impacto y factores de caracterización para el nivel intermedio (Goedkoop et ál., 2009).....	25
Tabla 7. Categorías de impacto, indicadores y factores de caracterización de punto final (Goedkoop et ál., 2009).....	26
Tabla 8. Conexiones entre las categorías de punto medio y las categorías de punto final (Goedkoop et ál., 2009).....	29
Tabla 9. Supuestos asumidos por las tres perspectivas para el mecanismo ambiental uno (Goedkoop et ál., 2009).....	30
Tabla 10. Supuestos asumidos por las tres perspectivas para el mecanismo ambiental dos (Goedkoop et ál., 2009).....	31
Tabla 11. Relaciones cuantitativas entre las categorías de impacto de punto medio y punto final (factores <i>Qme</i>) para las prespectivas individualista, jerárquica e igualitaria (Goedkoop et ál., 2009).....	33
Tabla 12. Factores de caracterización para la categoría de impacto reducción de la capa de ozono agrupados por subgrupos de sustancias (Goedkoop et ál., 2009)	33
Tabla 13. Objetivos en porcentaje del peso del VFU que debe ser reutilizado, reciclado y valorizado según la Directiva 2000/53/CE	39
Tabla 14. Cumplimiento del objetivo Reutilización y reciclado [% en peso de VFU medio y año] de la Directiva 2000/53/CE por países	40
Tabla 15. Cumplimiento del objetivo Reutilización y valorización (incluye reciclado) [% en peso de VFU medio y año] de la Directiva 2000/53/CE por países	41
Tabla 16. Residuos peligrosos y residuos no peligrosos generados en el fin de vida de vehículos	47
Tabla 17. Residuos y materiales extraídos durante el fin de vida del vehículo (SIGRAUTO, 2008).....	49
Tabla 18. Localización de los centros autorizados de tratamiento encuestados	58
Tabla 19. Residuos generados por los centros autorizados de tratamiento encuestados, datos obtenidos (2007)	59
Tabla 20. Energías centros autorizados de tratamiento encuestados, datos obtenidos (2007)..	59
Tabla 21. Media ponderada en kg de residuos generados por los centros autorizados de	

tratamiento tipo desguace para una tonelada de LER 160104*.....	60
Tabla 22. Residuos, materiales y componentes extraídos, anualidades 2007 y 2008.....	67
Tabla 23. Media ponderada en kg de residuos generados por el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación para una tonelada de LER 160104*	68
Tabla 24. Comparativa generación y extracción de residuos derivados del residuo LER 160104*, centros autorizados de tratamiento	72
Tabla 25. Comparativa generación de otros residuos por tonelada de residuo LER 160104*, centros autorizados de tratamiento	72
Tabla 26. Comparativa consumo de energía y auxiliares por tonelada de residuo LER 160104*, centros autorizados de tratamiento	73
Tabla 27. Comparativa transporte por tonelada de residuo LER 160104*, centros autorizados de tratamiento.....	74
Tabla 28. Planta fragmentadora: entradas y salidas, año 2008.....	76
Tabla 29. Materiales y residuos generados por cada 100 kg de residuo LER 160106	76
Tabla 30. Planta fragmentadora y de medios densos: entradas y salidas, año 2008	78
Tabla 31. Planta fragmentadora y de medios densos: entradas y salidas corregidas.....	79
Tabla 32. Comparativa instalaciones fragmentación y medios densos.....	80
Tabla 33. Comparativa consumos energía y auxiliares por 100 kg de residuo LER 160106 recibido, fragmentadora y medios densos.....	80
Tabla 34. Estimación de los porcentajes de Reutilización y reciclado y Reutilización y valorización.....	84
Tabla 35. Composición material del residuo de fragmentación [%]	87
Tabla 36. Composición del residuo de fragmentación, ejemplos (Zevenhoven y Saeed, 2002)	88
Tabla 37. Componentes químicos del residuo de fragmentación (Zevenhoven y Saeed, 2002)	89
Tabla 38. Propiedades principales del residuo de fragmentación (Zevenhoven y Saeed, 2002)	89
Tabla 39. Composición del residuo de fragmentación según tamaño (Morselli et ál., 2010).....	90
Tabla 40. Descripción de las tecnologías post-fragmentación (GHK y Bio Intelligence Service, 2006)	92
Tabla 41. Composición de los lixiviados (White, Franke y Hindle, 1995).....	98
Tabla 42. Inventario del depósito en vertedero, por t de residuo	98
Tabla 43. Inventario de la tecnología R-Plus/Wesa SLF (Sattler y Laage, 2000)	102
Tabla 44. Inventario de la tecnología Salyp (Gallon y Binder, 2006)	103
Tabla 45. Inventario del tratamiento VW-Sicon (GHK y Bio Intelligence Service, 2006)	105
Tabla 46. Inventario del tratamiento ANL (Gallon y Binder, 2006), entradas por t de residuo..	108
Tabla 47. Inventario del tratamiento ANL (Gallon y Binder, 2006), salidas por t de residuo	108
Tabla 48. Inventario del tratamiento de hidrólisis (Boughton y Horvath, 2006), entradas por t de residuo.....	110
Tabla 49. Inventario del tratamiento de hidrólisis (Boughton y Horvath, 2006), salidas por t de	

residuo	110
Tabla 50. Componentes elementales del residuo de fragmentación, base húmeda	114
Tabla 51. Inventario de la incineración de residuos de fragmentación: entradas por t de residuo	114
Tabla 52. Inventario de la incineración de residuos de fragmentación: salidas por t de residuo	114
Tabla 53. Inventario de la utilización de residuos de fragmentación en la producción de clínker en horno de cementera, entradas y salidas	118
Tabla 54. Inventario de la utilización de residuos de fragmentación en la producción de clínker en horno de cementera, emisiones al aire	118
Tabla 55. Inventario del tratamiento Citrón, entradas por t de residuo	121
Tabla 56. Inventario del tratamiento de gasificación secuencial, entradas por t de residuo	123
Tabla 57. Inventario del tratamiento de gasificación secuencial, salidas por t de residuo	124
Tabla 58. Inventario del tratamiento de gasificación catalítica, entradas por t de residuo	126
Tabla 59. Inventario del tratamiento de gasificación catalítica, salidas por t de residuo	126
Tabla 60. Inventario de la tecnología de tratamiento Reshment, entradas por t de residuo	128
Tabla 61. Inventario de la tecnología de tratamiento Reshment, salidas por t de residuo	128
Tabla 62. Inventario del tratamiento TwinRec (Viganò et ál., 2010), entradas por t de residuo	130
Tabla 63. Inventario del tratamiento TwinRec (Viganò et ál., 2010), salidas por t de residuo	131
Tabla 64. Inventario del tratamiento Thermostelect-Process, entradas por t de residuo	133
Tabla 65. Inventario del tratamiento Thermostelect-Process, salidas por t de residuo	133
Tabla 66. Composición del gas de síntesis (Buttker et ál., 2005)	134
Tabla 67. Inventario del tratamiento SVZ Schwarze Pumpe, entradas por t de residuo	135
Tabla 68. Inventario del tratamiento SVZ Schwarze Pumpe, salidas por t de residuo	135
Tabla 69. Comparativa energética entre tecnologías de post-fragmentación	136
Tabla 70. Composición elemental del residuo de aceites y lubricantes usados (Doka, 2009) ..	145
Tabla 71. Inventario de la incineración de aceites y lubricantes usados, entradas por t tratada	148
Tabla 72. Inventario de la incineración de aceites y lubricantes usados, salidas por t tratada ..	148
Tabla 73. Inventario de la destilación de aceites y lubricantes usados, entradas por t tratada ..	149
Tabla 74. Inventario de la destilación de aceites y lubricantes usados, salidas por t tratada ...	150
Tabla 75. Inventario de la regeneración de aceites y lubricantes usados, entradas por t tratada	151
Tabla 76. Inventario de la regeneración de aceites y lubricantes usados, salidas por t tratada ..	151
Tabla 77. Inventario de la incineración de anticongelantes y refrigerantes usados, entradas por t tratada	153
Tabla 78. Inventario de la incineración de anticongelantes y refrigerantes usados, salidas por t tratada	153

Tabla 79. Inventario del reciclado de anticongelantes y refrigerantes usados, entradas y salidas por t tratada	154
Tabla 80. Inventario de la incineración de líquido de frenos usado, entradas y salidas por t tratada	155
Tabla 81. Inventario del reciclado de líquido de frenos usado, entradas por t tratada	155
Tabla 82. Composición material de las baterías de plomo-ácido [%].....	156
Tabla 83. Inventario del reciclado de baterías usadas, entradas por t tratada (Salomone et ál., 2005)	157
Tabla 84. Inventario del reciclado de baterías usadas, salidas por t tratada (Salomone et ál., 2005)	157
Tabla 85. Metales presentes en los lodos del tratamiento de baterías usadas (Salomone et ál., 2005)	158
Tabla 86. Metales presentes en los residuos de fundición y refino del tratamiento de baterías usadas (Salomone et ál., 2005)	158
Tabla 87. Inventario de la incineración de otros combustibles, entradas por t tratada.....	159
Tabla 88. Inventario de la incineración de otros combustibles, salidas por t tratada.....	159
Tabla 89. Composición media de los filtros de aceite usados (Gaidajis et ál., 2011).....	159
Tabla 90. Inventario del tratamiento de filtros de aceite usados	160
Tabla 91. Inventario del tratamiento de zapatas de freno que contienen amianto	161
Tabla 92. Composición media de los neumáticos en la Unión Europea (ETRA, 2011).....	162
Tabla 93. Composición química de los neumáticos usados (OFEFP, 2003)	162
Tabla 94. Inventario del reciclado mecánico convencional (Silvestraviciute y Karaliunaite, 2006)	163
Tabla 95. Inventario de la pulverización mecánica (Corti y Lombardi, 2004)	164
Tabla 96. Inventario de la pulverización criogénica (Corti y Lombardi, 2004)	164
Tabla 97. Conversión energética en horno de combustión de residuos sólidos urbanos convencional (Corti y Lombardi, 2004).....	165
Tabla 98. Inventario de la sustitución de combustible convencional en horno de cementera (Corti y Lombardi, 2004).....	166
Tabla 99. Contenido medio de plásticos en los vehículos (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007)	167
Tabla 100. Inventario del depósito en vertedero, por t de residuo	169
Tabla 101. Inventario de la sustitución de gasóleo pesado en horno alto, entradas por t de residuos plásticos	170
Tabla 102. Inventario de la sustitución de gasóleo pesado en horno alto, salidas por t de residuos plásticos	171
Tabla 103. Inventario de la sustitución de combustible en horno de cementera, entradas por t de residuos plásticos	172
Tabla 104. Inventario de la sustitución de combustible en horno de cementera, salidas por t de residuos plásticos	172

Tabla 105. Materias primas para la fabricación de 1 t de parabrisas de vehículos (Badino, Baldo y Legarth, 1997)	173
Tabla. 106 Inventario del depósito en vertedero, por t de residuo	174
Tabla 107. Inventario del reciclado de vidrio usado	175
Tabla 108. Inventario de la recuperación de vidrio usado en sustitución de arena de sílice	176
Tabla 109. Composición estimada de un catalizador, basado en (Palacios et ál., 2000; Hagelüken, 2007; Subramanian et ál., 2011).....	176
Tabla 110. Inventario del tratamiento de catalizadores usados	179
Tabla 111. Composición material de vehículos (Nemry et ál., 2008)	180
Tabla 112. Consumos de combustible y electricidad (Nemry et ál., 2008).....	181
Tabla 113. Emisiones al aire asociadas al proceso de pintado (Nemry et ál., 2008).....	181
Tabla 114. Distancia recorrida (Nemry et ál., 2008).....	182
Tabla 115. Inventario del tratamiento de reutilización de piezas y componentes, entradas por t de piezas y componentes.....	182
Tabla 116. Inventario del tratamiento de reutilización de piezas y componentes, salidas por t de piezas y componentes.....	182
Tabla 117. Composición de los lixiviados (White, Franke y Hindle, 1995)	184
Tabla 118. Inventario del depósito en vertedero, por t de residuo	184
Tabla 119. Inventario del depósito en vertedero para materiales peligrosos	185
Tabla 120. Inventario del depósito en vertedero de inertes, por t de residuo	186
Tabla 121. Equivalencia entre materiales para la construcción de carreteras (Mroueh, Eskola y Laine-Ylijoki, 2001).....	186
Tabla 122. Inventario de la recuperación de residuos inertes o vitrificados	186
Tabla 123. Inventario del depósito en vertedero para materiales peligrosos	187
Tabla 124. Inventario de la incineración de absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, entradas por t tratada	188
Tabla 125. Inventario de la incineración de absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, salidas por t tratada.....	188
Tabla 126. Inventario de la incineración de otros disolventes y mezclas de disolventes, entradas por t tratada.....	189
Tabla 127. Inventario de la incineración de otros disolventes y mezclas de disolventes, salidas por t tratada.....	189
Tabla 128. Inventario de la incineración de lodos y aguas aceitosas, entradas por t tratada ...	190
Tabla 129. Inventario de la incineración de lodos y aguas aceitosas, salidas por t tratada.....	190
Tabla 130. Contaminantes en las aguas residuales tratadas en instalaciones de depuración y limpieza (Burger y Bauer, 2007)	191
Tabla 131. Inventario del tratamiento de aguas residuales de procesos, entradas.....	192
Tabla 132. Inventario del tratamiento de aguas residuales de procesos, salidas.....	192

Tabla 133. Distancias de transporte consideradas.....	195
Tabla 134. Códigos utilizados para los tratamientos aplicados	203
Tabla 135. Subconjuntos de rutas de tratamiento	205
Tabla 136. Grado de cumplimiento de los objetivos de la Directiva 2000/53/CE, subconjuntos	208
Tabla 137. Grado de cumplimiento de los objetivos de la Directiva 2000/53/CE	210
Tabla 138. Rutas de tratamiento, conjuntos por tecnología de fragmentación ordenados en función del cumplimiento de la Directiva 2000/53/CE.....	213
Tabla 139. Alternativas de tratamiento consideradas para otros residuos y materiales.....	220
Tabla 140. Códigos utilizados para la codificación del transporte y de los productos evitados	222
Tabla 141. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida parcial del sistema objeto de estudio: hasta centros autorizados de tratamiento.....	227
Tabla 142. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida parcial del sistema objeto de estudio: hasta instalaciones de fragmentación y medios densos, transporte bajo.....	228
Tabla 143. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida parcial del sistema objeto de estudio: hasta instalaciones de fragmentación y medios densos, transporte alto.....	228
Tabla 144. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida total del sistema objeto de estudio, transporte bajo.....	229
Tabla 145. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida total del sistema objeto de estudio, transporta alto.....	229
Tabla 146. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la salud humana	253
Tabla 147. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema.....	255
Tabla 148. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos.....	257
Tabla 149. Resumen de la idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación	261
Tabla 150. Resumen de resultados del análisis de sensibilidad del centro autorizado de tratamiento tipo desguace: divergencias en el inventario	265
Tabla 151. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la salud humana, energía eléctrica más sostenible.....	273
Tabla 152. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema, energía eléctrica más sostenible	273
Tabla 153. Resumen del calendario y de los límites de emisiones de las normas Euro I a Euro V	274
Tabla 154. Referencias utilizadas para la determinación de la reducción del impacto del transporte, base de datos Ecoinvent v.2, unit process (ecoinvent Centre, 2010).....	275
Tabla 155. Evaluación de impacto de diversos transportes y normas Euro.....	275

Tabla 156. Factores de normalización.....	280
Tabla 157. Factores de ponderación	281
Tabla 158. Tratamientos de otros residuos, definición de tratamientos derivados	317
Tabla 159. Tratamientos de post-fragmentación, definición de tratamientos derivados	319
Tabla 160. Tratamiento de otros residuos y materiales, destino final	323
Tabla 161. Tratamientos de post-fragmentación, índices de reutilización, reciclado, valorización, valorización energética y eliminación	325
Tabla 162. Referencias utilizadas para la realización del Análisis del Ciclo de Vida, base de datos Ecoinvent v.2, unit process (ecoinvent Centre, 2010)	329
Tabla 163. Impacto ambiental por unidad de residuo tratado, masa.....	333
Tabla 164. Impacto ambiental por unidad de transporte, masa por distancia	340
Tabla 165. Impacto ambiental por unidad de producto evitado, energía o masa	340
Tabla 166. Subconjuntos considerados para la evaluación de impacto ambiental.....	345
Tabla 167. Resultados totales de la evaluación de impacto del ciclo de vida por categoría de impacto	356
Tabla 168. Análisis de sensibilidad, resultados totales, energía eléctrica más sostenible.....	368
Tabla 169. Análisis de sensibilidad, resultados totales, transporte menos contaminante.....	380
Tabla 170. Análisis de sensibilidad, resultados totales, perspectiva individualista.....	392
Tabla 171. Análisis de sensibilidad, resultados totales, perspectiva igualitaria	404
Tabla 172. Análisis de sensibilidad, resultados totales, puntuación única	416

Índice de figuras

Figura 1. Esquema básico del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil considerado.....	1
Figura 2. Importancia relativa de las fases del ciclo de vida de los vehículos (Van Acker et ál., 2009).....	4
Figura 3. Metodología aplicada para la evaluación ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil	8
Figura 4. Estructura del estudio y principales puntos.....	9
Figura 5. Relaciones entre etapas del Análisis del Ciclo de Vida, adaptación de la UNE-EN ISO 14040:2006	16
Figura 6. Ejemplo de un sistema para el Análisis del Ciclo de Vida, adaptación de la UNE-EN ISO 14040:2006	17
Figura 7. Esquema del análisis de inventario	17
Figura 8. Mecanismo ambiental para la evaluación de impacto del ciclo de vida, ejemplo	18
Figura 9. Elementos de la fase de evaluación de impacto del ciclo de vida, adaptación de la UNE-EN ISO 14040:2006.....	19
Figura 10. Relación entre los resultados del inventario del ciclo de vida (izq.), los indicadores de nivel intermedio (centro) y los indicadores de nivel final (der.) para el método ReCiPe (Goedkoop et ál., 2009).....	22
Figura 11. Diagrama de procesos del fin de vida de vehículos comúnmente aplicado en Europa	42
Figura 12. Localización instalaciones fragmentadoras e instalaciones medios densos (SIGRAUTO, 2011)	44
Figura 13. Esquema genérico del sistema de fin de vida los residuos y materiales de vehículos en España (elaboración propia).....	46
Figura 14. Esquema proceso de trabajo de planta fragmentadora (LYRSA, 2009).....	51
Figura 15. Tratamiento de residuos en Plantas de medios densos (LYRSA, 2009).....	55
Figura 16. Localización geográfica de centros autorizados de tratamiento y padrón municipal de la provincia de Castellón, periodo 2007-2008.....	57
Figura 17. Diagrama de bloques de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace.....	63
Figura 18. Planta general centro autorizado de tratamiento VFUs Armonía Galicia (cortesía de D. Luís Espiñeira).....	64
Figura 19. Detalle de la etapa de desmontaje y extracción de piezas y componentes (cortesía de D. Luís Espiñeira).....	65
Figura 20. Cadena de desmontaje de VFUs Armonía Galicia (cortesía de D. Luís Espiñeira) ...	65
Figura 21. Entrada de vehículo al final de su vida útil al volteador (cortesía de D. Luís Espiñeira)	65
Figura 22. Extracción de un escape en el volteador (cortesía de D. Luís Espiñeira).....	66
Figura 23. Extracción del radiador y motor completo tras el paso por el volteador (cortesía de D.	

Luís Espiñeira).....	66
Figura 24. Diagrama de bloques del centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación	70
Figura 25. Diagrama de bloques del proceso de fragmentación.....	77
Figura 26. Diagrama de bloques del tratamiento de fragmentación y separación mediante medios densos.....	79
Figura 27. Tecnologías de tratamiento consideradas.....	95
Figura 28. Esquema del depósito en vertedero del residuo de fragmentación	97
Figura 29. Esquema del proceso de tamizado, corte y separación R-Plus/Wesa SLF (Sattler y Laage, 2000).....	100
Figura 30. Esquema planta piloto Wesa SLF (Sattler, 2001).....	101
Figura 31. Planta tratamiento residuo de fragmentación, tecnología VW-Sicon (ARN, 2011)..	104
Figura 32. Reducción de tamaño y separación (Jody y Daniles, 2006)	106
Figura 33. Separación por flotación mezcla de plásticos concentrados (Jody y Daniels, 2006)	107
Figura 34. Esquema tipo planta de incineración de residuos sólidos municipales (Doka, 2009)	112
Figura 35. Productos y emisiones del tratamiento de incineración de residuos de fragmentación	113
Figura 36. Proceso de fabricación del cemento portland (AFCA, 2011)	116
Figura 37. Esquema del aporte residuo fragmentación al proceso de fabricación de clínker...	117
Figura 38. Tratamiento de gasificación secuencial en horno rotativo (Mancini, Tamma y Viotti, 2010)	122
Figura 39. Tratamiento de gasificación catalítica (Lin, Chowdhury y Wang, 2010).....	124
Figura 40. Esquema simplificado de la tecnología Reshment (Zevenhoven y Saeed, 2002)...	127
Figura 41. Esquema básico del proceso TwinRec (Ando et ál., 2002).....	129
Figura 42. Esquema general tecnología Thermoselect-Process (Thermoselect, 2003).....	132
Figura 43. Esquema de la tecnología BGL-G (Envirotherm GmbH, 2011)	133
Figura 44. Tratamientos de otros residuos y materiales considerados.....	144
Figura 45. Esquema simplificado de un incinerador de residuos peligrosos (Doka, 2003)	146
Figura 46. Esquema de la incineración de aceites y lubricantes usados (Doka, 2003).....	147
Figura 47. Esquema del tratamiento de destilación de aceites y lubricantes usados (Boughton y Horvath, 2004)	149
Figura 48. Esquema del tratamiento de regeneración de aceites y lubricantes usados (Boughton y Horvath, 2004)	150
Figura 49. Esquema de la incineración de anticongelantes y refrigerantes (Burger y Bauer, 2007)	152
Figura 50. Esquema del reciclado de anticongelantes y refrigerantes.....	154
Figura 51. Esquema básico del tratamiento de reciclado de baterías usadas (Salomone et ál., 2005)	156

Figura 52. Esquema básico del tratamiento de los filtros de aceite	160
Figura 53. Esquema simplificado del proceso de horno alto.....	170
Figura 54. Esquema del proceso de fabricación de cemento	171
Figura 55. Instalaciones productivas de vidrio laminado en Europa y Turquía (Glass for Europe, 2010).....	173
Figura 56. Esquema del tratamiento de reciclado de vidrio	175
Figura 57. Esquema del tratamiento de recuperación de metales del grupo paladio contenidos en catalizadores de automoción usados.....	178
Figura 58. Esquema del tratamiento de reutilización considerado	180
Figura 59. Sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil.....	200
Figura 60. Rutas básicas para el tratamiento de vehículos al final de su vida útil.....	207
Figura 61. Cumplimiento de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2006, combinación entre centros autorizados de tratamiento, tratamientos de fragmentación y tratamientos de post-fragmentación	213
Figura 62. Cumplimiento de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2006, combinación entre centros autorizados de tratamiento, tratamientos de fragmentación y tratamientos de post-fragmentación	214
Figura 63. C.01 Depósito en vertedero, cumplimiento Directiva 2000/53/CE.....	216
Figura 64. C.02 R-Plus/Wesa SLF, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	216
Figura 65. C.03 Salyp, cumplimiento Directiva 2000/53/CE.....	216
Figura 66. C.04 VW-Sicon, cumplimiento Directiva 2000/53/CE.....	216
Figura 67. C.05 ANL, cumplimiento Directiva 2000/53/CE.....	216
Figura 68. C.06 Hidrólisis, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	216
Figura 69. C.07 Co-incineración con residuos sólidos municipales, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	217
Figura 70. C.08 Horno de cementera, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	217
Figura 71. C.09 Citron, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	217
Figura 72. C.10 Gasificación secuencial en horno rotativo, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	217
Figura 73. C.11 Gasificación catalítica, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	217
Figura 74. C.12 Reshment, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	217
Figura 75. C.13 TwinRec, cumplimiento Directiva 2000/53/CE.....	218
Figura 76. C.14 Thermoselect-Process, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	218
Figura 77. C.15 SVZ Schwarze Pumpe, cumplimiento Directiva 2000/53/CE	218
Figura 78. Esquema para la definición de subconjuntos.....	227
Figura 79. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento de otros residuos y materiales	231
Figura 80. Daño a la diversidad del ecosistema [especies·año/1.000 kg de residuo]:	

comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento de otros residuos y materiales	232
Figura 81. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento de otros residuos y materiales.....	232
Figura 82. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo de post-fragmentación.....	236
Figura 83. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo de post-fragmentación	238
Figura 84. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo de post-fragmentación	239
Figura 85. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160106	240
Figura 86. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160106	241
Figura 87. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160106	241
Figura 88. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento.....	243
Figura 89. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento	244
Figura 90. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento.....	245
Figura 91. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte bajo.....	246
Figura 92. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte alto.....	246
Figura 93. Representación de las tendencias del perfil de impacto, valores de ejemplo	247
Figura 94. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte bajo	248
Figura 95. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte alto	248
Figura 96. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte bajo.....	249
Figura 97. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte alto.....	250
Figura 98. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: resultados globales	251
Figura 99. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg VFU]: resultados	

globales.....	254
Figura 100. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: resultados globales	256
Figura 101. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: divergencia en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte bajo.....	266
Figura 102. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: divergencias en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte alto.....	267
Figura 103. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: divergencias en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte bajo	267
Figura 104. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: divergencias en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte alto	268
Figura 105. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: divergencia en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte bajo	268
Figura 106. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: divergencia en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte alto	269
Figura 107. Origen de la electricidad bruta producida en Europa para el año 2009 (European Comission, DG Energy, 2011).....	270
Figura 108. Evolución de la producción eléctrica en la Unión Europea (EURELECTRIC, 2010)	270
Figura 109. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: energía eléctrica más sostenible, perfil del impacto por etapas, transporte bajo, comparación de los límites máximo y mínimo	272
Figura 110. Daño a la Salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: energía eléctrica más sostenible	272
Figura 111. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg/VFU]: transporte rodado menos contaminante	276
Figura 112. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: comparación entre perspectivas	277
Figura 113. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: comparación entre perspectivas	278
Figura 114. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: comparación entre perspectivas.....	279
Figura 115. Evaluación de impacto, puntuación única [Pt/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte bajo, comparación de los límites máximo y mínimo	281
Figura 116. Evaluación de impacto, puntuación única [Pt/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte alto, comparación de los límites máximo y mínimo	282
Figura 117. Evaluación de impacto, puntuación única [Pt/1.000 kg VFU], nivel de transporte bajo	283
Figura 118. Evaluación de impacto, puntuación única [Pt/1.000 kg VFU], nivel de transporte alto	283

Abreviaturas

1,4 DCB	1,4 Diclorobenceno
ABS	Acrilonitrilo butadieno estireno
ACV	Análisis del Ciclo de Vida
ALO	Ocupación de tierras agrícolas, del inglés <i>Agricultural Land Occupation</i>
ALOP	Potencial de ocupación de tierras agrícolas, del inglés <i>Agricultural Land Occupation Potential</i>
ANFAC	Asociación Española de Fabricantes de Automóviles y Camiones
ANL	Argonne National Laboratory
BT	Baja Tensión
CAT	Centro Autorizado de Tratamiento de vehículos al final de su vida útil
CC	Cambio climático, del inglés <i>Climate Change</i>
CE	Comisión Europea
CFC	Clorofluorocarburos
CML	Centro de estudios medioambientales de Leiden, del holandés <i>Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden</i>
COV	Compuestos Orgánicos Volátiles
COVDM	Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos del Metano
CTL	Centro de Tecnologías Limpias
DALY	Años de vida ajustados por discapacidad, del inglés <i>Disability-Adjusted Life Years</i>
DFEL	Diseño para el fin de vida, del inglés <i>Design for End-of-life</i>
E	Igualitaria, del inglés <i>Egalitarian</i>
ED	Daño a la diversidad del ecosistema, del inglés <i>Damage to Ecosystem Diversity</i>
EICV	Evaluación de Impacto del Ciclo de Vida
ELDA	End-of-Life Design Advisor
EN	European Normalization
ENDLESS	End Design Leading Sustainable Selection
EPDM	Caucho de etileno propileno dieno o etileno propileno dieno tipo M
EVA	Acetato de vinilo de etileno
FEDER	Fondo Europeo de Desarrollo Regional
FD	Agotamiento del combustible fósil, del inglés <i>Fossil fuel Depletion</i>
FDP <i>Potential</i>	Potencial de agotamiento del combustible fósil, del inglés <i>Fossil fuel Depletion Potential</i>
FE	Eutrofización del agua dulce, del inglés <i>Freshwater Eutrophication</i>
FEP	Potencial de eutrofización del agua dulce, del inglés <i>Freshwater Eutrophication Potential</i>

FER	Federación Española de la Recuperación y el Reciclaje
FET	Ecotoxicidad del agua dulce, del inglés <i>Freshwater Ecotoxicity</i>
FETP <i>Potential</i>	Potencial de ecotoxicidad del agua dulce, del inglés <i>Freshwater Ecotoxicity Potential</i>
GIS	Sistema de Información Geográfica, del inglés <i>Geographic Information System</i>
GLP	Gases Licuados del Petróleo
GWP	Potencial de calentamiento global, del inglés <i>Global Warming Potential</i>
H	Jerárquica, del inglés <i>Hierarchist</i>
HH	Daño a la salud humana, del inglés <i>Damage to Human Health</i>
HT	Toxicidad humana, del inglés <i>Human Toxicity</i>
HTP	Potencial de toxicidad humana, del inglés <i>Human Toxicity Potential</i>
I	Individualista, del inglés <i>Individualist</i>
IARC	International Agency for Research on Cancer
ICV	Inventario del Ciclo de Vida
IPA	Alcohol isopropílico, del inglés <i>Isopropyl alcohol</i>
IR	Radiación ionizante, del inglés <i>Ionising Radiation</i>
IREDA	Integrated Recyclability and End-of-life Design Algorithm
IRP	Potencial de radiación ionizante, del inglés <i>Ionising Radiation Potential</i>
ISO	International Standard Organization
LER	Lista Europea de Residuos
MCI	Aumento del coste marginal, del inglés <i>Marginal Cost Increase</i>
MDP	Potencial de agotamiento del recurso mineral, del inglés <i>Mineral Resource Depletion Potential</i>
ME	Eutrofización del medio marino, del inglés <i>Marine Eutrophication</i>
MEP <i>Potential</i>	Potencial de eutrofización del medio marino, del inglés <i>Marine Eutrophication Potential</i>
MET	Ecotoxicidad marina, del inglés <i>Marine Ecotoxicity</i>
METP	Potencial de ecotoxicidad marina, del inglés <i>Marine Ecotoxicity Potential</i>
MRD	Agotamiento del recurso mineral, del inglés <i>Mineral Resource Depletion</i>
MTD	Mejores Técnicas Disponibles
NA	No Aplica
NLT	Transformación del terreno natural, del inglés <i>Natural Land Transformation</i>
NLTP	Potencial de transformación del terreno natural, del inglés <i>Natural Land Transformation Potential</i>
NS	No significativo
NVT	Valor neto actual, del inglés <i>Net Present Value</i>
OD	Reducción de la capa de ozono, del inglés <i>Ozone Depletion</i>

ODP	Potencial de reducción de la capa de ozono del inglés <i>Ozone Depletion Potential</i>
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PA6.6	Poliamida, nailon 6.6
PAH	Hidrocarburos policíclicos aromáticos, del inglés <i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbons</i>
PCB	Policlorobifenilos
PCDD/F	Policlorodibenzodioxinas y policlorodibenzofuranos
PCI	Poder calorífico inferior
PCS	Poder calorífico superior
PDF	Fracción potencialmente desaparecida de las especies, del inglés <i>Potentially Disappeared Fraction of Species</i>
PE	Polietileno
PET	Politereftalato de etileno, en inglés <i>Polyethylene terephthalate</i>
PIB	Producto Interior Bruto
PM ₁₀	Partículas torácicas, tamaño menor a 10 µm
PMF	Formación de partículas, del inglés <i>Particulate Matter Formation</i>
PMFP <i>Potential</i>	Potencial de formación de partículas, del inglés <i>Particulate Matter Formation Potential</i>
POF <i>Formation</i>	Formación de oxidantes fotoquímicos, del inglés <i>Photochemical Oxidant Formation</i>
POFP	Potencial de formación de oxidantes fotoquímicos, del inglés <i>Photochemical Oxidant Formation Potential</i>
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
Pt	Punto
PU	Poliuretano
PUR	Espuma de poliuretano
PVB	Butiral de polivinilo
PVC	Policloruro de vinilo, del inglés <i>Polyvinyl chloride</i>
QWERTY	Quotes for Environmentally Weighted Recyclability
RA	Daño a la disponibilidad de recursos, del inglés <i>Damage to Resource Availability</i>
ReSICLED	Recovery Systems modelling and Indicator Calculation Leading to End-of-life-conscious Design
RFO	Combustible de sustitución, en inglés <i>Replacement Fuel Oil</i>
RNP	Residuo No Peligroso
RP	Residuo Peligroso
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry

SIG	Sistema de Información Geográfica
SIGRAUTO Uso	Asociación Española para el Tratamiento Medioambiental de Vehículos Fuera de
SPOLD	Society for Promotion of Life-cycle Assessment Development
TA	Acidificación del medio terrestre, del inglés <i>Terrestrial Acidification</i>
TAP	Potencial de acidificación del medio terrestre, del inglés <i>Terrestrial Acidification Potential</i>
TD ₅₀	Dosis tóxica media, del inglés <i>Median Toxic Dose</i>
TEP	Tonelada Equivalente de Petróleo
TEQ	Equivalencia tóxica de dioxinas, del inglés <i>Toxic Equivalent</i>
TET	Ecotoxicidad terrestre, del inglés <i>Terrestrial Ecotoxicity</i>
TETP	Potencial de ecotoxicidad terrestre, del inglés <i>Terrestrial Ecotoxicity Potential</i>
TMT	Sal trisódica de Trimercapto-S-Triazina
UE	Unión Europea
ULO	Ocupación de suelo urbano, del inglés <i>Urban Land Occupation</i>
ULOP <i>Potential</i>	Potencial de ocupación de suelo urbano, del inglés <i>Urban Land Occupation Potential</i>
UNE	Una Norma Española
VFU	Vehículo al Final de su vida Útil
WD	Agotamiento del agua, del inglés <i>Water Depletion</i>
WDP	Potencial de agotamiento del agua, del inglés <i>Water Depletion Potential</i>
YLL	Años perdidos, del inglés <i>Years of Life Lost</i>
YLD	Años de vida con discapacidad, del inglés <i>Years of Life Disabled</i>

La realización de esta tesis doctoral ha permitido la evaluación medioambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo. En su realización, ha sido necesario definir el sistema mediante la identificación de su inventario, flujos y relaciones entre etapas y tratamientos, como punto de partida para determinar el desempeño ambiental del sistema. La evaluación del desempeño ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil ha sido realizada a través de la cuantificación del cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil, y mediante la evaluación del impacto del ciclo de vida del sistema según la metodología del Análisis del Ciclo de Vida.

Tras identificar las tecnologías y tratamientos que forman parte del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil, se ha detectado la necesidad de definir e inventariar el sistema a partir de los procesos aplicables a los residuos de los vehículos. La realización de un ambicioso estudio de campo ha permitido identificar los flujos de entrada y salida, las energías, el transporte y las emisiones asociados a la gestión en centros autorizados de tratamiento de 10.506 vehículos al final de su vida útil. Además de los datos de inventario obtenidos, el estudio ha permitido identificar dos tipologías de centro autorizado de tratamiento distintas: el tipo 'desguace' y el tipo 'desfabricación'. Por otro lado, se ha analizado el inventario asociado a la etapa de fragmentación, extendiendo el estudio de campo a dos instalaciones de fragmentación que en conjunto representan la gestión de 283.000 t de este residuo. A partir del análisis del residuo de fragmentación, se han identificado aquellas tecnologías y tratamientos que, además del comúnmente aplicado depósito en vertedero, pueden ser una alternativa para la gestión de este residuo. En total se han analizado quince tecnologías y tratamientos de post-fragmentación. Tomando como referencia el depósito en vertedero, se han expuesto e inventariado cuatro tratamientos físicos y mecánicos avanzados (R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon y ANL), un tratamiento basado en la hidrólisis, dos tecnologías de combustión (Co-incineración con residuos sólidos municipales y el Horno de cementera), el proceso pirolítico denominado Citron, dos alternativas de gasificación (gasificación secuencial en horno rotativo y gasificación catalítica) y cuatro tecnologías de tratamiento híbridas que combinan en parte a las anteriores (Reshment, TwinRec, Thermostelect-Process y SVZ Schwarze Pumpe). Finalmente, tras identificar los residuos y materiales que se extraen en etapas anteriores del sistema de gestión de vehículos al final de su vida útil, se describen e inventarían las tecnologías y tratamientos aplicables a dichos residuos y materiales. En concreto, se han considerado el tratamiento de: aceites y lubricantes usados, anticongelantes y refrigerantes, líquido de frenos, baterías usadas, otros combustibles, filtros de aceite, zapatas de freno que contienen amianto, neumáticos fuera de uso, plásticos y polímeros, vidrios, catalizadores, piezas y componentes, cenizas y escorias, inertes y vitrificados, absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, otros disolventes y mezclas de disolventes, lodos y aguas aceitosas, y aguas residuales de procesos.

A partir de los datos de inventario obtenidos, se ha evaluado el desempeño ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil. En primer lugar, se ha establecido el sistema integral de gestión a evaluar, explicitando las relaciones entre las distintas alternativas de tratamiento de los distintos residuos generados en las cuatro etapas en que se había subdividido el sistema. Posteriormente, considerando el inventario del sistema y las posibles rutas alternativas que en él se pueden elegir para la gestión integral de los residuos derivados del fin de vida de los vehículos, se evalúa el grado de cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE. Considerando las etapas de gestión correspondientes a los

centros autorizados de tratamiento, las instalaciones de fragmentación y medios densos y las tecnologías y tratamientos de post-fragmentación, se determina qué combinaciones de tratamientos cumplirán más adecuadamente los citados objetivos. Los resultados revelan que, la combinación formada por los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación, las instalaciones de fragmentación y medios densos y el tratamiento pirolítico de post-fragmentación denominado Citron es la opción mejor capacitada para cumplir los objetivos exigidos para el año 2015. La evaluación del cumplimiento futuro de los objetivos ha permitido observar cómo la gestión de los vehículos en los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación y el tratamiento de su residuo principal en instalaciones de fragmentación y medios densos supone lograr mayores tasas de reutilización, reciclado y recuperación que la gestión en centros autorizados de tratamiento tipo desguace e instalaciones de fragmentación. La evaluación del desempeño ambiental del sistema se ha completado realizando una evaluación según la metodología del Análisis del Ciclo de Vida. Considerando las categorías de Daño a la salud humana, Daño a la diversidad del ecosistema y Daño a la disponibilidad de recursos, establecidas en el método de evaluación de impacto ReCiPe, se ha determinado cuál es el impacto total del sistema integral de gestión y su evolución por etapas. En general, la gestión de los vehículos al final de su vida útil en el sistema integral considerado suele ser beneficiosa para el medio ambiente, pero, dicho beneficio puede verse reducido significativamente según las tecnologías y tratamientos que se apliquen a los residuos. Sin llegar a resultados concluyentes, pues los resultados de la evaluación de impacto varían según la categoría de daño, habitualmente la gestión de vehículos en los centros autorizados de tratamiento tipo 'desguace' suele ser menos perjudicial para el medio ambiente que la realizada en el tipo 'desfabricación'. Similar situación se da en la disyuntiva entre instalaciones de fragmentación e instalaciones de fragmentación y medios densos, para las que la primera opción suele suponer un menor impacto ambiental. En el caso de las tecnologías y tratamientos de post-fragmentación, se puede afirmar que la tecnología Thermoselect-Process es la más desfavorable, seguida sin un orden claro por las tecnologías de Co-incineración con residuos sólidos municipales y Reshment. Sin embargo, no es tan clara la identificación de la tecnología de post-fragmentación más favorable ambientalmente. Los tratamientos físicos y mecánicos avanzados ANL y VW-Sicon son los dos candidatos mejor situados, seguidos por la tecnología Salyp, el tratamiento pirolítico Citron, la Gasificación catalítica, la tecnología R-Plus/Wesa SLF y la hidrólisis. La evaluación concluye planteando la encrucijada que supone la elección de un conjunto de tratamientos que pueda cumplir con los objetivos para el año 2015 exigidos en la Directiva 2000/53/CE y que suponga, a la vez, el menor impacto ambiental. La elección entre la gestión de los vehículos en una tipología de centro autorizado de tratamiento u otra, o entre instalaciones de fragmentación con o sin instalaciones de medios densos, puede condicionar el cumplimiento de los aludidos objetivos pero suponer una menor presión sobre el medio.

Puede afirmarse que, la evaluación del impacto ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil ha permitido evidenciar la difícil cuestión a la que éste se enfrenta: ¿Qué coste o impacto ambiental puede asumirse para cumplir los objetivos futuros exigidos en la Directiva 2000/53/CE? ¿Qué debe prevalecer?

La realització d'aquesta tesi doctoral ha permès avaluar mediambientalment el sistema integral de gestió de vehicles a la fi de la seva vida útil en el context europeu. En la seva realització, ha estat necessari definir el sistema integral de gestió de vehicles a la fi de la seva vida útil en el context europeu mitjançant la identificació del seu inventari, dels fluxos i relacions entre etapes i tractaments, com a punt de partida per determinar l'acompliment ambiental del sistema. L'avaluació de l'acompliment ambiental del sistema integral de gestió de vehicles a la fi de la seva vida útil ha estat valorada mitjançant la quantificació del compliment dels objectius exigits en la Directiva 2000/53/CE del Parlament Europeu i del Consell, de 18 de setembre de 2000, relativa als vehicles a la fi de la seva vida útil, i mitjançant l'avaluació de l'impacte del cicle de vida del sistema segons la metodologia de l'Anàlisi del Cicle de Vida.

Després d'identificar les tecnologies i tractaments que formen part del sistema integral de gestió de vehicles a la fi de la seva vida útil, s'ha detectat la necessitat de definir i inventariar el sistema a partir dels processos aplicables als residus dels vehicles. La realització d'un ambiciós estudi de camp ha permès identificar els fluxos d'entrada i sortida, les energies, el transport i les emissions associades a la gestió en centres autoritzats de tractament de 10.506 vehicles a la fi de la seva vida útil. A més de les dades d'inventari obtingudes, l'estudi ha permès identificar dues tipologies de centre autoritzat de tractament diferents: el tipus desballestament i el tipus desfabricació. D'altra banda, s'ha analitzat l'inventari associat a l'etapa de fragmentació estenent l'estudi de camp a dues instal·lacions de fragmentació que en conjunt representen la gestió de 283.000 t d'aquest residu. De l'anàlisi del residu de fragmentació, s'han identificat aquelles tecnologies i tractaments que, a més del comunament aplicat dipòsit en abocador, poden ser una alternativa per a la gestió d'aquest residu. En total s'han analitzat 15 tecnologies i tractaments de post-fragmentació. Prenent com a referència el dipòsit en abocador, s'han exposat i inventariat quatre tractaments físics i mecànics avançats (R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon i ANL), un tractament basat en la hidròlisi, dues tecnologies de combustió (Co-incineració amb residus sòlids municipals i el Forn de cimentera), el procés pirolític anomenat Citron, dues alternatives de gasificació (gasificació seqüencial en forn rotatiu i gasificació catalítica) i quatre tecnologies de tractament híbrides que combinen en part a les anteriors (Reshment, TwinRec, Thermosteact-Process i SVZ Schwarze Pumpe). Finalment, després d'identificar els residus i materials que s'extreuen en anteriors etapes del sistema de gestió de vehicles a la fi de la seva vida útil, es descriuen i s'inventarien les tecnologies i tractaments aplicables a aquests residus i materials. En concret, s'han considerat el tractament de: olis i lubricants usats, anticongelants i refrigerants, líquid de frens, bateries usades, altres combustibles, filtres d'oli, sabates de fre que contenen amiant, pneumàtics fora d'ús, plàstics i polímers, vidres, catalitzadors, peces i components, cendres i escòries, inerts i vitrificats, absorbents, materials de filtració, draps de neteja i roba protectora, altres dissolvents i mescles de dissolvents, llots i aigües olioses, i aigües residuals de processos.

A partir de les dades d'inventari obtingudes, s'ha avaluat l'acompliment ambiental del sistema integral de gestió de vehicles a la fi de la seva vida útil. En primer lloc, s'ha establert el sistema integral de gestió a avaluar, explicitant les relacions entre les diferents alternatives de tractament dels diferents residus generats en les quatre etapes en què s'havia subdividit el sistema. Posteriorment, considerant l'inventari del sistema i les possibles rutes alternatives que s'hi poden triar per a la gestió integral dels residus derivats de la fi de vida dels vehicles, s'avalua el grau de compliment dels objectius exigits en la Directiva 2000/53/CE. Considerant les etapes de gestió corresponents als centres autoritzats de tractament, les instal·lacions de fragmentació i mitjans densos, i les tecnologies i tractaments de post-fragmentació, es determinen que combinacions de tractaments compliran més adequadament els objectius

esmentats. Els resultats revelen que, la combinació formada pels centres autoritzats de tractament tipus desfabricació, les instal·lacions de fragmentació i mitjans densos, i el tractament pirolític de post-fragmentació denominat Citron és l'opció millor capacitada per complir els objectius futurs, any 2015, exigits. L'avaluació del compliment futur dels objectius ha permès observar com la gestió dels vehicles en els centres autoritzats de tractament tipus desfabricació i el tractament del seu residu principal en instal·lacions de fragmentació i mitjans densos suposa aconseguir majors taxes de reutilització, reciclatge i recuperació que la gestió en centres autoritzats de tractament tipus desballestament i instal·lacions de fragmentació. L'avaluació de l'acompliment ambiental del sistema s'ha completat realitzant una avaluació de l'impacte del cicle de vida del sistema segons la metodologia de l'Anàlisi del Cicle de Vida. Considerant les categories de Dany a la salut humana, Dany a la diversitat de l'ecosistema i Dany a la disponibilitat de recursos, establertes en el mètode d'avaluació d'impacte ReCiPe, s'ha determinat quin és l'impacte total del sistema integral de gestió i la seva evolució per etapes. En general, la gestió dels vehicles a la fi de la seva vida útil en el sistema integral considerat sol ser beneficiosa per al medi ambient, però, aquest benefici es pot veure reduït significativament segons les tecnologies i tractaments que s'apliquin als residus. Sense arribar a resultats concloents, ja que els resultats de l'avaluació d'impacte varien segons la categoria de dany, habitualment la gestió de vehicles en els centres autoritzats de tractament tipus desballestament sol ser menys perjudicial per al medi ambient que la realitzada en el tipus desfabricació. Similar situació es dona en la disjuntiva entre instal·lacions de fragmentació i instal·lacions de fragmentació i mitjans densos, per a les quals la primera opció sol suposar un menor impacte ambiental. En el supòsit de les tecnologies i tractaments de post-fragmentació, es pot afirmar que la tecnologia Thermoselect-Process és la més desfavorable, seguida sense un ordre clar per les tecnologies de Co-incineració amb residus sòlids municipals i Reshment. No obstant això, no és tan clara la identificació de la tecnologia de post-fragmentació més favorable ambientalment. Els tractaments físics i mecànics avançats ANL i VW-Sicon són els dos candidats més ben situats, seguits per la tecnologia Salyp, el tractament pirolític Citron, la gasificació catalítica, la tecnologia R-Plus/Wesa SLF i la Hidròlisi. L'avaluació conclou plantejant la cruïlla que suposa l'elecció d'un conjunt de tractaments que pugui complir amb els objectius per a l'any 2015 exigits en la Directiva 2000/53/CE i que suposi, al mateix temps, el menor impacte ambiental. L'elecció entre la gestió dels vehicles en una tipologia de centre autoritzat de tractament o una altra, o entre instal·lacions de fragmentació amb o sense instal·lacions de mitjans densos, pot condicionar el compliment dels esmentats objectius però suposar una menor pressió sobre el medi.

Es pot afirmar que, l'avaluació de l'impacte ambiental del sistema integral de gestió de vehicles a la fi de la seva vida útil ha permès evidenciar la difícil qüestió a la qual aquest s'enfronta: Quin cost o impacte ambiental es pot assumir per tal de complir els objectius futurs exigits en la Directiva 2000/53/CE? Què ha de prevaler?

This thesis has allowed the environmental assessment of a comprehensive system for managing of end-of-life vehicles in the European context. For its completion, it was necessary to define the system by identifying its inventory, flows and relationships between stages and treatments, as a starting point to determine its environmental performance. The evaluation of the environmental performance of the whole system of management of end-of-life vehicles has been assessed through the quantification of compliance with the objectives set in Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council, of 18 September 2000, on end-of-life vehicles, and by assessing the impact of the life cycle of the system following the methodology of Life Cycle Assessment.

After identifying the technologies and treatments that are part of the system, the processes for the treatment of waste from vehicles within the system had to be defined and inventoried. An ambitious field study helped identify the input and output flows, energy, transport and emissions associated with the management of 10,506 end-of-life vehicles on authorized treatment facilities. In addition to the inventory data obtained, the study has identified two types of authorized treatment facilities: 'scrapyard' type and 'demanufacturing' type. Furthermore, we have analyzed the inventory associated with the fragmentation step extending the field study to two shredding facilities which together represent the management of 283,000 t of shredding residues. From the analysis of the shredding residues, we have identified those technologies and treatments that may be an alternative to landfilling. Fifteen technologies and treatments of post-shredding have been analyzed. In addition to the landfill, four advanced physical and mechanical treatments (R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon y ANL) have been presented and inventoried, plus a treatment based on hydrolysis, two combustion technologies (co-incineration with municipal solid waste and cement furnace), the pyrolysis process called Citron), two alternative gasification processes (sequential gasification on rotary kiln and catalytic gasification), and four hybrid technologies combining the previous treatments (Reshment, TwinRec, Thermoselect-Process y SVZ Schwarze Pumpe). Finally, after identifying waste materials that are extracted in earlier stages of the end-of-life vehicles system, technologies and treatments applicable to such waste materials are also described and inventoried. In particular, the treatment of the following waste materials was considered: oils and lubricants, antifreeze and coolants, brake fluid, batteries, other fuels, oil filters, brake pads containing asbestos, used tires, plastics and polymers, glass, catalysts, parts and components, ashes and slags, inert and vitrified materials, absorbents, filter materials, wiping cloths and protective clothing, other solvents and solvent mixtures, sludge and oily water, and process wastewater

From the inventory data obtained, the environmental performance of the comprehensive system of managing of end-of-life vehicles was evaluated. First, the management system to be assessed was modelled, explaining the relationships between the various alternatives for the treatment of the various wastes generated in the four stages in which the system was divided. Subsequently, considering the inventory of the system and possible alternative routes that one can choose for the integrated management of residues of end-of-life vehicles, the degree of compliance with the objectives set in Directive 2000/53/EC was assessed. Considering the management stages for authorized treatment facilities, shredding facilities and post-shredding stages, the combinations of treatments that more appropriately meet the abovementioned objectives were determined. The results show that the combination formed by so-called 'demanufacturing' authorized treatment facilities, installations of shredding and dense media separation, and the pyrolysis treatment of post-shredding (Citron) is the best option to achieve the environmental goals for the year 2015.

The treatment of vehicles in 'demanufacturing' authorized treatment facilities and shredding

facilities and dense media separation achieve higher rates of reuse, recycling and recovery than the treatment in 'scrapyard' authorized treatment facilities and shredding facilities. The environmental performance evaluation was completed by performing an impact assessment of the life cycle of the system following the Life Cycle Assessment methodology. Considering the categories of Damage to Human Health, Damage to Ecosystem Diversity and Damage to Resource Availability established in the impact assessment method ReCiPe, the full impact of the system as a whole and its individual stages was assessed. Usually, the management of end-of-life vehicles within an integrated system is considered beneficial to the environment, but this benefit may be reduced significantly depending on the selection of technologies and treatments that are applied to waste. Without reaching conclusive results, as the results of evaluation of impact vary across impact categories, the processing of vehicles in 'scrapyard' authorized treatment facilities is usually less harmful to the environment than in the 'demanufacturing' type. A similar situation occurs in the trade-off between shredding facilities and shredding facilities with dense media separation: the first option usually means less environmental impact. In the case of the technology and treatments of post-shredding, we can say that Thermoselect-Process technology is the most adverse, without a clear order followed by the Co-incineration with municipal solid waste and Reshment technologies. However, is not as clear identification of post-shredding technology more environmentally friendly. The advanced physical and mechanical treatments ANL and VW-Sicon are the two best placed candidates, followed by Salyp technology, Citron pyrolysis treatment, catalytic gasification, R-Plus/Wesa SLF technology and hydrolysis. The evaluation highlights the challenge of choosing a set of treatments that can meet the objectives by 2015 required by Directive 2000/53/EC and, at the same time, lead to a reduced environmental impact. The choice between the management of vehicles on a type of authorized treatment facility or another, or between shredding facilities with or without dense media separation, may condition compliance with the aforementioned objectives, but lead to less pressure on the environment.

It can be argued that environmental impact assessment of the whole system of management of end-of-life vehicles has highlighted the difficult issue that it faces: What environmental cost or impact can be assumed to meet future targets required by Directive 2000/53/EC? What should prevail?

Capítulo 1. Introducción

1.1 Objeto y alcance

El objeto de la presente investigación es realizar una aportación relevante en el ámbito de la evaluación ambiental del tratamiento de vehículos al final de su vida útil. Para ello, se considerará el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil desde la perspectiva de las tecnologías y tratamientos de residuos que son aplicados y aplicables en cada una de las etapas de dicho sistema.

La evaluación ambiental del tratamiento de vehículos al final de su vida útil en el sistema integral de gestión se realizará desde dos perspectivas complementarias:

- Mediante la evaluación de las tasas de reutilización, reciclado, recuperación y valorización que define la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil.
- Mediante la evaluación de indicadores de impacto ambiental propuestos por la metodología del Análisis del Ciclo de Vida.

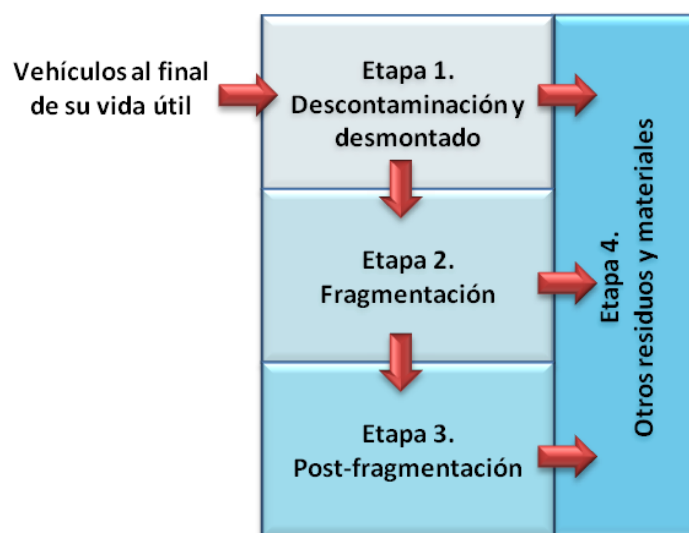


Figura 1. Esquema básico del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil considerado

El alcance del estudio abarca a las tecnologías y tratamientos necesarios para la gestión integral de los residuos derivados del fin de vida de los vehículos. Las tecnologías y tratamientos considerados formarán el sistema integral de gestión (Figura 1). En concreto, se considerarán las tecnologías y tratamientos correspondientes a las etapas de:

1. Centros Autorizados de Tratamiento. Descontaminación y desmontado de los vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento.
2. Fragmentación. Gestión de la fracción metálica principal del residuo procedente de la etapa anterior en instalaciones de fragmentación y medios densos.
3. Post-fragmentación. Gestión del residuo procedente de la etapa de Fragmentación en instalaciones basadas en tecnologías y tratamientos de post-fragmentación.
4. Otros tratamientos. Gestión de otros residuos y materiales extraídos o generados en cualquiera de las etapas anteriores.

Las etapas 1, 2 y 3 son el argumento principal de esta investigación, mientras que la etapa 4 será la referencia para establecer los límites del sistema estudiado.

1.2 Objetivos

Los objetivos principales o generales de este estudio son:

1. Definir el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo, mediante la identificación de su inventario, flujos y relaciones entre etapas y tratamientos.
2. Verificar que el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil cumple los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil, artículo 7, punto 2, apartados a) y b), para fomentar la reutilización de los componentes reutilizables y la valorización de los componentes que no sean reutilizables, limitando el depósito en vertedero de residuos.
3. Identificar alternativas para la gestión del residuo de fragmentación que supongan una mejora del impacto ambiental respecto al tratamiento actualmente aplicado.
4. Identificar y preseleccionar, desde la perspectiva ambiental, posibles mejores técnicas disponibles (MTDs) para la gestión integral de vehículos al final de su vida útil.

1.3 Justificación

La Organización de las Naciones Unidas (ONU) define el concepto de desarrollo sostenible como la capacidad de satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las del futuro para atender sus propias necesidades (World Commission on Environment and Development, 1987). En su definición original, el desarrollo sostenible se centra en la preservación del medio ambiente y el consumo prudente de los recursos naturales no renovables.

En este contexto, el uso de los recursos ha formado parte de los debates sobre política medioambiental en Europa en los últimos treinta años. El ritmo actual de consumo de los recursos y la consiguiente presión ambiental han sido en muchos casos más rápido que los avances ambientales o los incrementos de productividad. Así pues, la posibilidad de que se agoten los recursos y la contaminación que provoca su uso, constituyen una amenaza cada vez más presente para nuestro medio ambiente. Para invertir estas tendencias poco sostenibles, interrumpir el deterioro del medio ambiente y preservar los servicios esenciales que prestan los recursos naturales, la política en materia de medio ambiente europea pretende ir más allá de la mera regulación de la contaminación –control de las emisiones de contaminantes y de los residuos.

La estrategia europea sobre el uso sostenible de los recursos naturales (Comisión de las Comunidades Europeas, 2005) es el marco de acción destinado a disminuir las presiones sobre el medio ambiente derivadas de la producción y del consumo de los recursos naturales, sin perjudicar al desarrollo económico. El objeto de la estrategia es reducir las presiones ambientales de cada etapa del ciclo de vida de los recursos, desde su extracción o recolección, uso y eliminación final. Se trata por tanto de integrar este concepto de ciclo de vida y de impacto de los recursos en todas las políticas relacionadas con ellos. Dicho planteamiento debe ser aplicado sistemáticamente al conjunto de las políticas ambientales, como por ejemplo en la estrategia sobre los residuos.

La estrategia europea sobre la prevención y el reciclado de los residuos (Comisión de las Comunidades Europeas, 2005) establece orientaciones y describe las medidas destinadas a disminuir las presiones sobre el medio ambiente derivadas de la producción y gestión de los residuos.

La idea básica es que todos los recursos disponibles en el mercado se convertirán en residuos

en algún momento y todas las actividades productivas generan alguna forma de residuo. Aunque las tasas de reciclado y de incineración aumentan, las cantidades de residuos que acaban en vertederos no disminuyen, pues se incrementa constantemente su producción. Ante esta situación, se plantean nuevas posibilidades de gestión de los residuos para disminuir las cantidades enviadas a vertederos, recuperar más recursos y energía a partir de los residuos y mejorar el reciclado, tanto cuantitativa como cualitativamente. Los principales beneficios esperados son una mayor eficacia y una mejor relación calidad-precio gracias a la importancia concedida al impacto ambiental, una disminución de los costes y de los obstáculos a las actividades de reciclado y una reducción de la contaminación provocada por los residuos, especialmente emisiones de gases de efecto invernadero.

La estrategia en materia de prevención de la producción de residuos se refiere esencialmente a la reducción del impacto ambiental de los residuos y de los productos destinados a convertirse en residuos. Para ser eficaz, esa disminución de impacto ha de aplicarse a todas las etapas de la vida de los recursos. Constituye por tanto un factor importante de éxito la aplicación de los instrumentos como las mejores técnicas disponibles o el diseño ecológico de los productos. El enfoque basado en el ciclo de vida de los productos y de los procesos supone mejorar el conocimiento sobre el impacto de la utilización de los recursos en la producción y en la gestión de los residuos.

La Directiva 2006/12/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 5 de abril de 2006 relativa a los residuos –derogada por la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008 sobre los residuos– establece el marco de gestión coordinada de los residuos para limitar su producción y organizar eficientemente su tratamiento y eliminación. Su objetivo es proteger el medio ambiente y la salud humana mediante la prevención de los efectos nocivos que suponen la producción y la gestión de dichos residuos. Dicho marco jurídico establece la jerarquía de prioridades que los Estados miembros deberán adoptar para el tratamiento de residuos:

1. prevención;
2. preparación para la reutilización;
3. reciclado;
4. otro tipo de valorización, como por ejemplo, la valorización energética;
5. eliminación.

Además, expresa la obligatoriedad de los Estados miembros en fomentar la implantación de una red de instalaciones para la eliminación de residuos, debiendo ser dicha red autosuficiente para la eliminación de residuos para el conjunto de la Comunidad. Así como la obligación de establecer planes de gestión de residuos en cada uno de los Estados miembros.

Es en este marco en donde el transporte, elemento fundamental del funcionamiento de las economías modernas, se halla ante una contradicción permanente: en un lado, una sociedad que siempre solicita mayor movilidad y en el otro lado, una opinión pública que soporta cada vez menos la congestión de algunas redes y el deterioro del medio ambiente. Un sistema de transporte moderno debe ser sostenible desde un punto de vista económico, social y medioambiental.

La estrategia en materia de transporte y medio ambiente define los objetivos de la actuación de la Unión Europea y de los Estados miembros para limitar todo lo posible el impacto del transporte en el medio ambiente. Su prioridad es garantizar que se consideren los temas ambientales en la elaboración y aplicación de la política de transportes en los sectores aéreo, ferroviario, marítimo, tráfico rodado, etc. Esta estrategia plantea la necesidad de actuar en los siguientes ámbitos:

- Prevenir o eliminar los efectos negativos del aumento del tráfico;
- Fomentar el transporte público, el transporte intermodal y el transporte combinado menos perjudicial para el medio ambiente;
- Fomentar la investigación y el desarrollo tecnológico para reducir las emisiones de CO₂ y el ruido, especialmente;
- Concienciar a los usuarios, conductores y a la industria del automóvil sobre el modo de reducir el impacto del transporte en el medio ambiente.

En el caso particular del sector del automóvil, para alcanzar el desarrollo sostenible se deben considerar fundamentalmente tres problemas:

- la reducción de la demanda energética de los vehículos;
- la contaminación debida a los gases de efecto invernadero; y
- la reciclabilidad de los vehículos.

Desde el punto de vista ambiental, entre todas las fases del ciclo de vida de los vehículos, el consumo de energía durante la fase de utilización prevalece por encima de las fases asociadas a la fabricación y a la disposición final (Figura 2) (Zushi et ál., 2005; Van Acker et ál., 2009). Por este motivo, los esfuerzos en investigación e innovación en el sector del automóvil se han centrado en gran medida en el desarrollo de nuevos motores energéticamente más eficientes, el coche eléctrico, las pilas de combustible, la sustitución de combustibles derivados del petróleo por biofuegos y la reducción del peso muerto del vehículo derivada de la utilización de materiales más ligeros. Estos esfuerzos permitirán reducir la demanda de energía y la contaminación debida a los gases de efecto invernadero al plantear alternativas que afectan principalmente a la fase de utilización. Menores esfuerzos se han aplicado en reducir el impacto del fin de vida de los vehículos, asociado al problema de la reciclabilidad. El diseño para el fin de vida y el estudio de tecnologías de tratamiento del residuo de fragmentación para el incremento de la reciclabilidad de los vehículos son los aspectos que se han considerado habitualmente. Sin embargo, no existen estudios en el contexto europeo que aborden, considerando su ciclo de vida, la gestión integral de los vehículos al final de su vida útil y traten de determinar su impacto sobre el medio ambiente.

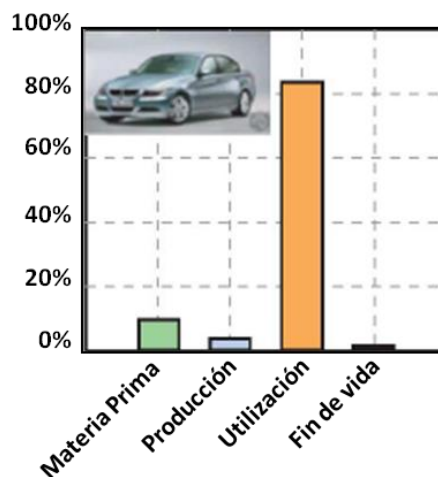


Figura 2. Importancia relativa de las fases del ciclo de vida de los vehículos (Van Acker et ál., 2009)

Si se considera que en el año 2000 en la Comunidad Europea se estima que se generaron entre 8 y 9 millones de toneladas de residuos de coches usados y que, probablemente, esta cantidad ascienda a entre 14 ó 17 millones de toneladas en el año 2015 (Andersen et ál., 2008; GHK y Bio Intelligence Service, 2006), se comprende el interés que supone abordar el estudio de la gestión integral de vehículos al final de su vida útil desde la perspectiva del Análisis del Ciclo de Vida planteado en esta investigación.

1.3.1 Necesidad de establecer el inventario del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo

Establecer el inventario del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil, para el contexto europeo, es necesario para poder realizar su evaluación de impacto aplicando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida. El inventario del sistema integral de gestión considerado debe de considerar todas las etapas del sistema objeto de estudio e incluir datos reales relativos a los flujos de entrada y salida de materias, las energías, el transporte y las emisiones y vertidos al medio.

La consideración de contexto europeo está motivada por las diferencias entre las fuerzas que dirigen distintos sistemas de gestión de vehículos al final de su vida útil. Existen tres contextos diferenciados: los Estados Unidos de América y Canadá, Japón y la Unión Europea. En Estados Unidos de América y Canadá la menor presión legislativa y la disponibilidad de grandes extensiones de terreno en donde depositar los residuos hacen que sean las fuerzas económicas del mercado de recuperación de materiales las que dirijan el sistema. En el caso de Japón, la falta de espacio para almacenar residuos y la escasez de recursos ha motivado una legislación que limita al máximo esta posibilidad. El sistema de gestión de vehículos al final de su vida útil, al igual que el de otros residuos, está dirigido y concebido para satisfacer dicha escasez de espacio y recursos, principalmente energéticos. El posible incremento de las cantidades depositadas en vertedero en zonas con alta densidad de población, como Japón o la Unión Europea, es un problema importante dada la relación entre la consideración de su impacto (la percepción por el público) y la densidad de población. En el marco de la Unión Europea, con una situación intermedia, es la conciencia por proteger el medio ambiente y la percepción del público la que ha motivado una presión legislativa que trata de limitar el impacto sobre el medio y el almacenamiento de residuos, sin repercutir costes a la sociedad (Department of the Environmental and Heritage, 2002).

Por otro lado, la falta de estudios que analicen el inventario conjunto del ciclo de vida de las cuatro etapas del sistema integral de gestión de vehículos hace necesaria su realización. En la bibliografía consultada existen estudios que abordan el problema del fin de vida de vehículos, pero suelen ser comparaciones entre tasas de recuperación de tratamientos de una etapa, o varias etapas asumiendo suposiciones iniciales. Puede citarse como ejemplo, el informe-resumen de la prueba de seguimiento de niveles de recuperación de vehículos al final de su vida útil realizado por la Asociación Española para el Tratamiento Medioambiental de los Vehículos Fuera de Uso^a (SIGRAUTO, 2010). En dicha prueba se determinan los niveles de recuperación de vehículos al final de su vida útil que son tratados en centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación y post-fragmentación. El resultado del informe no refleja los flujos de procesos ni el inventario del sistema de fin de vida, sólo las tasas teóricas de recuperación que se lograrían si los vehículos fuesen tratados en dichas instalaciones. El cálculo de las tasas de recuperación se basa en el método de cálculo denominado “valor supuesto de metales”, que permite establecer una tasa de recuperación para dichos materiales basándose en estudios y bibliografía. Es decir, en dicha prueba, la tasa de recuperación de

^a La Asociación Española para el Tratamiento Medioambiental de los Vehículos Fuera de Uso (SIGRAUTO) aglutina a 475 de dichos centros autorizados de tratamiento, representando aproximadamente el 85% de los vehículos al final de su vida útil tratados en España. Además, es la mayor entidad concertada por los principales fabricantes e importadores de vehículos en España para el tratamiento de los mismos en su fin de vida.

metales es supuesta.

Otros trabajos existentes, o no son estudios de campo de las etapas cubiertas por los centros autorizados de tratamiento o sólo analizan la etapa de fragmentación y presuponen tasas de recuperación por etapas o para algunos materiales (Staudinger y Keoleian, 2001; Kanari, Pineau y Shallar, 2003; Gerrard y Milind, 2007; Williams et ál., 2007; Vermeulen et ál., 2011) disminuyendo la calidad del posible inventario a realizar. También existen estudios en los que su objeto no es determinar los flujos de procesos ni realizar el inventario (GHK y Bio Intelligence Service, 2006; Fergusson e Institut for European Environmental Policy, 2007). Finalmente, otros estudios analizan aisladamente el depósito en vertedero, la recuperación energética y otros tratamientos de post-fragmentación aplicables a los residuos generados tras la etapa de fragmentación (De Filippis et ál., 2003; Jenseit et ál., 2003; Forton, Harder y Moles, 2006; Boughton y Horvath, 2006; Coates y Rahimifard, 2009; Ciacci et ál., 2010; Moakley, Weller y Zelic, 2010; Morselli, et ál., 2010).

1.3.2 Necesidad de evaluar el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE

En el contexto europeo, la gestión de los vehículos al final de su vida útil debe cumplir los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil. Los objetivos fijan los niveles de reutilización, reciclado y valorización mínimos de los vehículos al final de su vida útil que deben alcanzarse en el año 2006 y 2015. Como exigencia de obligado cumplimiento, el sistema de gestión de los vehículos al final de su vida útil debe ser coherente con la citada Directiva 2000/53/CE.

El análisis de cómo cumplen actualmente los sistemas de gestión de diversos países europeos ha sido abordado en distintos estudios (Fergusson e Institut for European Environmental Policy, 2007; Comisión de las Comunidades Europeas, 2007; Eurostat, 2011). En general se basan en análisis parciales del sistema, sólo consideran las dos primeras etapas del sistema de gestión, o se basan en un valor mínimo de reciclado presupuesto, como el ya citado informe-resumen de la prueba de seguimiento de niveles de recuperación de vehículos al final de su vida útil (SIGRAUTO, 2010).

Existen estudios y comparativas entre tecnologías y tratamientos para la etapa de post-fragmentación (Zevenhoven y Saeed, 2002; GHK y Bio Intelligence Service, 2006; Boughton y Horvath, 2006; Ferrão, Nazareth y Amaral, 2006; Moakley, Weller y Zelic, 2010; Ciacci et ál., 2010; Vermeulen et ál., 2011). Finalmente, existen estudios y comparativas entre tecnologías y tratamientos aplicables a otros residuos y materiales generados en el fin de vida de los vehículos, como sería el caso de las baterías, los aceites y lubricantes o los neumáticos fuera de uso. Todos ellos abordan exclusivamente el problema de la gestión de un tipo de residuo o material, y no el problema global que suponen los vehículos al final de su vida útil.

No se han encontrado estudios que evalúen el cumplimiento de los citados objetivos planteando diversas alternativas tecnológicas para el conjunto formado por las cuatro etapas del sistema integral de gestión objeto de estudio. Por lo tanto, se considera oportuno y necesario realizar esta evaluación.

1.3.3 Necesidad de evaluar el impacto ambiental potencial del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil

En los apartados anteriores se ha indicado la existencia de diversos estudios que, en mayor o menor profundidad, evalúan el cumplimiento de la Directiva 2000/53/CE. Sin embargo, no se

han encontrado estudios que evalúen específicamente el impacto ambiental potencial del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil. La necesidad de evaluar el impacto ambiental de dicho sistema se considera la mejor forma de identificar, de entre el conjunto de tecnologías y tratamientos aplicables al conjunto de residuos y materiales que se generan en el fin de vida de los vehículos, aquellas tecnologías y tratamientos que sean más beneficiosas para el medio ambiente. Además, se considera necesario que dicha evaluación sirva de complemento y de contrapunto a la evaluación de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE. El estricto cumplimiento de los mencionados objetivos debe lograrse con el menor impacto posible al medio ambiente.

En la bibliografía consultada la evaluación ambiental del fin de vida de vehículos no suele ser el objeto principal de estudio. Tal y como se ha comentado anteriormente, más del 80% del impacto ambiental del ciclo de vida de los vehículos se produce en la fase de utilización. Acorde con este hecho, la evaluación ambiental más común suele tener por objeto determinar el impacto ambiental de la reducción del peso del vehículo, de la aplicación de materiales tecnológicamente más avanzados como los composites o aleaciones ligeras, o de la sustitución del tipo de energía utilizada o del combustible. Si bien es cierto que se reconoce la potencial mejora que puede suponer un tipo de gestión en el fin de vida u otro, esta cuestión suele ir ligada al objeto principal de estudio. Por ejemplo, la reducción del impacto en el fin de vida de un chasis metálico frente al impacto en el fin de vida del obtenido a partir de plásticos reforzados con fibras de carbono se considera una cuestión marginal frente a la reducción de impacto en la etapa de uso del vehículo (Van Acker et ál., 2009).

1.4 Hipótesis

Este estudio pretende corroborar las siguientes hipótesis:

1. La evaluación ambiental para la toma de decisiones referidas al sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil debe necesariamente realizarse considerando el conjunto de etapas de dicho sistema.
2. Los tratamientos aplicados en la etapa primera del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil pueden condicionar el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2015.
3. Es posible determinar sistemas integrales de gestión ambientalmente más eficientes que el actual sistema basado en el depósito en vertedero del residuo de fragmentación.

1.5 Metodología

Con el fin de verificar las hipótesis y lograr el cumplimiento de los objetivos planteados, en el presente estudio se aplicará la metodología por etapas descrita en la Figura 3.

En primer lugar se realizará un amplio estudio de campo para disponer de datos reales relativos a las fases de descontaminación, desmontaje y fragmentación que habitualmente se aplican en los centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación y medios densos durante el fin de vida de los vehículos. Mediante el estudio de los centros autorizados de la provincia de Castellón y el centro autorizado de tratamiento VFUs Armonía Galicia S.L. se obtendrán los datos relativos a las fases de descontaminación y desmontaje. El estudio de varias instalaciones de fragmentación y medios densos permitirá obtener los datos relativos a la fase de fragmentación.

Posteriormente se realizará un amplio estudio bibliográfico en el que se identificarán las tecnologías y tratamientos que habitualmente se aplican y que pueden ser aplicados a los residuos generados tras la etapa de fragmentación. Partiendo del estudio del tratamiento

comúnmente aplicado, el depósito en vertedero, se identificarán otras tecnologías y tratamientos potencialmente aplicables. El estudio se completará con la identificación de otras tecnologías y tratamientos que son aplicados y aplicables a otros residuos y materiales generados durante el fin de vida de los vehículos, como por ejemplo los catalizadores, los refrigerantes o el vidrio. Para cada una de las tecnologías y tratamientos considerados se determinarán los datos más relevantes de su inventario.

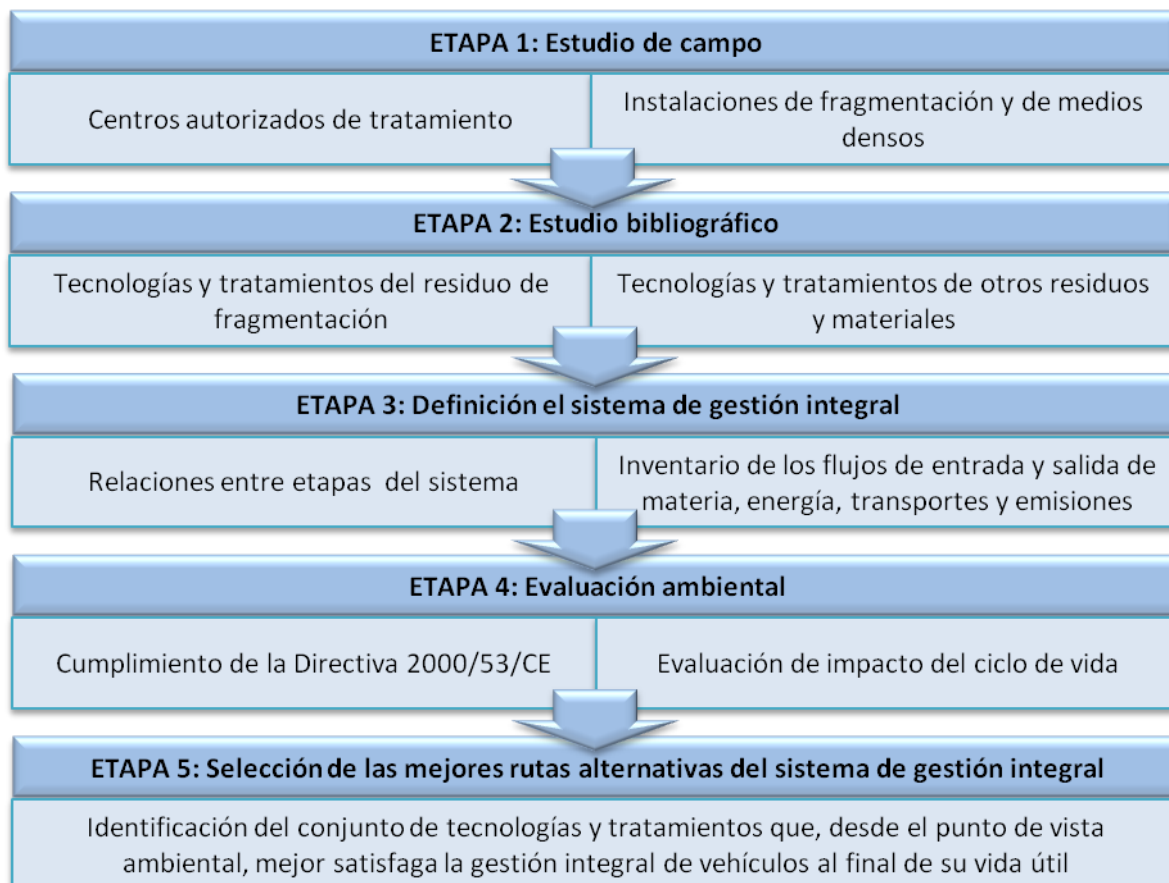


Figura 3. Metodología aplicada para la evaluación ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil

Considerando las relaciones entre todas las tecnologías y tratamientos anteriores, se definirá el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil. A partir de esta definición, y con los datos obtenidos anteriormente, se realizará el inventario del ciclo de vida del sistema. El inventario obtenido permitirá realizar la evaluación del desempeño ambiental del sistema. En particular, se evaluará el cumplimiento actual y futuro de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE por las posibles rutas de tratamiento de los vehículos al final de su vida útil, y el impacto ambiental debido al tratamiento de los vehículos al final de su vida útil según dichas rutas de tratamiento.

Finalmente, una vez concluida la evaluación del desempeño ambiental, los resultados obtenidos permitirán identificar y seleccionar las rutas alternativas de tratamiento que supongan un mejor desempeño ambiental.

1.6 Contenido y estructura del documento

El presente estudio se divide en ocho capítulos, incluido este primer capítulo introductorio. La Figura 4 muestra la estructura del estudio y los puntos principales que contiene.

En el capítulo segundo se exponen los principios metodológicos para la evaluación

medioambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil. En primer lugar, se expondrá la metodología establecida en la Decisión de la Comisión 2005/293/CE, de 1 de abril, por la que se establecen normas de desarrollo para controlar el cumplimiento de los objetivos de reutilización y valorización así como de reutilización y reciclado fijados en la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a los vehículos al final de su vida útil. En segundo lugar, se mostrará la metodología del Análisis del Ciclo de Vida y los principios del método de evaluación de impacto que se aplicará. Ambas metodologías servirán como base teórica para realizar en el capítulo sexto la evaluación del desempeño ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil.

Capítulo 1: Introducción	<ul style="list-style-type: none"> • Objeto, alcance y justificación. • Hipótesis y objetivos. • Metodología y estructura.
Capítulo 2: Metodologías para la evaluación medioambiental	<ul style="list-style-type: none"> • La Decisión de la Comisión 2005/293/CE • La metodología del Análisis del Ciclo de Vida. • El método ReCiPe para la evaluación de impacto del ciclo de vida.
Capítulo 3: Estudio de campo del fin de vida de los vehículos	<ul style="list-style-type: none"> • El fin de vida de vehículos en Europa y en España. • Inventario de los centros autorizados de tratamiento. • Inventario de las instalaciones de fragmentación y medios densos.
Capítulo 4: Tratamiento del residuo de fragmentación	<ul style="list-style-type: none"> • Análisis de residuo de fragmentación. • Tecnologías para el tratamiento del residuo de fragmentación.
Capítulo 5: Tratamiento de otros residuos y materiales	<ul style="list-style-type: none"> • Otros residuos y materiales generados durante el fin de vida de los vehículos. • Tecnologías para el tratamiento de otros residuos y materiales.
Capítulo 6: Evaluación ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil	<ul style="list-style-type: none"> • Cálculo de indicadores ambientales, según la Directiva 2000/53/CE. • Cálculo de indicadores de impacto ambiental, según la metodología de Análisis del Ciclo de Vida y el método de cálculo ReCiPe.
Capítulo 7 Análisis de sensibilidad	<ul style="list-style-type: none"> • Debido a los datos: divergencias en el inventario, sostenibilidad de la energía eléctrica y transporte rodado menos contaminante. • Debido al método de cálculo: perspectivas alternativas y puntuación única.
Capítulo 8 Conclusiones y trabajos futuros	<ul style="list-style-type: none"> • Conclusiones. • Futuros trabajos. • Publicaciones derivadas.

Figura 4. Estructura del estudio y principales puntos

El tercer capítulo se inicia con una introducción al fin de vida de vehículos en Europa y en España. A partir de dicha introducción, y del conocimiento sobre el actual sistema de fin de vida, se plantean diversos estudios de campo con el fin de recolectar datos reales referidos a los tratamientos aplicados para la descontaminación y desmontaje de los vehículos en los centros autorizados de tratamiento y el tratamiento de fragmentación. Los datos e información obtenidos permitirán, posteriormente y conjuntamente con los datos recopilados en los capítulos cuarto y quinto, definir las relaciones y el inventario del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil.

En el capítulo cuarto se realizará un estudio bibliográfico sobre el residuo de fragmentación y las posibles alternativas de tratamiento existentes. En primer lugar, se caracterizará el residuo de fragmentación, pues su origen, composición material y características físicas y químicas son cuestiones que determinan en gran medida los posibles tratamientos a considerar. En segundo lugar, se procederá a identificar y seleccionar a aquellas tecnologías y tratamientos del residuo de fragmentación que, según la bibliografía consultada, puedan constituirse en una alternativa al depósito en vertedero actualmente aplicado. Cada una de las tecnologías y tratamientos seleccionados, además del actual depósito en vertedero, serán brevemente descritas y expuestos sus inventarios. En los casos en que el inventario no esté completo se utilizarán datos bibliográficos acordes a los procesos que se apliquen.

El quinto capítulo será similar al capítulo cuarto, pero se centrará en las tecnologías y tratamientos aplicables a otros residuos y materiales generados en el fin de vida de los vehículos. Partiendo de los datos obtenidos en el capítulo tercero y cuarto se identificarán qué residuos o materiales son generados durante el tratamiento de vehículos al final de su vida útil, tanto los derivados de los vehículos como los derivados de los procesos aplicados. Una vez identificados dichos residuos o materiales se mostrarán e inventariarán las tecnologías o tratamientos que comúnmente se aplican o, según el caso, pueden aplicarse. De forma similar a lo indicado para el capítulo cuarto, en los casos en que el inventario no esté completo se utilizarán datos bibliográficos acordes a los procesos aplicados.

El capítulo sexto corresponde a la evaluación ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil. Como punto de partida para la evaluación del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil se mostrará dicho sistema y sus relaciones, de modo que, con los datos de inventario obtenidos en los capítulos anteriores, se pueda establecer su inventario. A partir de la definición del sistema integral de gestión, de sus relaciones y de su inventario, se evaluará en primer lugar el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE. Los resultados obtenidos permitirán conocer cómo afectará al grado de cumplimiento de la Directiva 2000/53/CE la aplicación, en las etapas 1, 2 y 3 del sistema, de un conjunto de tecnologías u otras. Posteriormente, aplicando la metodología el Análisis del Ciclo de Vida y el método de evaluación de impacto previamente seleccionado, se evaluará el impacto ambiental del ciclo de vida del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil. Los resultados obtenidos permitirán identificar las rutas de tratamiento más beneficiosas para el medio ambiente. La comparación entre los resultados de la evaluación de impacto y el cumplimiento de la Directiva 2000/53/CE permitirá a su vez determinar si el incremento de los niveles de reutilización, reciclado y recuperación supondrá un incremento del impacto ambiental.

Para analizar la estabilidad de los resultados obtenidos en la evaluación de impacto se realizará en el capítulo séptimo un análisis de sensibilidad. Se analizará la sensibilidad de los resultados respecto a cuestiones asociadas a los datos y al método de evaluación. Los resultados obtenidos servirán para contrastar la evaluación inicial reforzando las conclusiones alcanzadas.

Finalmente, en el capítulo octavo se estructurarán y presentarán las conclusiones del estudio realizado a partir de los resultados y consideraciones de capítulos anteriores, justificando el cumplimiento de las hipótesis y de los objetivos establecidos. Posteriormente se analizarán las perspectivas y trabajos futuros que pueden dar continuidad a esta investigación. Se indicará además la difusión en revistas, congresos internacionales y nacionales hasta el momento del presente estudio y la que se prevé.

Capítulo 2. Metodologías para la evaluación medioambiental

El objetivo de este capítulo es exponer las metodologías utilizadas en el capítulo sexto para la evaluación medioambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil.

En primer lugar, se mostrará el contexto y los principios aplicables al cálculo del cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil, que se desarrollan en la Decisión de la Comisión 2005/293/CE, de 1 de abril de 2005.

En segundo lugar, se expondrá la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) que se aplicará en la evaluación del impacto ambiental. La metodología del Análisis del Ciclo de Vida permite determinar el impacto medioambiental de procesos, productos y servicios a lo largo de su ciclo vital. En primer lugar, la exposición de esta metodología se realiza tomando como referencia las definiciones y estándares de las normas internacionales:

- UNE-EN ISO 14040 (2006): Gestión ambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Principios y marco de referencia.
- UNE-EN ISO 14044 (2006): Gestión ambiental. Análisis del Ciclo de Vida. Requisitos y directrices.

Además, se considerarán las recomendaciones realizadas por las principales organizaciones y grupos de trabajo en el ámbito del Análisis del Ciclo de Vida.

El capítulo continuará con una breve exposición de los principales métodos de evaluación de impacto para el Análisis del Ciclo de Vida. Dado que en la presente tesis se aplicará el método de evaluación de impacto denominado ReCiPe, se dedicará un apartado específico a la descripción de dicho método de evaluación. La exposición de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida concluirá con una breve descripción de algunas de las herramientas informáticas –programas informáticos y bases de datos– existentes que facilitan la realización del Análisis del Ciclo de Vida.

2.1 Metodología para la verificación de la Directiva 2000/53/CE

La Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil establece medidas destinadas, con carácter prioritario, a la prevención de los residuos procedentes de vehículos y, adicionalmente, a la reutilización, reciclado y otras formas de valorización de los vehículos al final de su vida útil y sus componentes. Dichas medidas persiguen reducir la eliminación de residuos y mejorar la eficacia en la protección medioambiental de todos los agentes económicos que intervengan en el ciclo de vida de los vehículos y, más concretamente, de aquellos que intervengan directamente en el tratamiento de los vehículos al final de su vida útil. La Directiva 2000/53/CE establece medidas específicas para:

- fomentar la prevención de residuos mediante la limitación de sustancias peligrosas, el diseño y la producción considerando el desmontaje, la reutilización y la valorización;
- establecer sistemas de recogida disponibles para todos los vehículos, libres de gastos;
- establecer sistemas de tratamiento disponibles para todos los vehículos acordes con las directrices de la propia Directiva 2000/53/CE; y
- fomentar la reutilización de los componentes reutilizables y la valorización de los

componentes que no sean reutilizables, así como para que se conceda prioridad al reciclado cuando ello sea viable desde el punto de vista medioambiental.

Respecto al último punto, fomentar la reutilización y la valorización, el artículo 7, apartado 2 de la Directiva 2000/53/CE establece cuáles son los objetivos que deben lograrse:

1. A más tardar el 1 de enero de 2006, con respecto a todos los vehículos al final de su vida útil, se aumentará la reutilización y valorización hasta un mínimo del 85% del peso medio por vehículo y año. Dentro del mismo plazo se aumentará la reutilización y reciclado hasta un mínimo del 80% del peso medio por vehículo y año.
2. A más tardar el 1 de enero de 2015, con respecto a todos los vehículos al final de su vida útil, se aumentará la reutilización y valorización hasta un mínimo del 95% del peso medio por vehículo y año. En este mismo plazo, se aumentará la reutilización y reciclado hasta un mínimo del 85% del peso medio por vehículo y año.

De acuerdo con la citada Directiva 2000/53/CE, la Comisión debe establecer las normas de desarrollo necesarias para controlar el cumplimiento, por parte de los Estados miembros, de los objetivos fijados en su artículo 7, apartado 2. En este sentido, la Decisión de la Comisión 2005/293/CE, de 1 de abril de 2005, por la que se establecen normas de desarrollo para controlar el cumplimiento de los objetivos de reutilización y valorización así como de reutilización y reciclado fijados en la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a los vehículos al final de su vida útil fija el método de cálculo de dichos objetivos. Como complemento necesario para establecer qué es reutilización, reciclado, valorización o eliminación, se considerará lo dispuesto en la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos.

Destacar, debido a su relevancia, las definiciones y consideraciones, incluidas en la Decisión de la Comisión 2005/93/CE y en la Directiva 2008/98/CE, siguientes:

- Reutilización; cualquier operación mediante la cual productos o componentes que no sean residuos se utilizan de nuevo con la misma finalidad para la que fueron concebidos.
- 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.
- 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. Incluye la transformación del material orgánico^b, pero no la valorización energética ni la transformación en materiales que se vayan a usar como combustibles o para operaciones de relleno.
- Eliminación; cualquier operación que no sea la valorización, incluso cuando la operación tenga como consecuencia secundaria el aprovechamiento de sustancias o energía. Cuando el tratamiento de un residuo se realice en instalaciones destinadas al tratamiento de residuos sólidos urbanos mediante incineración, se considerará que es eliminación si su eficiencia energética es inferior a:
 - 0,60 tratándose de instalaciones en funcionamiento y autorizadas conforme a la legislación comunitaria aplicable desde antes del 1 de enero de 2009;
 - 0,65 tratándose de instalaciones autorizadas después del 31 de diciembre de 2008.

^b Incluye la gasificación y la pirólisis que utilizan los componentes como elementos químicos.

Aplicando la siguiente fórmula:

$$- \text{Eficiencia energética} = (E_p - (E_f + E_i)) / (0,97 \times (E_w + E_f))$$

Donde:

- E_p es la energía anual producida como calor o electricidad, que se calcula multiplicando la energía en forma de electricidad por 2,6 y el calor producido para usos comerciales por 1,1.
 - E_f es la aportación anual de energía al sistema a partir de los combustibles que contribuyen a la producción de vapor.
 - E_w es la energía anual contenida en los residuos tratados, calculada utilizando el poder calorífico neto de los residuos.
 - E_i es la energía anual importado excluyendo E_f y E_w .
- El cálculo de los indicadores ambientales, basados en los objetivos de reutilización/valorización y reutilización/reciclado establecidos en la Directiva 2000/53/CE, se realizará a partir de los materiales reutilizados, reciclados y valorizados de las operaciones realizadas en los centros autorizados de tratamiento –descontaminación y desmontaje– y de las operaciones realizadas en las instalaciones de fragmentación y post-fragmentación. No se tendrá en cuenta el combustible retirado durante las operaciones realizadas en los centros autorizados de tratamiento.

Este marco legislativo permite evaluar el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE aplicando para su cálculo la Tabla 1, la Tabla 2, la Tabla 3 y la Tabla 4 establecidas en la Decisión de la Comisión 2005/293/CE.

Tabla 1. Materiales procedentes de la descontaminación y el desmontaje (en t por año) de vehículos al final de su vida útil originarios del Estado miembro y tratados en el mismo

Materiales de descontaminación y desmontaje	Reutilización (A)	Reciclaje (B1)	Valorización energética (C1)	Valorización total (D1 = B1 + C1)	Eliminación (E1)
Baterías					
Líquidos (excluido el combustible)					
Filtros de aceite					
Otros materiales derivados de la descontaminación (excluido el combustible)					
Catalizadores					
Componentes de metal					
Neumáticos					
Piezas de plástico de gran tamaño					
Vidrio					
Otros materiales derivados del desmontaje					
Total					

Tabla 2. Materiales procedentes de la fragmentación (en t por año) de vehículos al final de su vida útil originarios del Estado miembro y tratados en el mismo

Materiales de fragmentación	Reciclaje (B2)	Valorización energética (C2)	Valorización total (D2 = B2 + C2)	Eliminación (E2)
Chatarra ferrosa (acero)				
Materiales no ferrosos (Al, Cu, Zn, Pb, etc.)				
Fragmentos ligeros				
Otros				
Total				

Tabla 3. Control de (piezas de) vehículos al final de su vida útil originarios del Estado miembro y exportados para otro tratamiento (en t por año)

Peso total de los vehículos al final de su vida útil exportados por país	Reciclado total de (piezas de) vehículos al final de su vida útil exportados (F1)	Valorización total de (piezas de) vehículos al final de su vida útil exportados (F2)	Eliminación total de (piezas de) vehículos al final de su vida útil exportados (F3)

Tabla 4. Reutilización, valorización y reciclaje total (en t por año) de vehículos al final de su vida útil originarios del Estado miembro y tratados dentro o fuera del mismo

Reutilización (A)	Reciclaje total (B1+B2+F1)	Valorización total (D1+D2+F2)	Reutilización y reciclaje totales (X1 = A+B1+B2+F1)	Reutilización y valorización totales (X2 = A+D1+D2+F2)
W (nº total de vehículos al final de su vida útil) = ...			%	%
Wº (peso total de los vehículos) = ...			X1/W1	X2/W1

2.2 Metodología del Análisis del Ciclo de Vida

Desde hace varias décadas es notable el reconocimiento e importancia que ha adquirido entre la población mundial la protección de nuestro entorno. Esta conciencia medioambiental ha posibilitado que se propongan y generen estrategias y metodologías para la evaluación de los posibles impactos sobre el medio ambiente asociados a procesos, productos y servicios, con la finalidad de comprender mejor las causas de dichos impactos y limitarlos o reducirlos. Es en este contexto donde surge el Análisis del Ciclo de Vida como una de las herramientas más ampliamente aceptada por la comunidad científica mundial para la evaluación del impacto medioambiental. Los primeros estudios del Análisis del Ciclo de Vida surgen a finales de 1960, pero no es hasta la década de 1990 cuando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida está suficientemente desarrollada (Bousted, 1996). En este desarrollo debe destacarse el trabajo de diversas asociaciones y organizaciones de ámbito internacional, como la SPOLD –Society for Promotion of Life-cycle Assessment Development– o la SETAC –Society of Environmental Toxicology and Chemistry–, cuyos trabajos son la base de los desarrollos normativos posteriores.

La SETAC (1993) define el Análisis del Ciclo de Vida como:

“un procedimiento objetivo de evaluación de cargas energéticas y ambientales correspondientes a un proceso o a una actividad, que se efectúa identificando

los materiales y la energía utilizada y los descartes liberados en el ambiente natural. La evaluación se realiza en el ciclo de vida completo del proceso o actividad, incluyendo la extracción y tratamiento de la materia prima, la fabricación, el transporte, la distribución, el uso, el reciclado, la reutilización y el despacho final”.

Dicho procedimiento puede ayudar a:

- la identificación de oportunidades para mejorar el desempeño ambiental de procesos, productos o servicios, en las distintas etapas de su ciclo de vida;
- la aportación de información a quienes toman decisiones en la industria, organizaciones gubernamentales o no gubernamentales (por ejemplo, para la planificación estratégica, el establecimiento de prioridades, el diseño y rediseño de procesos, productos o servicios);
- la selección de los indicadores de desempeño ambiental pertinentes, incluyendo técnicas de medición; y
- el marketing (por ejemplo, implementando un esquema de etiquetado ambiental, elaborando una reivindicación ambiental o una declaración ambiental).

Según la norma UNE-EN ISO 14040:2006, el Análisis del Ciclo de Vida es:

“una técnica para determinar los aspectos ambientales potenciales asociados a un producto: compilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema; evaluando los impactos ambientales potenciales asociados a esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación con los objetivos del estudio”.

El Análisis del Ciclo de Vida trata, por lo tanto, los aspectos ambientales e impactos ambientales potenciales –por ejemplo, el uso de recursos y las consecuencias ambientales de las emisiones– a lo largo de todo el ciclo de vida de un proceso, producto o servicio, desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado, hasta su disposición –es decir, de la cuna a la tumba. Para ello, durante la evaluación del impacto del ciclo de vida se emplean modelos desarrollados para interpretar datos y efectos sobre el medio ambiente. No obstante, debido a la carencia de factores temporales y espaciales, los impactos reales no pueden ser evaluados.

Esta metodología de análisis permite el análisis global de los sistemas, por lo que sirve para detectar situaciones en las que un determinado sistema parece más sostenible desde el punto de vista medioambiental que otro simplemente porque transfiere las cargas ambientales a otros procesos, productos o servicios. También puede darse la circunstancia de que la transferencia de cargas ambientales se dé entre regiones geográficas o en el tiempo, por ejemplo al remitir residuos a otras regiones o al comercializar productos con bajo impacto en su fabricación pero con alto impacto durante su utilización.

Por otro lado debe destacarse que, a pesar de que en algunos casos no sea posible realizar el Análisis del Ciclo de Vida completo, la metodología resulta útil como herramienta para la gestión medioambiental de sistemas, pues posibilita la identificación de la fuente del problema para optimizar el uso de recursos o gestionar los residuos (Wrisberg et ál., 1997). También puede servir para comparar dos o más procesos, productos o servicios alternativos que cumplan una misma función o como herramienta en el ecodiseño para comparar materiales u otros aspectos.

2.2.1 Fases del Análisis del Ciclo de Vida

Según la UNE-EN ISO 14040:2006, en un estudio de Análisis del Ciclo de Vida hay cuatro fases fundamentales (Figura 5):

- la fase de definición del objetivo y del alcance;
- la fase de análisis del inventario;
- la fase de evaluación del impacto ambiental; y
- la fase de interpretación.

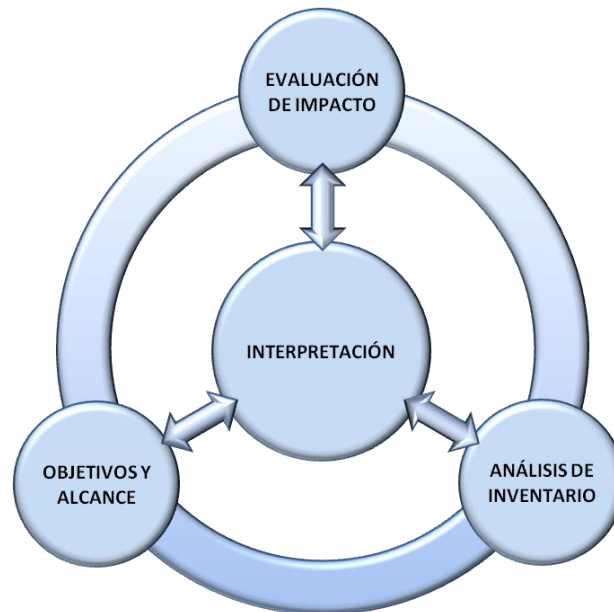


Figura 5. Relaciones entre etapas del Análisis del Ciclo de Vida, adaptación de la UNE-EN ISO 14040:2006

2.2.1.1 Definición del objetivo y del alcance

En la primera fase de un Análisis del Ciclo de Vida debe establecerse, según la UNE-EN ISO 14040:2006, cuál es el objetivo del mismo, siendo necesario establecer:

- la aplicación prevista;
- las razones para realizar el estudio;
- el público previsto; y
- si se prevé utilizar los resultados en aseveraciones comparativas que se divulgarán al público.

El alcance de un Análisis del Ciclo de Vida, incluyendo los límites del sistema y el nivel de detalle, depende del tema y del uso previsto del estudio. El alcance incluye los siguientes puntos:

- el sistema a estudiar (Figura 6);
- las funciones del sistema;
- la unidad funcional;
- los límites del sistema;
- los procedimientos de asignación;
- las categorías de impacto seleccionadas y la metodología de evaluación de impacto, y la subsecuente interpretación a utilizar;
- los requisitos relativos a los datos y su calidad;
- las suposiciones;
- las limitaciones;
- el tipo de revisión crítica, si la hay; y
- el tipo y formato del informe requerido para el estudio.

La profundidad y amplitud del Análisis del Ciclo de Vida puede diferir considerablemente

dependiendo del objetivo de un Análisis del Ciclo de Vida en particular y de sus límites.

Dado que la técnica del Análisis del Ciclo de Vida es iterativa, mientras se recopilan los datos e información puede que sea necesario tener que modificar diversos aspectos del alcance para cumplir con el objetivo original del estudio.

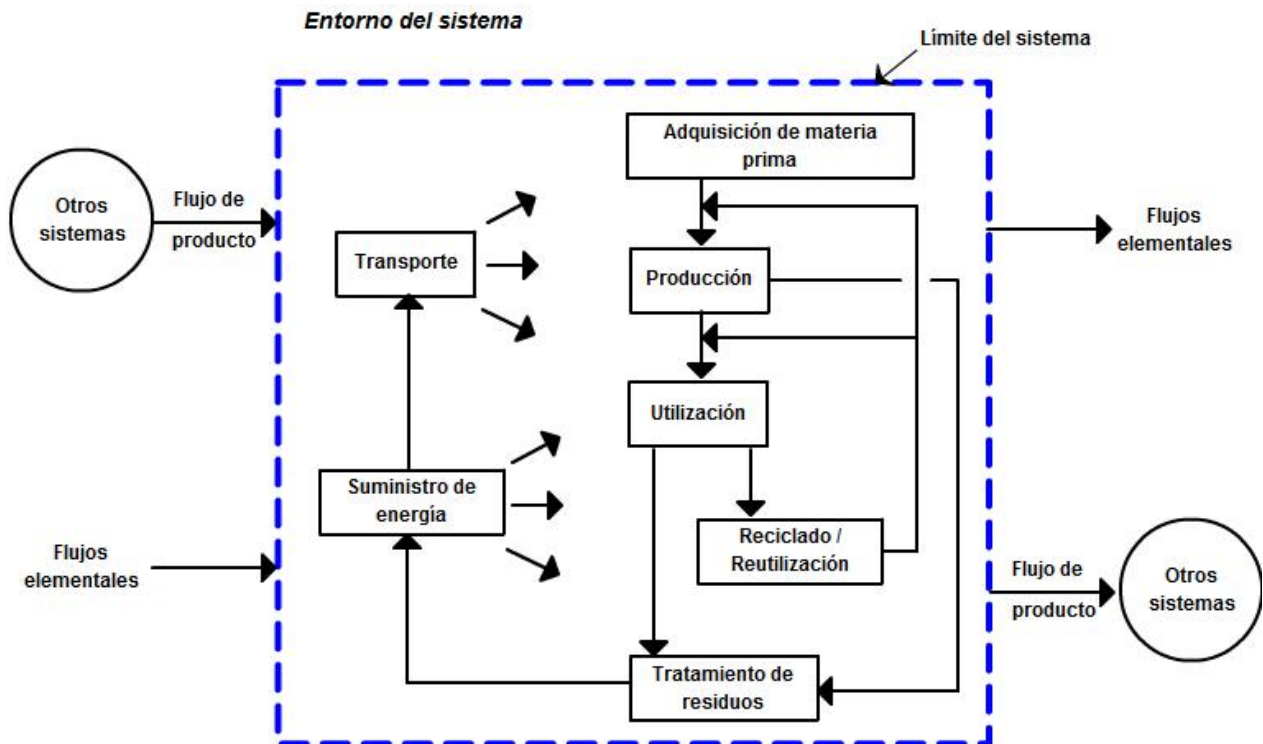


Figura 6. Ejemplo de un sistema para el Análisis del Ciclo de Vida, adaptación de la UNE-EN ISO 14040:2006

2.2.1.2 Análisis de inventario

La fase de análisis del inventario del ciclo de vida (ICV) es la segunda fase del Análisis del Ciclo de Vida. Es un inventario de los datos de entrada/salida en relación con el sistema bajo estudio (Figura 7). Implica la recopilación de los datos necesarios para cumplir los objetivos del estudio definido.

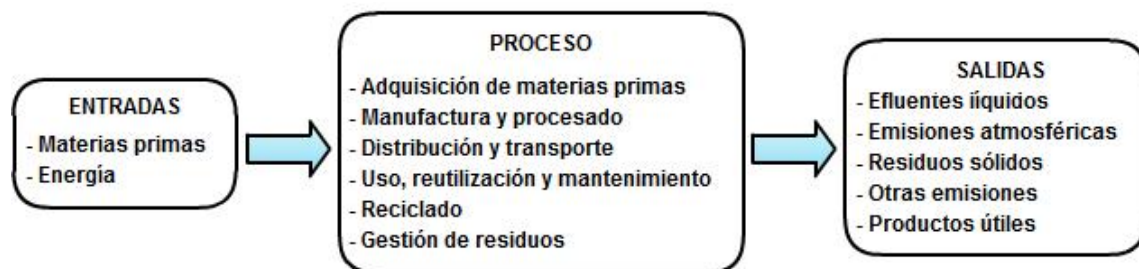


Figura 7. Esquema del análisis de inventario

La realización del análisis de inventario es un proceso iterativo. A medida que se recopilan los datos y se adquiere conocimiento sobre el sistema, se pueden identificar nuevos requisitos o limitaciones, que requieran cambios en los procedimientos de recopilación de datos. Algunas veces se pueden identificar algunos asuntos que requieran una revisión del objetivo o del alcance del estudio. La fase de inventario consta de tres etapas:

- recopilación de datos;
- cálculo de los datos; y

- asignación de flujos, de emisiones y de vertidos.

Durante la fase de recopilación, los datos para cada proceso unitario dentro de los límites del sistema se pueden clasificar como entradas –de energía, de materia prima, entradas auxiliares, otras entradas físicas–, como productos, coproductos y residuos, como emisiones al aire, vertidos al agua y al suelo, o como otros aspectos ambientales.

Tras la recopilación de datos, en la etapa de cálculo, deben validarse los datos recopilados para, posteriormente, establecer la relación de los datos con los procesos unitarios y la relación de los datos con el flujo de referencia de la unidad funcional.

Por último, y dado que los procesos industriales pocas veces producen una salida única o están basados en una relación lineal entre las entradas y las salidas, deben considerarse procedimientos de asignación de flujos, de emisiones y de vertidos para los sistemas.

2.2.1.3 Evaluación de impacto

La fase de evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) es la tercera fase del Análisis del Ciclo de Vida. El objetivo de la evaluación del impacto del ciclo de vida es proporcionar información adicional para ayudar a evaluar los resultados del inventario del ciclo de vida de un sistema a fin de comprender mejor su importancia ambiental. Es decir, determinar cuán significativos son los impactos ambientales potenciales utilizando los resultados del inventario del ciclo de vida. Habitualmente, implica la asociación de los datos de inventario con las categorías de impactos ambientales específicos y con los indicadores de esas categorías para comprender dichos impactos. Además, esta fase proporciona información para la fase de interpretación del ciclo de vida posterior. El mecanismo ambiental que se aplica para realizar la evaluación de impacto, permite, partiendo de los resultados del inventario, cuantificar los impactos potenciales en función de su orientación al problema –métodos de nivel intermedio o *midpoint*– o en función de las áreas de protección –métodos de nivel final o *endpoint*. En la Figura 8 se ilustra con un ejemplo el mecanismo ambiental para la evaluación de impacto.

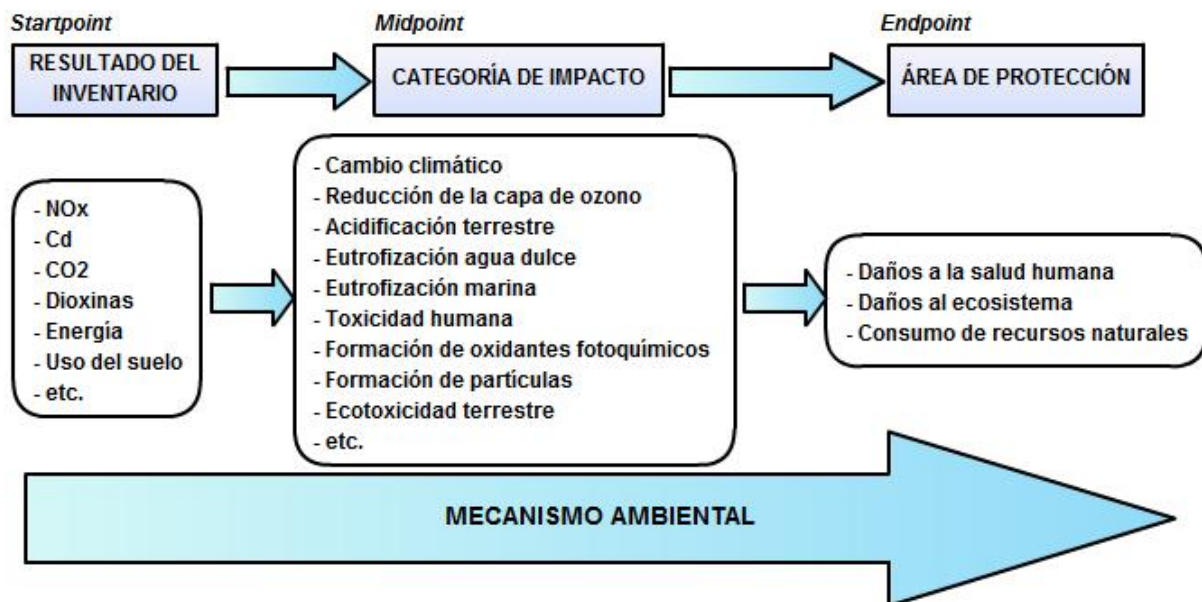


Figura 8. Mecanismo ambiental para la evaluación de impacto del ciclo de vida, ejemplo

En la evaluación de impacto de un Análisis del Ciclo de Vida se utilizan diversos métodos de cálculo que cuentan con la aceptación internacional, pero que pueden presentar algunas ventajas o inconvenientes en función del método. Debe destacarse que actualmente no se ha alcanzado ningún tipo de acuerdo sobre qué método en particular utilizar como estándar. En el

apartado 2.2.2 posterior se enunciarán algunos de los métodos existentes, centrándose posteriormente la exposición en el método ReCiPe (Goedkoop et ál., 2009) aplicado en el estudio de Análisis del Ciclo de Vida de esta tesis doctoral.

Según la UNE-EN ISO 14040:2006, los métodos de evaluación de impacto suelen constar de cinco elementos (Figura 9), siendo los tres primeros obligatorios y los dos últimos opcionales.

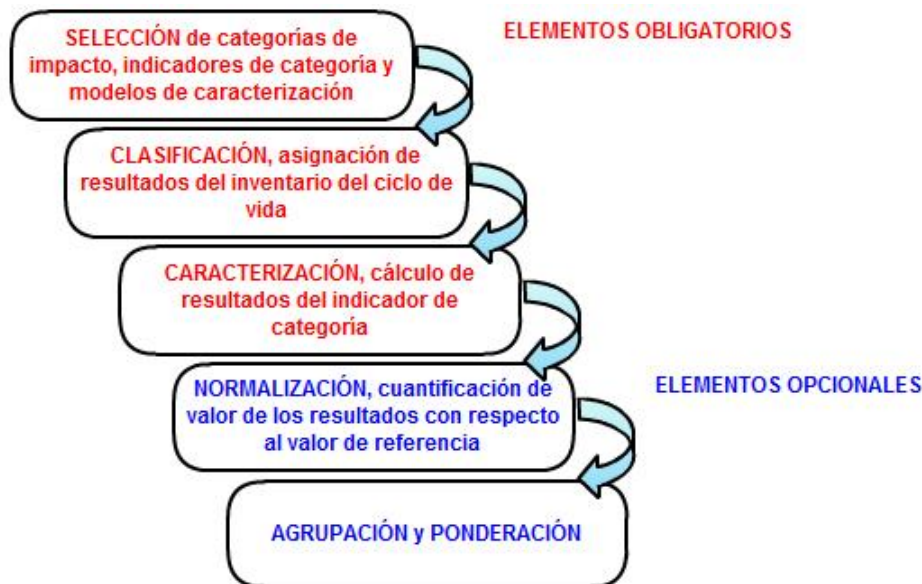


Figura 9. Elementos de la fase de evaluación de impacto del ciclo de vida, adaptación de la UNE-EN ISO 14040:2006

Las fases consideradas obligatorias son:

- *Selección*. Elección de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos.
- *Clasificación*. Asignación de los datos procedentes del inventario a cada categoría de impacto según el tipo de efecto ambiental esperado.
- *Caracterización*. Modelización, mediante factores de caracterización, de los datos del inventario para cada una de las categorías de impacto consideradas.

La caracterización implica la conversión de los resultados del inventario del ciclo de vida a unidades comunes y posterior suma –de los resultados de la conversión– dentro de una misma categoría de impacto. Todas las cargas ambientales se caracterizan multiplicando la cantidad consumida o emitida por un factor de caracterización, para su conversión a unidades del indicador seleccionado. Para definir un factor de caracterización, de entre todos los contaminantes que contribuyen a una categoría de impacto, se considera como referencia el más representativo, expresando el resto de contaminantes en función de éste. Los factores de caracterización dependen del método de evaluación considerado.

Como categoría de impacto se define a la clase que representa las consecuencias ambientales generadas por los procesos o sistemas. Según la SETAC (1993), las categorías de impacto a considerar en un Análisis del Ciclo de Vida se engloban en tres grupos principales:

- daños a la salud humana;
- impactos al ecosistema; y
- consumo de recursos naturales.

En función de los objetivos y alcance del Análisis del Ciclo de Vida a realizar, se pueden considerar las fases opcionales de la evaluación de impacto del ciclo de vida (Figura 9) que a continuación se describen:

- **Normalización.** Normalizar es establecer la relación de la magnitud cuantificada –mediante factores de normalización– para una categoría de impacto respecto de un valor de referencia, de escala geográfica o temporal. En la normalización se calcula la contribución relativa del total de las cargas de un sistema a un impacto en un área y en un tiempo dado. Los factores de normalización dependen del método de evaluación utilizado. Existe discrepancia en cuanto a su obligatoriedad, pues mientras que en la normativa ISO no se considera esta fase como obligatoria, la SETAC indica que es necesaria debido al hecho de que los valores que se obtienen durante la caracterización están expresados en diferentes unidades, por lo que es necesario su conversión a unidades que permitan su posterior comparación e interpretación.
- **Agrupación.** Organización y posible clasificación de las categorías de impacto en base a juicios de valor. En esta fase, diferentes organismos, asociaciones y personas pueden tener distintas preferencias, por lo tanto, es posible llegar a resultados de clasificación distintos partiendo de iguales resultados de indicador. Esta fase puede a su vez subdividirse en dos procedimientos posibles:
 - Organización de las categorías de impacto en una base nominal. Por ejemplo, del tipo escala espacial, ya sea global, regional o local.
 - Clasificación de las categorías de impacto según una jerarquía. Por ejemplo, de prioridad alta, media o baja.
- **Ponderación.** Proceso de conversión de los resultados de indicadores de diferentes categorías de impacto mediante factores numéricos basados en juicios de valor. Permite la agregación en un único índice ambiental. Depende del método de evaluación, pues no todos permiten esta fase. A su vez puede subdividirse en dos procedimientos:
 - Conversión de los resultados del indicador o de los resultados normalizados con los factores de ponderación seleccionados.
 - Adición de los resultados del indicador o de los resultados normalizados, mediante categorías de impacto.

2.2.1.4 Interpretación

La interpretación del ciclo de vida es la fase final del procedimiento de Análisis del Ciclo de Vida, en la cual se resumen y discuten los resultados del inventario del ciclo de vida, de la evaluación del impacto del ciclo de vida o de ambos, como base para las conclusiones, recomendaciones y toma de decisiones de acuerdo con el objetivo y alcance definidos.

Esta fase permite determinar las causas y circunstancias que generan las principales cargas o impactos al medio ambiente y, por lo tanto, qué aspectos del sistema evaluado podrían o deberían mejorarse.

2.2.2 Métodos para la evaluación del impacto

Existen diversos métodos para la realización de la fase de evaluación del impacto del ciclo de vida descrita en el apartado 2.2.1.3. Métodos de evaluación que consideran diferentes categorías de impacto y aplican distintos factores de caracterización, normalización y ponderación, como por ejemplo los métodos: ReCiPe, Eco-indicator 95, Eco-indicator 99, CML 92, CML 2 Baseline 2000, EDIP/UMIP, EPS 2000, Ecopoints 97, Cumulative Energy Demand, IPCC Greenhouse gas emissions. Previamente a la descripción del método ReCiPe se mostrarán brevemente algunos de los métodos disponibles (Aranda, 2008):

- Eco-indicator 95. Método surgido a partir de un proyecto conjunto entre PRé Consultants, Philips Consumer Electronics, NedCar (Volvo/Mitsubishi), Océ Copiers, Schuurink, CML

Leiden, TU-Delft, IVAM-ER (Ámsterdam) y CE Delft. Este método se basa en la metodología recomendada por la SETAC. Considera diez categorías de impacto: efecto invernadero, capa de ozono, acidificación, eutrofización, metales pesados, sustancias cancerígenas, polución, pesticidas, recursos energéticos y residuos sólidos. Utiliza factores de normalización y ponderación a partir de datos en el contexto europeo de 1990, para dos conjuntos de normalización, Europa g y Europa e, que utilizan distintas hipótesis.

- CML 1992. Método desarrollado por el Centro de Estudios Medioambientales (CML, del holandés *Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden*) de la Universidad de Leiden (Holanda), considera las categorías de impacto siguientes: efecto invernadero, capa de ozono, eco-toxicidad, toxicidad humana, eutrofización, acidificación, polución, recursos energéticos y residuos sólidos. Utiliza tres conjuntos de normalización: Países Bajos (1993/94), Oeste de Europa (1990) y Mundial (1993).
- CML 2 Baseline 2000. Este método es una actualización del método CML 92, en el que se incluyen modelos más avanzados. El método amplía la lista de categorías de impacto y las clasifica en tres grupos según la obligatoriedad o no de incluirlas en los Análisis del Ciclo de Vida. Considera diversos conjuntos de normalización: Países Bajos (1997), Oeste de Europa (1995), Mundial (1990) y Mundial (1995).
- Eco-indicator 99. De modo similar a como sucedía anteriormente con el método CML Baseline 2000, este método es una actualización del método Eco-indicator 95. El modelo que propone agrupa las categorías de impacto en tres áreas o categorías de daño: daños a la salud humana, daños a la calidad del ecosistema y daños a los recursos. Existen tres versiones de este modelo, en función de las suposiciones realizadas en los modelos medioambientales considerados (Goedkoop y Spriensma, 1999). Las versiones se basan en tres perspectivas distintas. Las perspectivas que considera son:
 - Perspectiva Individualista. La perspectiva temporal es a corto plazo (cien años o menos), las sustancias son incluidas si hay alguna prueba completa respecto a su efecto. Considera que los daños pueden ser recuperados en un contexto de desarrollo tecnológico y económico favorable. Al contrario que en las perspectivas otras dos perspectivas, asume que los combustibles fósiles se pueden agotar fácilmente, motivo por el que quedan fuera de la evaluación.
 - Perspectiva Jerárquica. La perspectiva temporal es a largo plazo, las sustancias son incluidas si hay consenso en cuanto a su efecto. Asume que los combustibles fósiles no pueden ser fácilmente sustituidos.
 - Perspectiva Igualitaria. La perspectiva temporal es a muy largo plazo, las sustancias son incluidas si hay una mínima y clara indicación en cuanto a su efecto. Considera que los daños no pueden ser evitados y que sus efectos serán catastróficos. Al igual que en la perspectiva anterior, los combustibles fósiles no pueden ser fácilmente sustituidos.

Particularmente interesantes son el método CML 2 Baseline 2000 y el método Eco-indicator 99, pues son el punto de partida para la definición del método ReCiPe que se utilizará en esta investigación para la evaluación de impacto del ciclo de vida.

2.2.3 ReCiPe

En el apartado 2.2.2 se ha mostrado la existencia de métodos basados en una aproximación al nivel medio o intermedio y métodos basados en una aproximación al punto final. Los primeros convierten los consumos y las emisiones en indicadores de categoría de impacto de nivel intermedio, como el cambio climático o la eutrofización. Mientras que los segundos utilizan indicadores de categoría de impacto de nivel final, por ejemplo daños a la salud humana. El método ReCiPe trata de armonizar los principios y suposiciones de ambos modelos –

orientación hacia el punto medio y hacia el punto final– de modo que un mismo modelo pueda ofrecer ambas orientaciones (Goedkoop et ál., 2009). Para lograrlo, el método ReCiPe utiliza dos enfoques principales:

- un enfoque a nivel intermedio basado en el método propuesto como referencia para la caracterización en el *Handbook on Life Cycle Assessment* (Guinée et ál., 2002); y
- un enfoque a nivel final basado en el método Eco-indicator 99.

Por ello, el método ReCiPe se compone de dos conjuntos de categorías de impacto asociados a los correspondientes conjuntos de factores de caracterización (Figura 10).

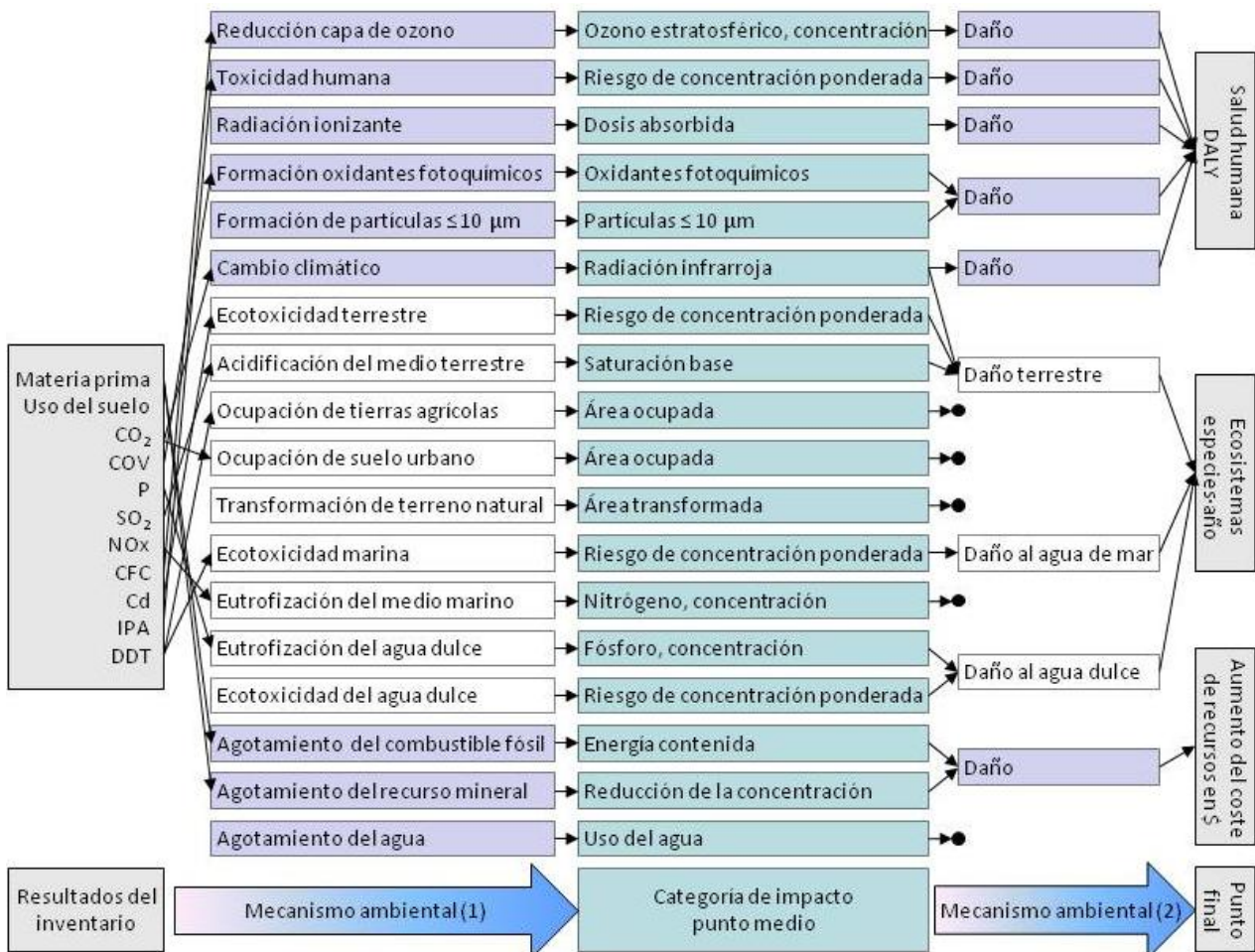


Figura 10. Relación entre los resultados del inventario del ciclo de vida (izq.), los indicadores de nivel intermedio (centro) y los indicadores de nivel final (der.) para el método ReCiPe (Goedkoop et ál., 2009)

En el nivel intermedio consta de 18 categorías de impacto:

1. cambio climático (CC, del inglés *climate change*);
2. reducción de la capa de ozono (OD, del inglés *ozone depletion*);
3. acidificación del medio terrestre (TA, del inglés *terrestrial acidification*);
4. eutrofización del agua dulce (FE, del inglés *freshwater eutrophication*);
5. eutrofización del medio marino (ME, del inglés *marine eutrophication*);
6. toxicidad humana (HT, del inglés *human toxicity*);
7. formación de oxidantes fotoquímicos (POF, del inglés *photochemical oxidant formation*);
8. formación de partículas (PMF, del inglés *particulate matter formation*);
9. ecotoxicidad terrestre (TET, del inglés *terrestrial ecotoxicity*);
10. ecotoxicidad del agua dulce (FET, del inglés *freshwater ecotoxicity*);
11. ecotoxicidad marina (MET, del inglés *marine ecotoxicity*);

12. radiación ionizante (IR, del inglés *ionising radiation*);
13. ocupación de tierras agrícolas (ALO, del inglés *agricultural land occupation*);
14. ocupación de suelo urbano (ULO, del inglés *urban land occupation*);
15. transformación del terreno natural (NLT, del inglés *natural land transformation*);
16. agotamiento del agua (WD, del inglés *water depletion*);
17. agotamiento del recurso mineral (MRD, del inglés *mineral resource depletion*); y
18. agotamiento del combustible fósil (FD, del inglés *fossil fuel depletion*).

En el nivel final, la mayoría de las categorías de impacto intermedias se convierten y agregan en tres categorías finales:

1. daño a la salud humana (HH, del inglés *damage to human health*);
2. daño a la diversidad del ecosistema (ED, del inglés *damage to ecosystem diversity*); y
3. daño a la disponibilidad de recursos (RA, del inglés *damage to resource availability*).

En los apartados siguientes se describirán los principios y suposiciones del método de evaluación de impacto ReCiPe descritos en su informe (Goedkoop et ál., 2009). En primer lugar se considerarán cuestiones relacionadas con los mecanismos ambientales (apartado 2.2.3.1), los indicadores de categoría y categorías de impacto, y su relación con los mecanismos ambientales (apartado 2.2.3.2). Posteriormente se comentarán las áreas de protección consideradas (apartado 2.2.3.3) y los escenarios asumidos por el método (apartado 2.2.3.5). Finalmente, se comentará la relación entre las categorías de impacto y los aspectos ambientales, se expondrán los factores de caracterización y su aplicación para el nivel intermedio y final (apartado 2.2.3.6).

2.2.3.1 Mecanismos ambientales

En primer lugar, debe indicarse que, un mecanismo ambiental es una relación que vincula las acciones realizadas por el hombre con el medio ambiente para un conjunto de áreas de protección considerado. En segundo lugar comentar que, el extremo del mecanismo ambiental se denomina punto final y, obviamente, un punto situado a mitad de camino a lo largo del mecanismo ambiental es un punto intermedio, y puede ser elegido como indicador de categoría de impacto.

Ante la posibilidad de utilizar múltiples y diversos mecanismos ambientales para vincular las intervenciones con las áreas de protección consideradas se hace necesario elegir qué mecanismos son los más relevantes. La elección de un mecanismo ambiental u otro depende del ámbito del estudio y de la región en la que se producen las intervenciones. Existen, por ejemplo, mecanismos de alcance global y mecanismos de alcance regional. Esta diferencia puede suponer que, la utilización de un mecanismo u otro, se generen grandes diferencias en los impactos en una región determinada pero, quizás, no en otra.

Mecanismos ambientales como la acidificación, la eutrofización, la formación de ozono fotoquímico, la toxicidad, el uso del suelo o el uso del agua dependen de condicionantes y parámetros que varían de una región a otra. En este sentido, el método ReCiPe aplica, en general, modelos de escala europea para dichos mecanismos, que pueden ser generalizados o aplicados a países desarrollados de regiones templadas. Es decir, el método ReCiPe utiliza mecanismos ambientales con limitada validez para regiones no incluidas dentro de la definición de regiones templadas muy desarrolladas. Este hecho es especialmente importante para la aplicación de los modelos de destino (en inglés *Fate*) y de exposición que considera. Existen cuatro condiciones regionales que indican la validez de la aplicación del método ReCiPe, como son:

- Las condiciones de higiene (acceso al agua limpia) y los patrones alimenticios, muy

diferentes entre las regiones muy desarrolladas y las menos desarrolladas. Las diferencias en estas condiciones generan variaciones significativas en los parámetros del modelo de exposición.

- Las condiciones meteorológicas en las regiones tropicales, que pueden generar variaciones importantes en los parámetros del modelo de destino.
- Situaciones o circunstancias de fondo que pueden diferir significativamente entre regiones a escala mundial. En grandes áreas del mundo la acidificación y la eutrofización no son un problema, por las circunstancias del propio entorno.
- Las diferencias en la densidad de población, que pueden tener variaciones muy significativas.

Dado que estas condiciones afectan principalmente a los modelos de destino y de exposición, las variaciones en los impactos serían igualmente significativas tanto para los puntos medios como para los puntos finales (al ser el mecanismo entre los puntos medios y los puntos finales independiente de la región), a excepción del uso del suelo. Para el uso del suelo el mecanismo ambiental para el nivel final depende fuertemente de la región considerada. Los autores del método indican que en el caso de desarrollar un modelo de punto final para el uso del agua, la dependencia regional también sería significativa.

Debido al enfoque en las regiones templadas bien desarrolladas, algunos mecanismos ambientales potencialmente importantes no se incluyen en el método ReCiPe. Sería el caso del uso de la tierra y las cuestiones relacionadas con la erosión, la salinización o el agotamiento de los suelos.

2.2.3.2 Categorías de impacto e indicadores de categoría

Los principios generales para la elección de las categorías de impacto que aplican los autores del método ReCiPe son:

- Se supone que las categorías de impacto reflejan temas de relevancia ambiental directa. Por ejemplo, los residuos no son una categoría de impacto, pero las consecuencias de su tratamiento deben ser parte del método en términos de sus efectos sobre el cambio climático, la toxicidad, el uso del suelo, etc.
- Las categorías de impacto en el punto medio se definen a partir de mecanismos comunes a una variedad de sustancias que les afectan. Por ejemplo, la acidificación implica diversos pasos, comenzando por la liberación de sustancias acidificantes y terminando con los impactos sobre los ecosistemas. De un extremo a otro del mecanismo hay un punto en el que las sustancias acidificantes tienen un efecto sobre la saturación de los cationes del suelo. Otras sustancias acidificantes recorren diferentes vías hasta llegar a ese punto, pero todas ellas siguen la misma trayectoria a partir de ese punto.
- Las categorías de impacto son los nombres identificativos, pero los indicadores de las categorías son los puntos mensurables de una vía de impacto. El cálculo de las magnitudes de dichos indicadores de categoría (los resultados de los indicadores de categoría) precisa de factores de caracterización. A su vez, éstos requieren de modelos de caracterización. Por lo tanto, los indicadores de las categorías deben ser seleccionados en base a que exista un modelo de caracterización para dicho indicador o que exista la posibilidad de desarrollarlo.
- Las categorías de impacto a nivel final deben corresponderse con las áreas de protección que constituyen la base para la toma de decisiones en los ámbitos políticos y de desarrollo sostenible. En el contexto del medio ambiente, estas áreas de protección son la salud humana, la calidad del ecosistema, la disponibilidad de recursos y, en ocasiones, el medio artificial creado por el hombre. Dado que no existe un consenso general ni enfoques para esta última área de protección, la misma no se incluye en el método ReCiPe.

La aplicación de los principios del método permite definir las categorías e indicadores de nivel medio siguientes (Tabla 5):

Tabla 5. Categorías de impacto e indicadores de punto medio (Goedkoop et ál., 2009)

Categoría de impacto	Iniciales ⁽¹⁾	Indicador	Ud.
Cambio climático	CC	Radiación infrarroja absorbida	W·año/m ²
Reducción de la capa de ozono	OD	Concentración de ozono estratosférico	ppt·año ⁽²⁾
Acidificación del medio terrestre	TA	Saturación base	año·m ²
Eutrofización del agua dulce	FE	Concentración de fósforo	año·kg/m ³
Eutrofización del medio marino	ME	Concentración de nitrógeno	año·kg/m ³
Toxicidad humana	HT	Dosis ponderada de la peligrosidad	-
Formación de oxidantes fotoquímicos	POF	Concentración de ozono fotoquímico	kg
Formación de partículas	PMF	Cantidad de partículas ≤ 10 µm	kg
Ecotoxicidad terrestre	TET	Concentración ponderada de la peligrosidad	m ² ·año
Ecotoxicidad del agua dulce	FET	Concentración ponderada de la peligrosidad	m ² ·año
Ecotoxicidad marina	MET	Concentración ponderada de la peligrosidad	m ² ·año
Radiación ionizante	IR	Dosis absorbida	persona·Sv
Ocupación de tierras agrícolas	ALO	Superficie ocupada	m ² ·año
Ocupación de suelo urbano	ULO	Superficie ocupada	m ² ·año
Transformación del terreno natural	NLT	Superficie transformada	m ²
Agotamiento del agua	WD	Cantidad de agua	m ³
Agotamiento del recurso mineral	MRD	Grado de reducción	kg ⁻¹
Agotamiento del combustible fósil	FD	Poder calorífico superior	MJ

Nota: ⁽¹⁾ Del nombre original en inglés. ⁽²⁾ La unidad ppt se refiere a unidades de cloro equivalente.

Para modelar las intervenciones en indicadores de categoría de punto medio se aplican los correspondientes factores de caracterización (Tabla 6).

Tabla 6. Categorías de impacto y factores de caracterización para el nivel intermedio (Goedkoop et ál., 2009)

Categoría	Ud. ⁽¹⁾	Factor de caracterización	Iniciales ⁽²⁾
CC	kg (CO ₂ al aire)	Potencial de calentamiento global	GWP
OD	kg (CFC-11 al aire)	Potencial de reducción de la capa de ozono	ODP
TA	kg (SO ₂ al aire)	Potencial de acidificación del medio terrestre	TAP
FE	kg (P al agua dulce)	Potencial de eutrofización del agua dulce	FEP
ME	kg (N al agua dulce)	Potencial de eutrofización del medio marino	MEP
HT	kg (1,4 DCB al aire urbano)	Potencial de toxicidad humana	HTP
POF	kg (COVDM al aire)	Potencial de formación de oxidantes fotoquímicos	POFP
PMF	kg (PM ₁₀ al aire)	Potencial de formación de partículas	PMFP
TET	kg (1,4 DCB al suelo industrial)	Potencial de ecotoxicidad terrestre	TETP
FET	kg (1,4 DCB al agua dulce)	Potencial de ecotoxicidad del agua dulce	FETP
MET	kg (1,4 DCB al mar)	Potencial de ecotoxicidad marina	METP
IR	kg (U ²³⁵ al aire)	Potencial de radiación ionizante	IRP
ALO	m ² ·año (tierra agrícola)	Potencial de ocupación de tierras agrícolas	ALOP
ULO	m ² ·año (suelo urbano)	Potencial de ocupación de suelo urbano	ULOP
NLT	m ² (terreno natural)	Potencial de transformación del terreno natural	NLTP
WD	m ³ (agua)	Potencial de agotamiento del agua	WDP
MRD	kg (Fe)	Potencial de agotamiento del recurso mineral	MDP
FD	kg (petróleo crudo)	Potencial de agotamiento del combustible fósil	FDP

Nota: ⁽¹⁾ Las unidades de las categorías de impacto aquí indicadas son las del indicador resultante. ⁽²⁾ Del nombre original en inglés.

Para el nivel final se establecen tres categorías de impacto (Tabla 7). Destaca la correspondencia entre las tres categorías de impacto de punto final y las cuatro áreas de protección. Por ejemplo, la categoría de impacto daño a la salud humana se corresponde con el área de protección de la salud humana. Tal y como se ha comentado anteriormente, no existe una categoría de impacto para el área de protección del medio artificial debido a que no existen indicadores y factores de caracterización apropiados.

Para comprender mejor las categorías de impacto de nivel final se expondrán, en los apartados siguientes, las cuestiones particulares y consideraciones de las tres áreas de protección que considera el método ReCiPe.

Tabla 7. Categorías de impacto, indicadores y factores de caracterización de punto final (Goedkoop et ál., 2009)

Categoría de impacto	Iniciales ⁽¹⁾	Indicador	Ud.
Daño a la salud humana	HH	Pérdida de años de vida ajustados por discapacidad	año
Daño a la diversidad del ecosistema	ED	Pérdida de especies en un año	año
Daño a la disponibilidad de recursos	RA	Aumento del costo	\$

Nota: ⁽¹⁾ Del nombre original en inglés.

2.2.3.3 Áreas de protección

En primer lugar debe indicarse que el método ReCiPe considera tres áreas de protección: la salud humana, los ecosistemas y los recursos, de modo que en el nivel final se dispone de un indicador por área. El método no considera el daño sobre el medio artificial creado por el hombre.

En los párrafos siguientes se describe como determinar los indicadores de las áreas consideradas y sus relaciones.

Es habitual que los estudios de Análisis del Ciclo de Vida evalúen la salud humana utilizando el concepto de “años de vida ajustados por discapacidad” (DALY, del inglés *disability-adjusted life years*). Hofstetter (1998) introdujo el concepto de DALY en el Análisis del Ciclo de Vida basándose en el trabajo de Murray y López (1996) para la Organización Mundial de la Salud. Los DALY para una enfermedad se obtienen considerando datos estadísticos de la salud humana, referidos a la cantidad de años de vida perdidos y a los años de vida con discapacidad. Si se consideran ponderaciones iguales para la importancia de 1 año de vida perdido para todas las edades y se descarta cualquier daño futuro, DALY (Ecuación 1) es la suma de los años perdidos (YLL, del inglés *years of life lost*) y los años de vida con discapacidad (YLD, del inglés *years of life disabled*).

$$DALY = YLL + YLD \quad \text{Ecuación 1}$$

En donde:

$$YLD = w \cdot D \quad \text{Ecuación 2}$$

Siendo w el factor de la severidad, entre 0 (salud completa) y 1 (muerte), y D la duración de la enfermedad.

Aunque el concepto de DALY ha evolucionado hasta ser una métrica útil para la evaluación del daño a la salud humana en el Análisis del Ciclo de Vida, su cálculo actual depende de diversas asunciones subjetivas: la región, el marco temporal, la edad de la población, la consideración de otros daños a la salud o la propia evaluación subjetiva del concepto YLD. El método ReCiPe utiliza el concepto DALY considerando los años de vida perdida y los años de vida con

discapacidad, sin ponderación de la edad u otros daños, como configuración predeterminada para la cuantificación de los daños al área de protección de la salud humana en el marco del Análisis del Ciclo de Vida.

Dada la heterogeneidad y complejidad de los ecosistemas, existen diversos tratados, decretos y acuerdos no vinculantes que proponen listas con los atributos que se consideran importantes para el conjunto de la humanidad, la biodiversidad, los valores estéticos y culturales, las funciones ecológicas y los servicios, los recursos y la información genética.

Una aproximación para la descripción de la calidad del ecosistema es considerar los flujos de energía, materia e información. Estos flujos pueden ser descritos de modos distintos. El flujo de información puede ser descrito a nivel de ecosistemas, especies o genes, mientras que los flujos de materia y energía se pueden describir a en términos de producción de biomasa libre. Si se utilizan dichos flujos para la caracterización de la calidad del ecosistema, se puede decir que un ecosistema con alta calidad se da cuando no se perciben interrupciones derivadas de la actividad antropogénica de dichos flujos. Por el contrario, un ecosistema con baja calidad es aquel en el que los flujos se ven afectados por la actividad antropogénica. Por lo tanto, es el nivel de interrupción el parámetro más importante a medir cuando se pretende evaluar la calidad del ecosistema. Es evidente que no se pueden modelar todos los niveles y dimensiones, motivo por el que el método ReCiPe considera el flujo de información a nivel de especies. Es decir, se asume que la diversidad de especies representa adecuadamente la calidad de los ecosistemas.

Por otro lado, se debe considerar que en la práctica los factores antropogénicos pueden afectar a todos los grupos de especies, no siendo posible su control total. Por lo tanto, se deben elegir grupos de especies que se puedan utilizar como representantes apropiados de la calidad del ecosistema total. Además, también se debe elegir entre:

- la extinción total e irreversible de las especies; o
- la desaparición reversible o irreversible de una especie o la presión sobre una especie en una región determinada durante un periodo de tiempo determinado.

Aunque la primera opción es el tipo fundamental de daño a un ecosistema, este tipo de daño es difícil de modelar en el contexto del Análisis del Ciclo de Vida, pues requiere información sobre la ubicación de los representantes más amenazados de una especie en relación a la ubicación de un impacto. De hecho se asume que la extinción total es, generalmente, el resultado de múltiples factores diferentes. Esta opción implica que no exista un solo ciclo de vida del producto que pueda causar una extinción, pero que todos los ciclos de vida de los productos juntos pueden causar la completa extinción. A partir de esta idea, se opta por modelar la pérdida de especies durante un cierto periodo de tiempo en un área geográfica para el indicador de punto final. En esta línea, el método de evaluación Eco-indicator 99 expresa la calidad del ecosistema como la fracción potencialmente desaparecida de las especies (PDF, del inglés *potentially disappeared fraction of species*) integrada en la zona y en el tiempo. Para su evaluación, siempre que el daño al ecosistema terrestre sea conocido, se puede expresar la zona como la superficie en metros cuadrados.

Considerando lo expuesto, el método ReCiPe desarrolla un factor de caracterización para la eutrofización del agua (tanto del agua dulce como del agua marina). La unidad de este indicador es $\text{PDF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{año}$, de forma que se integra el volumen situado encima del área. De este modo se tienen dos alternativas posibles para combinar el daño terrestre y el daño acuático:

- convertir el volumen en una superficie, usando la profundidad media de los volúmenes de agua dulce y del agua marina como referencia; o
- ponderar los daños sobre la base del número total de especies, siendo todas las especies

igual de importantes, sobre la tierra y en los volúmenes de agua de referencia.

El factor de caracterización para el daño al ecosistema se calcula como la suma de las fracciones potencialmente desaparecidas de las especies (PDF), corregida por los factores de densidad de las especies (Ecuación 3).

$$CF_{ED} = PDF_{terr} \cdot SD_{terr} + PDF_{fw} \cdot SD_{fw} + PDF_{mw} \cdot SD_{mw} \quad \text{Ecuación 3}$$

En donde:

- CF_{ED} es el factor de caracterización de punto final para el daño al ecosistema;
- PDF_{terr} es el factor de caracterización para los sistemas terrestres, en $PDF \cdot m^2 \cdot \text{año}$;
- SD_{terr} es el factor de densidad de especies para los sistemas terrestre, en $\text{especies}/m^2$;
- PDF_{fw} es el factor de caracterización para los sistemas de agua dulce, en $PDF \cdot m^3 \cdot \text{año}$;
- SD_{fw} es el factor de densidad de especies para los sistemas de agua dulce, en $\text{especies}/m^3$;
- PDF_{mw} es el factor de caracterización para los sistemas de agua marina, en $PDF \cdot m^3 \cdot \text{año}$; y
- SD_{mw} es el factor de densidad de especies para los sistemas de agua marina, en $\text{especies}/m^3$.

También debe considerarse cómo establecer los factores de densidad de las especies. El método ReCiPe considera tres cuestiones para establecer dichos factores: cuántas especies hay, cuál es su distribución a lo largo de la tierra, el agua dulce y el medio marino, y qué volúmenes y superficies deben considerarse. En base a estas cuestiones, se consideran las densidades de especies siguientes:

- $1,38 \cdot 10^{-8} \text{ l}/m^2$ como valor de la densidad de especies terrestres;
- $7,89 \cdot 10^{-10} \text{ l}/m^3$ como valor de la densidad de especies de agua dulce; y
- $1,82 \cdot 10^{-13} \text{ l}/m^3$ como valor de la densidad de especies de agua marina.

La posibilidad de que las generaciones futuras se queden sin recursos es otra cuestión de importancia. Para comprender las necesidades de recursos es necesario distinguir entre el material y la función que el material proporciona, o la propiedad esencial del material que se utiliza para un propósito concreto (Müller-Wenk, 1998). Es evidente que existen múltiples tipos de materiales o recursos y diversas posibilidades para su sustitución o reciclado, a la vez que es posible que la escasez de recursos pueda llegar a ser problemática a lo largo del tiempo.

El modelo utilizado para el método ReCiPe se basa en la distribución geológica de los recursos minerales y fósiles, y cómo evaluar el uso de estos recursos mediante el esfuerzo marginal necesario para la extracción de recursos en el futuro. A diferencia del modelo de Müller-Wenk utilizado en el Eco-indicator 99 que evalúa las necesidades energéticas, el modelo aplicado considera el incremento en los costos marginales derivados de la extracción del recurso. Con este propósito se desarrolla una función que refleja el aumento marginal del coste de extracción debido a los efectos resultantes de la extracción continua. Así, el efecto de la extracción de minerales es la reducción media de la disponibilidad –cantidad o concentración– del recurso minero. En el caso de los recursos fósiles, el efecto es que los combustibles fósiles convencionales y los combustibles no convencionales deben ser explotados, de modo que los combustibles fósiles convencionales no podrán mantener el incremento de la demanda.

Se puede definir (Ecuación 4) el aumento del coste marginal (MCI, del inglés *marginal cost increase*) como el factor que representa el incremento del coste de una mercadería r (en \$/kg), debido a la extracción o producción del recurso r (en kg).

$$MCI_r = \frac{\Delta \text{Coste}_r}{\Delta \text{Producción}_r} \quad \text{Ecuación 4}$$

En sí mismo el incremento del precio tiene un significado relativamente bajo, pues esta relativizado al tipo de material. Por ejemplo, el mismo incremento en el coste de una cantidad concreta de recurso significará un aumento mayor del coste marginal en el supuesto de que se trate de petróleo o que sea mineral de hierro. Además, es necesario convertir el aumento de la extracción de un recurso en un aumento de los costos para el conjunto de la sociedad. Para ello, es necesario que el incremento de los precios sea corregido por un factor que exprese la cantidad consumida. En principio cada extracción causará un incremento del precio, que se mantendrá indefinidamente y en consecuencia, el daño a la humanidad puede ser interpretado como daño indefinido. Este hecho no es aceptable en términos económicos de inflación, pues reduciría el valor neto actual (NPV, del inglés *net present value*) a un número no medible. Por este motivo se limita la perspectiva temporal a 100 años.

El valor neto actual al gastar un dólar por año a lo largo de un tiempo T , considerando una ratio de descuento d , puede ser expresado como (Ecuación 5):

$$NPV_T = \sum_T \frac{1}{(1-d)^T} \quad \text{Ecuación 5}$$

Es posible calcular el coste total que supone para la sociedad la extracción de una cantidad de recurso P_r como el producto del incremento del coste marginal por kilogramo y la cantidad anual consumida al valor neto actual de un dólar, teniendo en cuenta la ratio de descuento. De modo que la fórmula genérica par el cálculo del daño (D, del inglés *damage*) a los recursos en el punto final, expresado en dólares se puede expresar como (Ecuación 6).

$$D = \frac{\Delta \text{Coste}_r}{\Delta \text{Producción}_r} x P_r \sum_T \frac{1}{(1-d)^T} \quad \text{Ecuación 6}$$

2.2.3.4 Relaciones entre el nivel medio y el nivel final

El propósito del método ReCiPe es relacionar los datos del inventario del ciclo de vida con un número determinado de puntos medios, que a su vez se relacionarán con otro número determinado de puntos finales. Para lograrlo el método alinea los métodos para la evaluación de impacto del ciclo de vida con orientación al punto medio con los métodos con orientación al punto final, en particular el método CML 2002 y el método Eco-indicator 99. Las relaciones alcanzadas con el método ReCiPe así como las conexiones entre los puntos medios y los puntos finales en términos de las categorías se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Conexiones entre las categorías de punto medio y las categorías de punto final (Goedkoop et ál., 2009)

Categoría de impacto de punto medio	Iniciales ⁽¹⁾	Salud humana	Diversidad del ecosistema	Disponibilidad de recursos
Cambio climático	CC	+	+	
Reducción de la capa de ozono	OD	+		-
Acidificación del medio terrestre	TA			+
Eutrofización del agua dulce	FE			+
Eutrofización del medio marino	ME			-
Toxicidad humana	HT	+		
Formación de oxidantes fotoquímicos	POF	+		-
Formación de partículas	PMF	+		
Ecotoxicidad terrestre	TET			+
Ecotoxicidad del agua dulce	FET			+

Categoría de impacto de punto medio	Iniciales ⁽¹⁾	Salud humana	Diversidad del ecosistema	Disponibilidad de recursos
Ecotoxicidad marina	MET		+	
Radiación ionizante	IR	+		
Ocupación de tierras agrícolas	ALO		+	-
Ocupación de suelo urbano	ULO		+	-
Transformación del terreno natural	NLT		+	-
Agotamiento del agua	WD			-
Agotamiento del recurso mineral	MRD			+
Agotamiento del combustible fósil	FD			+

2.2.3.5 Escenarios

En la definición del modelo del método es necesario realizar algunas suposiciones que son fuentes de incertidumbre: relaciones entre elementos modelados, marco temporal o región geográfica. El método ReCiPe, de forma similar al método Eco-indicator 99, considera como referencia para esta cuestión la teoría cultural de Thompson, Ellis y Wildavsky (1990), y limita el número de perspectivas o escenarios a tres:

- individualista (I, del inglés *individualist*);
- jerárquica (H, del inglés *hierarchist*); e
- igualitaria (E, del inglés *egalitarian*).

Estas perspectivas no pretenden representar arquetipos del comportamiento humano, pero son útiles para agrupar según similitudes distintas hipótesis y suposiciones. Por ejemplo:

- La perspectiva individualista se basa en el corto plazo, las tipologías de impacto no son discutibles y el optimismo tecnológico en cuanto a la adaptación humana. Es la perspectiva más optimista.
- La perspectiva jerárquica se basa en los principios políticos más comunes en cuanto a plazo temporal y otros problemas.
- La perspectiva igualitaria es la más catastrofista, pues considera, entre otros, el largo plazo y los impactos que todavía no están plenamente identificados pero para los que existe alguna evidencia.

De modo sintético, se exponen en la Tabla 9 y en la Tabla 10 las distintas suposiciones de las perspectivas consideradas para los mecanismos ambientales uno y dos (según Figura 10) para el método ReCiPe.

Tabla 9. Supuestos asumidos por las tres perspectivas para el mecanismo ambiental uno (Goedkoop et ál., 2009)

Desde la categoría de impacto de nivel medio	Perspectiva		
	Individualista	Jerárquica	Igualitaria
Cambio climático	Horizonte temporal 20 años	Horizonte temporal 100 años	Horizonte temporal 500 años
Reducción de la capa de ozono	-	-	-
Acidificación del medio terrestre	Horizonte temporal 20 años	Horizonte temporal 100 años	Horizonte temporal 500 años
Eutrofización del agua dulce	-	-	-
Eutrofización del medio marino	-	-	-
Toxicidad humana	Horizonte temporal 100 años	Horizonte temporal infinito	Horizonte temporal infinito

Desde la categoría de impacto de nivel medio	Perspectiva		
	Individualista	Jerárquica	Igualitaria
	Todas las rutas de exposición para las sustancias orgánicas	Todas las rutas de exposición para todas las sustancias químicas	Todas las rutas de exposición para todas las sustancias químicas
	Metales: solo para el agua potable y aire		
	Solo sustancias cancerígenas con TD ₅₀ ⁽¹⁾ clasificadas como 1, 2A ó 2B por la IARC ⁽²⁾	Todas las sustancias cancerígenas de las que se disponga TD ₅₀ ⁽¹⁾	Todas las sustancias cancerígenas de las que se disponga TD ₅₀ ⁽¹⁾
Formación de oxidantes fotoquímicos	-	-	-
Formación de partículas	-	-	-
Ecotoxicidad terrestre	Horizonte temporal 100 años	Horizonte temporal infinito	Horizonte temporal infinito
Ecotoxicidad del agua dulce	Horizonte temporal 100 años	Horizonte temporal infinito	Horizonte temporal infinito
Ecotoxicidad marina	Horizonte temporal 100 años	Horizonte temporal infinito	Horizonte temporal infinito
	Mares y océanos para sustancias orgánicas y metales no esenciales	Mares y océanos para todas las sustancias químicas	Mares y océanos para todas las sustancias químicas
	Para los metales no esenciales sólo se consideran los mares		
Radiación ionizante	Horizonte temporal 100 años	Horizonte temporal 100.000 años	Horizonte temporal 100.000 años
Ocupación de tierras agrícolas	-	-	-
Ocupación de suelo urbano	-	-	-
Transformación del terreno natural	-	-	-
Agotamiento del agua	-	-	-
Agotamiento del recurso mineral	-	-	-
Agotamiento del combustible fósil	-	-	-

Nota: ⁽¹⁾ Dosis tóxica media, del inglés *Median Toxic Dose*. ⁽²⁾ International Agency for Research on Cancer.

Tabla 10. Supuestos asumidos por las tres perspectivas para el mecanismo ambiental dos (Goedkoop et ál., 2009)

Desde la categoría de impacto de nivel medio	Perspectiva		
	Individualista	Jerárquica	Igualitaria
Cambio climático	Adaptación completa	Adaptación media	No adaptado
	Sin riesgos cardiovasculares	Riesgos cardiovasculares medios	Riesgos cardiovasculares altos
	Bajo riesgo por desastres naturales	Riesgo medio por desastres naturales	Riesgo alto por desastres naturales
	Sin malnutrición	No se produce diarrea si el producto interior bruto es superior a 6.000 \$/año	Alto riesgo de malnutrición
	Se supone dispersión de las especies	Existe dispersión	No hay dispersión
Reducción de la capa de ozono	-	-	-

Desde la categoría de impacto de nivel medio	Perspectiva		
	Individualista	Jerárquica	Igualitaria
Acidificación del medio terrestre	Horizonte temporal 20 años	Horizonte temporal 100 años	Horizonte temporal 500 años
Eutrofización del agua dulce	N.A.	N.A.	N.A.
Toxicidad humana			
Formación de oxidantes fotoquímicos	-	-	-
Formación de partículas	-	-	-
Ecotoxicidad terrestre			
Ecotoxicidad del agua dulce			
Ecotoxicidad marina			
Radiación ionizante	-	-	-
Ocupación de tierras agrícolas	Se consideran los efectos positivos de la expansión de las tierras	Se considera el problema de la fragmentación	No se consideran efectos positivos de la expansión de las tierras
Ocupación de suelo urbano	Se consideran los efectos positivos de la expansión de las tierras	Se considera el problema de la fragmentación	No se consideran efectos positivos de la expansión de las tierras
Transformación del terreno natural	Máximo tiempo de reposición 100 años	Tiempo de reposición medio	Tiempo de reposición máximo
Agotamiento del agua	N.A.	N.A.	N.A.
Agotamiento del recurso mineral	-	-	-
Agotamiento del combustible fósil	Horizonte temporal, año 2030	Para el carbón: horizonte temporal año 2030. Para el resto de recursos fósiles, año 2030-2080	Para el carbón: horizonte temporal año 2030. Para el resto de recursos fósiles, año 2030-2080

Nota: N.A., No Aplica.

2.2.3.6 Caracterización

Respecto a los factores de caracterización para las categorías de punto final, el método ReCiPe aplica dos conjuntos de factores de caracterización. Uno para convertir un indicador de punto medio en un indicador de punto final, y otro, para convertir una intervención –por ejemplo una emisión, extracción o uso del suelo– directamente en un indicador de punto final. Ambos conjuntos de factores de caracterización están relacionados. Simbólicamente, la intervención i y el indicador de punto medio m definen el factor de caracterización Q_{mi} . El indicador de punto medio m y el indicador de punto final e definen el factor de caracterización Q_{me} . La combinación de ambos factores de caracterización permite definir el factor de caracterización Q_{ei} (Ecuación 7).

$$Q_{ei} = \sum_m Q_{mi} \cdot Q_{me} \quad \text{Ecuación 7}$$

Dada la extensión de los tres conjuntos de factores de caracterización (Q_{mi} , Q_{me} y Q_{ei}), no se considera oportuna su reproducción, por lo que se remite para su consulta a la propia página web del método ReCiPe (RIVM et ál., 2012). Sin embargo, se ha considerado importante resaltar las relaciones entre categorías de impacto de nivel medio y nivel final, dado que permiten la transformación entre aproximaciones (Tabla 11).

Tabla 11. Relaciones cuantitativas entre las categorías de impacto de punto medio y punto final (factores Q_{me}) para las perspectivas individualista, jerárquica e igualitaria (Goedkoop et ál., 2009)

Nivel medio		Nivel final		
Categoría	Ud.	HH (año)	ED (año)	RC (\$/año)
CC	kg (CO ₂ al aire)	1,19·10 ⁻⁶ (I)	8,73·10 ⁻⁶ (I, H)	0
		1,40·10 ⁻⁶ (H)	18,8·10 ⁻⁶ (E)	
		3,51·10 ⁻⁶ (E)		
OD	kg (CFC-11 al aire)	Ver Tabla 12	0	0
TA	kg (SO ₂ al aire)	0	1,52·10 ⁻⁹ (I)	0
			5,8·10 ⁻⁹ (H)	
			14,2·10 ⁻⁹ (E)	
FE	kg (P al agua dulce)	0	4,44·10 ⁻⁸	0
ME	kg (N al agua dulce)	0	0	0
HT	kg (1,4 DCB al aire urbano)	7,0·10 ⁻⁷	0	0
POF	kg (COVDM al aire)	3,9·10 ⁻⁸	0	0
PMF	kg (PM ₁₀ al aire)	2,6·10 ⁻⁴	0	0
TET	kg (1,4 DCB al suelo industrial)	0	1,3·10 ⁻⁷	0
FET	kg (1,4 DCB al agua dulce)	0	2,6·10 ⁻¹⁰	0
MET	kg (1,4 DCB al mar)	0	4,2·10 ⁻¹⁴	0
IR	kg (U ²³⁵ al aire)	1,64·10 ⁻⁸	0	0
ALO	m ² ·año (tierra agrícola)	0	-	0
ULO	m ² ·año (suelo urbano)	0	-	0
NLT	m ² (terreno natural)	0	-	0
WD	m ³ (agua)	0	0	0
MRD	kg (Fe)	0	0	N.A.
FD	kg (petróleo crudo)	0	0	7,28 (I)
				16,07 (H, E)

Nota: N.A., No Aplica. () Entre paréntesis se indica la perspectiva correspondiente.

Tabla 12. Factores de caracterización para la categoría de impacto reducción de la capa de ozono agrupados por subgrupos de sustancias (Goedkoop et ál., 2009)

Grupo ODS	Perspectivas igualitaria y jerárquica	Perspectiva individualista
CFCs	1,76·10 ⁻³	4,13·10 ⁻⁴
CCL ₄	3,30·10 ⁻³	8,25·10 ⁻⁴
CH ₃ CCl ₃	4,41·10 ⁻³	1,09·10 ⁻³
Halones	2,64·10 ⁻³	6,26·10 ⁻⁴
HCFCs	3,65·10 ⁻³	8,82·10 ⁻⁴
CF ₃ Br	4,72·10 ⁻³	1,12·10 ⁻³

En la práctica, para realizar la caracterización en el nivel medio el método ReCiPe se considera la fórmula siguiente (Ecuación 8):

$$I_m = \sum_i Q_{mi} \cdot m_i \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde m_i es la magnitud de la intervención i (por ejemplo, la masa de CO₂ emitida al aire), Q_{mi} el factor de caracterización que conecta la intervención i con la categoría de impacto de punto medio m , e I_m el indicador resultante para la categoría de impacto de punto medio m .

Para realizar la caracterización en el nivel final existen dos procedimientos. El primer

procedimiento considera como punto inicial para el cálculo la intervención (por ejemplo la cantidad de SOx emitido a la atmósfera) y no considera los resultados del nivel intermedio. La expresión de cálculo que aplica es (Ecuación 9):

$$I_e = \sum_i Q_{ei} \cdot m_i \quad \text{Ecuación 9}$$

Donde m_i es la magnitud de la intervención i (por ejemplo, la masa de SOx emitida al aire), Q_{ei} el factor de caracterización que conecta la intervención i con la categoría de impacto de punto final e , e I_e el indicador resultante para la categoría de impacto de punto final e .

El segundo procedimiento considera como punto inicial para el cálculo el nivel intermedio. La expresión de cálculo que aplica es (Ecuación 10):

$$I_e = \sum_m Q_{em} \cdot I_m \quad \text{Ecuación 10}$$

Donde I_m es el indicador resultante para la categoría de impacto de nivel medio m , Q_{em} el factor de caracterización que conecta la categoría de impacto de nivel medio m con la categoría de impacto de punto final e , e I_e el indicador resultante para la categoría de impacto de punto final e .

2.2.4 Herramientas informáticas para el ACV

Durante la realización de un estudio de Análisis del Ciclo de Vida es usual generar y manejar gran cantidad de datos, motivo por el que es habitual el uso de herramientas informáticas para el cálculo y bases de datos complementarias que facilitan la aplicación del método de evaluación seleccionado.

A nivel comercial existen diversas alternativas: Gabi, SimaPro, Team, Ecopro, Ecoscan, Boustead, entre otras. Habitualmente estos programas informáticos para la realización de Análisis del Ciclo de Vida incorporan bases de datos que se utilizan durante la fase de inventario del ciclo de vida. Algunas de las bases de datos existentes son:

- ETH-ESU. Implementada por el Instituto de Investigación ETH-ESU de Zúrich (Suiza), incluye las emisiones procedentes de la extracción de recursos energéticos, su refinado y distribución, la extracción de recursos minerales, la producción de materias primas, la producción de productos semielaborados, materiales auxiliares y de proceso, transporte y tratamiento de residuos. Los datos utilizados muestran la situación en Europa Occidental y Suiza (Frischknecht y Jungbluth, 2004).
- BUWAL 250. Desarrollada por el Instituto Suizo del Embalaje, esta base de datos inventaría las entradas y salidas asociadas con la producción de 300 referencias de la industria del embalaje. Considera los materiales de producción y los tratamientos de fin de vida aplicados (SVI, 2012).
- IDEMAT. Base de datos implementada por la Delft University of Technology de Holanda, proporciona información técnica y ambiental sobre materiales, procesos y componentes (TU Delft, 2012).
- ELCD. La European Reference Life Cycle Database inventaría el ciclo de vida de diversas referencias a partir de datos e información técnica reportada por distintas asociaciones empresariales europeas y otras fuentes como, compañías mineras, de energía, transporte o gestión de residuos. Los datos son revisados y aprobados por las propias asociaciones o entidades (European Comisión, 2012).
- Ecoinvent v.2. Desarrollada por el Swiss Centre for Life Cycle Inventories ecoinvent Centre

incluye más de 4.000 procesos industriales de diversos sectores: energía, transporte, materiales de construcción, productos químicos, productos de limpieza, papel y cartón, agricultura o gestión de residuos (ecoinvent Centre, 2012).

2.3 Conclusión

En la primera parte de este capítulo se ha mostrado el marco y los principios aplicables para el cálculo del cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE desarrollados en la Decisión de la Comisión 2005/293/CE. Esta base metodológica, tras su particularización al objeto de la presente investigación, será utilizada como metodología para el cálculo de los indicadores ambientales (apartado 6.1)

En la segunda parte, se ha expuesto la metodología del Análisis del Ciclo de Vida. La exposición ha permitido profundizar en las fases del Análisis del Ciclo de Vida, en los métodos para la evaluación del impacto, en especial en el método ReCiPe, y mostrar las posibles herramientas informáticas útiles para la realización de un estudio de Análisis del Ciclo de Vida. En base a dicha exposición, indicar que, en la presente tesis se aplicará para el cálculo de los indicadores de categoría de impacto ambiental (apartado 6.2), la metodología del Análisis del Ciclo de Vida y el método de evaluación de impacto ReCiPe, mediante el programa informático SimaPro 7.3.2 de PRé Consultants (PRé Consultants, 2012) y la base de datos Ecoinvent v.2.

Capítulo 3. Estudio de campo del fin de vida de los vehículos

El objeto del presente capítulo es determinar los aspectos ambientales aplicables al inventario de las etapas de descontaminación, desmontaje y fragmentación comúnmente aplicadas –las dos primeras en instalaciones de tratamiento de vehículos al final de su vida útil y la última en instalaciones de fragmentación– en el fin de vida de vehículos. Los datos e información obtenidos serán utilizados posteriormente durante la evaluación ambiental del sistema de fin de vida de vehículos en el Capítulo 6.

El capítulo se inicia con el estudio bibliográfico sobre la situación del fin de vida de vehículos en Europa (apartado 3.1), seguida del estudio del caso concreto de España (apartado 3.2). El núcleo central del capítulo es el estudio de campo realizado (apartado 3.3) para la obtención de los datos del inventario medioambiental de los distintos tipos de instalaciones de tratamiento.

Para justificar la realización del estudio de campo debe considerarse que, en la bibliografía consultada posterior al año 2000 sólo se ha detectado un trabajo similar realizado por Sawyer-Beaulieu y Tam (2009). En dicho trabajo, basándose en 7 instalaciones de desmontaje de vehículos y 1 instalación de fragmentación canadienses, su trabajo identifica los flujos de residuos e inventaría el sistema de fin de vida aplicado a los vehículos. Aun siendo una buena referencia, dado que su marco geográfico es Norte América, no se considera aplicable al contexto europeo.

Por otro lado, sin llegar al nivel del trabajo de Sawyer-Beaulieu y Tam, se deben destacar los estudios realizados por la Asociación Española para el Tratamiento Medioambiental de los Vehículos Fuera de Uso en el ámbito del fin de vida de vehículos (SIGRAUTO, 2000; SIGRAUTO, 2001; SIGRAUTO, 2008; SIGRAUTO, 2010). En particular, cabe destacar el informe-resumen de la prueba de seguimiento de niveles de recuperación de vehículos al final de su vida útil (SIGRAUTO, 2010). En dicha prueba, se determinan los niveles de recuperación para una muestra de 1.100 vehículos al final de su vida útil que son tratados en centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación y post-fragmentación. El resultado del informe no refleja los flujos de procesos ni el inventario del sistema de fin de vida, sólo las tasas teóricas de recuperación que se lograrían si los vehículos fuesen tratados en dichas instalaciones. El cálculo de las tasas de recuperación se basa en el método de cálculo denominado “valor supuesto de metales”, que permite establecer una tasa de recuperación para dichos materiales basándose en estudios y bibliografía. Es decir, en dicha prueba, la tasa de recuperación de metales es supuesta.

Además, entre la bibliografía se han detectado trabajos que, no siendo estudios de campo de las etapas cubiertas por los centros autorizados de tratamiento o sólo analizan el tratamiento de fragmentación, presuponen tasas de recuperación por etapas o para algunos materiales (Staudinger y Keoleian, 2001; Kanari, Pineau y Shallari, 2003; Gerrard y Milind, 2007; Williams et ál., 2007; Vermeulen et ál., 2011) disminuyendo la calidad del posible inventario a realizar, o su objetivo no es determinar los flujos de procesos ni realizar el inventario (GHK y Bio Intelligence Service, 2006; Fergusson e Institut for European Environmental Policy, 2007). También se han detectado estudios que sólo analizan los tratamientos de los residuos generados tras el paso de los vehículos por los centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación (De Filippis et ál., 2003; Jenseit et ál., 2003; Forton, Harder y Moles, 2006; Boughton y Horvath, 2006; Coates y Rahimifard, 2009; Ciacci et ál., 2010; Moakley, Weller y Zelic, 2010; Morselli et ál., 2010) que analizan el depósito en vertedero, la

recuperación energética y otros tratamientos post-fragmentación, pero no consideran los tratamientos aplicados en los centros autorizados de tratamiento de vehículos.

Ante la situación descrita y la falta de información bibliográfica útil para obtener datos e información relevante sobre entradas y salidas de materiales, elementos auxiliares, residuos y energías asociadas a las etapas consideradas, se realizó un estudio de campo que incluyó diversos centros autorizados de tratamiento de vehículos y dos instalaciones de fragmentación de residuos. El estudio de campo realizado se encuadra dentro de los proyectos de investigación del Grupo de Ingeniería de Diseño de la Universitat Jaume I de Castellón “Mapa de residuos de la provincia de Castellón” y “LIGHTCARBONCARS: Reducción del impacto ambiental de automóviles mediante el aligeramiento estructural basado en composites de carbono de bajo coste, sin comprometer la seguridad y el confort (código PSE-370100-2007-1)”.

Finalmente en el apartado 3.4 se exponen las conclusiones del estudio bibliográfico y estudio de campo realizados. Los datos y las conclusiones obtenidos serán posteriormente utilizados durante la evaluación ambiental del fin de vida de vehículos en el capítulo 6.

3.1 El fin de vida de vehículos en Europa

En el año 2000 en la Comunidad Europea se estima que se generaron entre 8 y 9 millones de toneladas de residuos de coches usados. Cantidad que probablemente se situará entre los 14 y 17 millones de toneladas en el año 2015 (Andersen, Larsen y Skovgaard, 2008). Otras estimaciones sitúan el número de vehículos que llegarán en la Unión Europea a su fin de vida en el año 2015 los 13,8 millones de unidades (GHK y Bio Intelligence Service, 2006). Ante estas previsiones, y con el fin de prevenir la generación de residuos y asegurar su correcta gestión, ya en 1997, la Comisión Europea adoptó una propuesta de Directiva para favorecer el desmantelamiento y reciclado de vehículos, de modo que su fin de vida fuese más respetuoso con el medio ambiente. Fundamentalmente, pretendía limitar la generación de residuos procedentes de vehículos y fomentar la reutilización, el reciclado y otras formas de valorización de los vehículos y de sus componentes al final de su vida útil, reduciendo la disposición final de residuos en vertederos. Para alcanzar este objetivo estableció nuevas exigencias para los constructores e importadores europeos, quienes deberían diseñar o importar vehículos más fáciles de reutilizar, reciclar y valorizar. La legislación fue adoptada oficialmente como Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil (DOCE 269/L, de 21-10-00). La Directiva 2000/53/CE aplica a los residuos derivados del tratamiento de vehículos en su fin de vida útil los principios del marco europeo sobre los residuos establecidos por la 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, conocida como Directiva Marco sobre los Residuos, y por el anexo I de esta Directiva.

La Directiva 2000/53/CE es aplicable a los vehículos y a los vehículos al final de su vida útil, incluidos sus componentes y materiales. En concreto afecta:

- a los vehículos de motor de cuatro ruedas como mínimo destinados al transporte de pasajeros y que cuenten con nueve plazas como máximo (categoría M1);
- a los vehículos de motor de cuatro ruedas como mínimo destinados al transporte de mercancías cuyo peso máximo no supere las 3,5 toneladas (categoría N1); y
- a los vehículos de motor de tres ruedas.

Con el objeto de disminuir la cantidad de residuos procedentes de vehículos, anima a los fabricantes o importadores de vehículos de la Unión Europea a:

- reducir el uso de sustancias peligrosas en los vehículos nuevos;

- diseñar y construir vehículos que faciliten la reutilización y el reciclado;
- fomentar el uso de materiales reciclados.

Además, prohíbe el uso de mercurio, cromo hexavalente, cadmio y plomo en los componentes de los vehículos comercializados con posterioridad al 1 de julio de 2003. Sin embargo, se pueden utilizar estas sustancias para determinadas aplicaciones si el uso de las mismas no puede evitarse (Anexo II de la Directiva 2000/53/CE).

Del mismo modo, la legislación establece que los Estados miembros deben establecer los sistemas de recogida de los residuos procedentes de los vehículos. En este sentido, establece que los Estados miembros deben establecer sistemas de recogida de los vehículos al final de su vida útil, y de las piezas y componentes de sustitución, de modo que sean transferidos todos en su fin de vida a centros autorizados para su tratamiento. Dichos sistemas deben organizar el almacenamiento y el tratamiento de los vehículos al final de su vida útil, conforme a los requisitos establecidos por la Directiva Marco sobre los Residuos, y por el anexo I de esta Directiva. Las instalaciones de tratamiento autorizadas deben descontaminar los vehículos al final de su vida útil antes de someterlos a cualquier otro tratamiento, y recuperar todos los componentes que puedan resultar nocivos para el medio ambiente. Como medida complementaria, la Comisión Europea estableció normas relativas a la codificación de componentes y materiales (Decisión 2003/138/CE, Diario Oficial L 53 de 28.2.2003), y a la obligación de los fabricantes de facilitar información de desmontaje para cada nuevo tipo de vehículo a comercializar (Directiva 2005/64/CE).

La Directiva 2000/53/CE y su trasposición a la legislación española en el RD 1383/2002 sobre gestión de vehículos al final de su vida útil establecen los objetivos actuales y futuros que deben cumplirse en el final de vida de vehículos (Tabla 13). Estos objetivos fijan los niveles de reutilización y reciclado y de valorización de los vehículos al final de su vida útil, expresados en porcentaje en peso medio del vehículo al final de su vida útil y año.

Tabla 13. Objetivos en porcentaje del peso del VFU que debe ser reutilizado, reciclado y valorizado según la Directiva 2000/53/CE

Objetivo	Año 2006	Año 2015
Reutilización y reciclado	80,00%	85,00%
Reutilización y valorización (incluye reciclado)	85,00%	95,00%

La Directiva 2000/53/CE establece que el objetivo de Reutilización y valorización comprende las tasas debidas a la reutilización, el reciclado y la valorización del vehículo al final de su vida útil. Para mantener la coherencia, en el presente estudio al hablar de reutilización y valorización se estará haciendo referencia al conjunto formado por la reutilización, el reciclado y la valorización.

Para velar por su cumplimiento, los Estados miembros deben cumplimentar un cuestionario con las tasas anuales (de reutilización, reciclado y valorización) y remitirlas antes de 18 meses a la Comisión Europea. Estos cuestionarios permiten a la Comisión observar los cambios eventuales en el ámbito de las ventas de vehículos de motor, las industrias de: recogida, desmontaje, fragmentación, reutilización, reciclado y valorización. En el plazo de nueve meses a partir de la recepción de los informes de los Estados miembros, la Comisión publica un informe sobre la aplicación y cumplimiento de la Directiva 2000/53/CE.

El cumplimiento de los objetivos establecidos ha sido analizado en la bibliografía, entre los que destacan los estudios realizados por:

- Fergusson y el Instituto Europeo de Política Ambiental (Fergusson e Institut for European Environmental Policy, 2007), quienes analizaban las líneas de actuación de algunos países de la Unión Europea, recopilando los totales de recuperación;
- la Comisión de las Comunidades Europeas (2007), que detalla el cumplimiento de la

Directiva 2000/53/CE por los Estados miembros entre los años 2002-2005; y

- Eurostat (2011), que recopila los niveles de reutilización, reciclado y valorización para los países de la Unión Europea entre los años 2005 y 2008.

Las tasas de reutilización y reciclado para el periodo comprendido entre los años 2004 y 2008 se muestran en la Tabla 14.

Tabla 14. Cumplimiento del objetivo Reutilización y reciclado [% en peso de VFU medio y año] de la Directiva 2000/53/CE por países

	2004 ⁽¹⁾	2005 ⁽²⁾	2006 ⁽²⁾	2007 ⁽²⁾	2008 ⁽²⁾
Alemania	77,0; 77,2 ⁽³⁾		86,8	88,1	89,2
Austria	77,5		80,0	80,0	83,7
Bélgica	80,0	80,0 ⁽³⁾	87,7	87,9	88,0
Bulgaria			82,4	89,5	81,0
Chipre			85,4	83,7	78,3
Dinamarca	83,0		80,0	81,0	82,7
Eslovaquia			82,8	88,0	88,4
Eslovenia	75,0		76,8	87,2	87,6
España	75,0		76,0	81,9	82,5
Estonia			82,5	82,2	92,4
Finlandia		80,0	82,0	81,0	81,0
Francia			79,6	79,8	79,9
Grecia			82,3	84,1	85,7
Hungría			81,2	81,6	83,0
Irlanda			78,1	81,3	75,9
Italia		69,9; 81,0 ⁽³⁾	70,3	82,3	84,3
Letonia			86,0	88,0	87,0
Lituania	76,0		88,0	86,4	85,0
Luxemburgo			85,1	83,0	84,0
Noruega			83,0	81,4	82,2
Países Bajos	83,0	82,5 ⁽³⁾	82,5	83,1	84,4
Polonia			84,7	72,8	79,5
Portugal			82,2	81,7	80,8
Reino Unido	79,0		81,0	81,8	82,5
República Checa			79,0	79,0	80,1
Rumanía			77,1	83,7	83,7
Suecia	84,0		83,4	83,0	83,0

Nota: ⁽¹⁾ Fuente año 2004 (Comisión de las Comunidades Europeas, 2007). ⁽²⁾ Fuente años 2005, 2006, 2007 y 2008 (Eurostat, 2011). ⁽³⁾ Fuente (Fergusson e Institut for European Environmental Policy, 2007). Datos sombreados en rojo destacan el no cumplimiento del objetivo fijado.

La Tabla 15 muestra las tasas de reutilización y valorización para el periodo comprendido entre los años 2004 y 2008.

De los datos expuestos en la Tabla 14 y en la Tabla 15 se puede inferir que el conjunto de Europa cumple con las exigencias de la Directiva 2000/53/CE aplicables desde el 1 de enero de 2006, alcanzando una tasa media ponderada en peso de reutilización y reciclado del 82,8% y una tasa media ponderada en peso de reutilización y valorización del 87,3%. Sin embargo, los datos revelan que el grado de cumplimiento en la aplicación de la Directiva 2000/53/CE varía significativamente entre países. Dos años después de la entrada en vigor de los objetivos establecidos para el año 2006, existen todavía países que no han logrado su cumplimiento:

Chipre, Francia, Irlanda y Polonia no cumplen el objetivo de reutilización y reciclado; y Chipre, Dinamarca, Francia, Finlandia, Hungría, Irlanda, Noruega, Polonia y Reino Unido no alcanzan la tasa de reutilización y valorización.

Tabla 15. Cumplimiento del objetivo Reutilización y valorización (incluye reciclado) [% en peso de VFU medio y año] de la Directiva 2000/53/CE por países

	2004 ⁽¹⁾	2005 ⁽²⁾	2006 ⁽²⁾	2007 ⁽²⁾	2008 ⁽²⁾
Alemania	80,0; 79,7 ⁽³⁾		89,5	90,4	92,9
Austria	78,0; 79,0 ⁽³⁾		86,0	86,0	96,1
Bélgica	81,0	81,0 ⁽³⁾	90,0	90,1	90,2
Bulgaria			87,2	92,7	86,7
Chipre			86,6	83,4	79,8
Dinamarca	85,0		80,0	81,2	82,9
Eslovaquia			83,6	88,6	88,8
Eslovenia	80,0		79,6	88,7	89,7
España	77,0		84,0	85,1	85,7
Estonia			82,5	82,2	92,7
Finlandia		80,0	83,0	81,0	81,0
Francia			81,0	81,5	81,4
Grecia			82,3	84,1	85,7
Hungría			81,5	82,8	84,4
Irlanda			78,1	81,3	81,8
Italia		70,8; 81,0 ⁽³⁾	72,7	83,1	87,1
Letonia			86,0	91,0	89,0
Lituania	79,0		92,0	86,7	85,0
Luxemburgo			85,8	85,2	85,0
Noruega			84,0	83,1	82,7
Países Bajos	85,0	85,3 ⁽³⁾	85,2	85,3	85,6
Polonia			85,8	77,0	80,1
Portugal			86,1	85,7	87,2
Reino Unido	81,0; 81,0 ⁽³⁾		82,3	83,1	84,0
República Checa			85,1	85,1	86,0
Rumanía			80,3	85,7	86,5
Suecia	85,0	84,5 ⁽³⁾	85,0	90,0	91,0

Nota: ⁽¹⁾ Fuente año 2004 (Comisión de las Comunidades Europeas, 2007). ⁽²⁾ Fuente años 2005, 2006, 2007 y 2008 (Eurostat, 2011). ⁽³⁾ Fuente (Fergusson e Institut for European Environmental Policy, 2007). Datos sombreados en rojo destacan el no cumplimiento del objetivo fijado.

Según la bibliografía consultada, las tasas mayores de reutilización y reciclado parecen ser una consecuencia lógica derivada de la gran cantidad de materiales metálicos presentes en los vehículos, 77,0% (Staudinger y Keoleian, 2001), 75,4% (Kanari, Pineau y Shallari, 2003) y 76,9% (Medina, Naviero y Malafaia, 2007) en peso del vehículo, y su prácticamente total reciclado (Gerrard y Milind, 2007; Forton, Harder y Moles, 2006; Dubreuil et ál., 2010). A partir de estos datos, es posible inferir que las tasas de reutilización y reciclado más bajas se corresponden con situaciones en las que, además de los metales, sólo se recupere una pequeña porción de materiales durante el tratamiento de fin de vida. Sin embargo, el vidrio, los polímeros y otros materiales dado que precisan de mayores esfuerzos económicos y técnicos para su reciclado o valorización no se recuperan en tan altas proporciones. Esta explicación se refuerza al observar la escasa importancia de la valorización en las situaciones más desfavorables. Sirva como ejemplo el caso de Dinamarca en el año 2008, país en el que la

diferencia entre la tasa de reutilización y reciclado, y la tasa de reutilización y valorización es sólo de 0,2 puntos porcentuales. Sin embargo, destacar la contribución que la valorización supone con casos en los que contribuye entre 6 puntos –Bulgaria, Irlanda y República Checa– y 9 puntos porcentuales –Austria– respecto a la reutilización y reciclado.

Por otro lado, el estudio de la bibliografía (Castro et ál., 2003; Weatherhead y Hulse, 2005; Edwards, Tracy y Rahimifard, 2006; GHK y Bio Intelligence Service, 2006; Kim, Bae y Allenby, 2007; Williams et ál., 2007; Nemry et ál., 2008; Kumar y Sutherland, 2008; Morselli et ál., 2010) y el análisis detallado de los datos reportados ha permitido identificar el sistema de fin de vida comúnmente aplicado a los vehículos en Europa (Figura 11) y los flujos de materiales y residuos más habituales. En este sentido, del análisis de los datos disponibles en Eurostat (2011) para el año 2008, se deduce que el 22% de la masa del vehículo que llega a su fin de vida es extraída durante la descontaminación y el desmantelamiento en los centros autorizados de tratamiento. De la que:

- el 41% de esta masa será reutilizada, habitualmente como piezas de recambio o en mercados de segunda mano;
- un 52% de la masa extraída se remitirá a centros de reciclado para diversos materiales y componentes (baterías, líquidos –excepto combustibles–, componentes metálicos, neumáticos y vidrio entre otros);
- sólo un 5% se someterá a procesos de valorización energética; y
- aproximadamente un 2% de la masa extraída, la cantidad restante, suele ser eliminada mediante su depósito en vertedero.

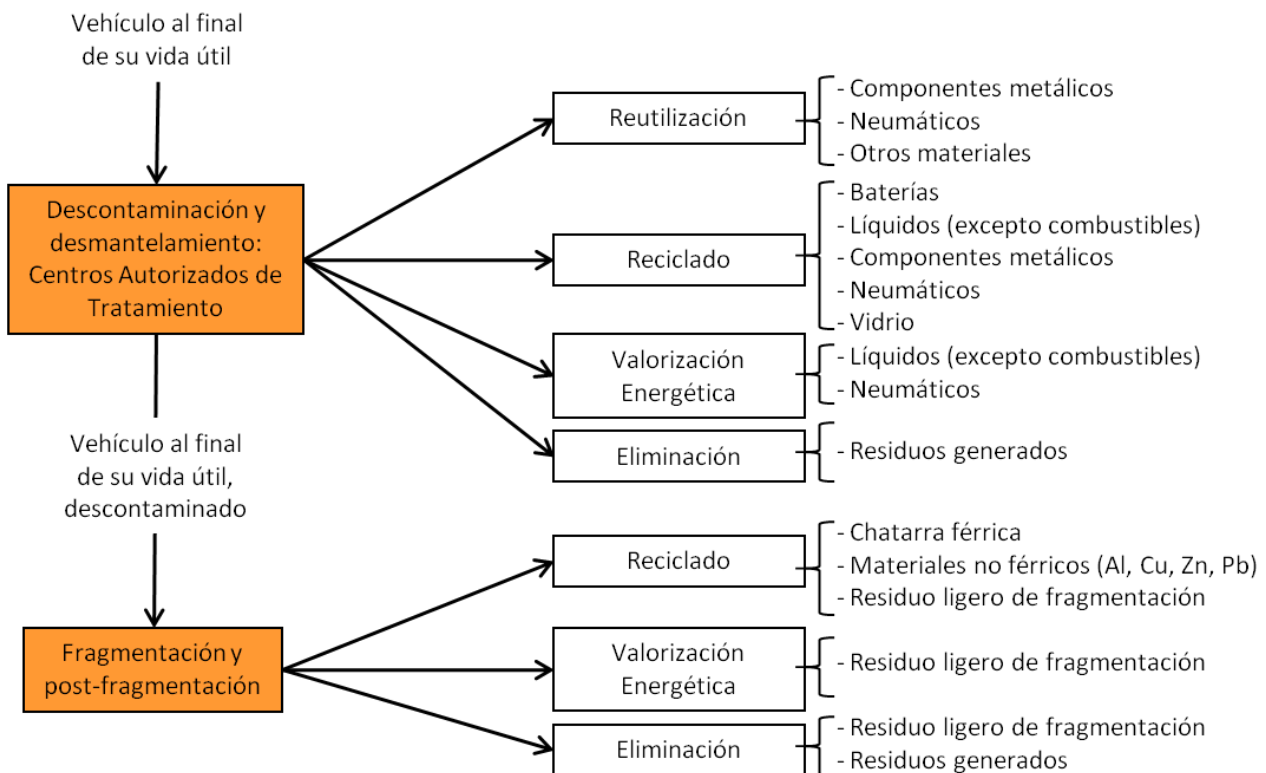


Figura 11. Diagrama de procesos del fin de vida de vehículos comúnmente aplicado en Europa

La masa de vehículo descontaminado restante tras la descontaminación y el desmantelamiento realizados en los centros autorizados de tratamiento, supone aproximadamente un 78% de la masa inicial del vehículo al final de su vida útil. Dado su alto contenido en peso de metales férricos y no férricos, habitualmente esta masa es remitida a centros de fragmentación o similares para su tratamiento. Como resultado de su procesado en los centros de

fragmentación, se deduce que:

- el 79% de la masa del vehículo al final de su vida útil descontaminado (89% de chatarra férrica, 5% de metales no férricos, 2% de residuo ligero de fragmentación) será reciclada;
- sólo el 2% se valoriza energéticamente, siendo el residuo ligero de fragmentación (57% de la masa valorizada energéticamente) el principal material valorizado con estas tecnologías; y
- el 19% de esta masa es eliminada depositándola en vertederos, y al igual que en el punto anterior el principal material depositado en vertedero es el residuo ligero de fragmentación (61% de la masa depositada en vertedero).

Considerando las tasas de recuperación disponibles en Eurostat (2011) y el proceso de fin de vida de vehículos en los países más eficientes, para lograr dichas tasas se observa que:

- dichos sistemas de fin de vida disponen de una red suficiente de centros autorizados de tratamiento, gubernamental o no, que facilita la gestión adecuada y controlada de los vehículos al final de su vida útil;
- la extracción de componentes para su reutilización es habitual en los países con altas tasas de recuperación. En Austria durante el desmontaje se extrae el 4,12% del peso del vehículo para su reutilización, en Alemania el 5,54% y en Estonia el 8,84%;
- existen instalaciones de fragmentación y principalmente de post-fragmentación para aumentar la tasa de recuperación del sistema de fin de vida. Austria, el país con menor tasa de depósito en vertedero, recupera el 80% de los residuos de fragmentación. La recuperación de estos residuos equivale al 14,41% del peso del vehículo al final de su vida útil. Alemania, el segundo país que mejor cumple los objetivos de la Directiva 2000/53/CE, recupera el 54% de los residuos de fragmentación. O lo que es lo mismo, un 10,25% del peso del vehículo al final de su vida útil es recuperado mediante tratamientos de post-fragmentación; y
- los países que no cumplen con la Directiva muestran escasa reutilización (Irlanda 0,85% o Francia 0,82% del peso del vehículo) o baja recuperación de residuos post-fragmentación (Polonia 0,06% del peso del vehículo).

Según estos mismos datos (Eurostat, 2011), Reino Unido, Italia, Francia, España y Alemania generaron en el año 2008 el 72,9% de la masa de vehículos al final de su vida útil en Europa (19,4%, 18,2%, 17,2%, 11,7% y 6,38% respectivamente). España, con un 11,7% es el cuarto país generador. De estos 5 países, Alemania, Italia y España cumplieron los objetivos fijados por la Directiva 2000/53/CE. España fue, por lo tanto, el segundo país en volumen de generación de residuos derivados de los vehículos al final de su vida útil que cumplió con los objetivos de la Directiva 2000/53/CE. La tasa ponderada de reutilización y reciclado de estos 5 países alcanzó el 82,9% del peso del vehículo al final de su vida útil y la tasa de reutilización y valorización el 85,2%, valores similares a los logrados por España (82,5% y 85,7% respectivamente). Para el conjunto de Europa, la tasa ponderada de reutilización y reciclado se situó en el 82,8% y la tasa ponderada de reutilización y valorización en el 87,3%. Estas consideraciones nos permiten seleccionar al sistema de fin de vida español como caso de estudio representativo en el que analizar el sistema de fin de vida de vehículos al final de su vida útil.

3.2 El fin de vida de los vehículos en España

En España existen más de 900 centros autorizados de tratamiento distribuidos por todo el territorio nacional (según un recuento no exhaustivo del número de entidades autorizadas para tal fin por las distintas administraciones autonómicas), 27 plantas fragmentadoras y 9 plantas de medios densos. La Asociación Española para el Tratamiento Medioambiental de los Vehículos Fuera de Uso (SIGRAUTO) aglutina a 475 de dichos centros autorizados de tratamiento,

representando aproximadamente el 85% de los vehículos al final de su vida útil tratados. Las 27 plantas fragmentadoras y las 9 plantas de medios densos (Figura 12) forman parte de la Federación Española de la Recuperación y el Reciclaje (FER), constituyendo el 100% de la capacidad de fragmentación y separación por medios densos del país (FER, 2009; SIGRAUTO, 2011).



Figura 12. Localización instalaciones fragmentadoras e instalaciones medios densos (SIGRAUTO, 2011)

Para comprender adecuadamente el contexto y las relaciones entre los distintos agentes que participan en este sistema se describirá seguidamente el sistema de fin de vida más habitual para los vehículos al final de su vida útil. Para la definición del sistema se han considerado además de la información expuesta en el apartado 3.1, estudios e información bibliográfica disponibles en los sitios web de la Asociación Española para el Tratamiento Medioambiental de Vehículos Fuera de Uso (SIGRAUTO), la Federación Española de la Recuperación y el Reciclaje (FER), el Centro de Tecnologías Limpias (CTL) de la Comunitat Valenciana, la Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Gobierno Vasco (IHOBE), el centro autorizado de tratamiento de vehículo VFUs Armonía Galicia, el centro de tratamiento de residuos Lajo y Rodríguez S.A. (LYRSA), la Directiva 2000/53/CE relativa a los vehículos al final de su vida útil, la Lista Europea de Residuos (LER) y los datos obtenidos a través de estudios propios (Figura 13).

Cuando el propietario de un vehículo (1) decide dar por finalizada la vida útil de su vehículo tiene la obligación de entregarlo a un centro autorizado de tratamiento de vehículos o, en su defecto, a un concesionario de automóviles para que éste lo lleve al mencionado centro autorizado de tratamiento. Las instituciones públicas (ayuntamientos principalmente) también deben recoger y entregar los vehículos abandonados en las vías públicas a los centros autorizados de tratamiento^c. Los principales agentes que intervienen en el proceso de fin de vida del vehículo, según la numeración utilizada en la Figura 13, son:

1. El usuario propietario del vehículo.
2. El centro autorizado de tratamiento.

^c Desde el punto de vista legal un vehículo abandonado en la vía pública tiene la condición de residuo urbano, pero adquiere la condición de residuo peligroso al ser recibido en un centro autorizado de tratamiento.

3. La planta fragmentadora.
4. La planta de medios densos.
5. Agentes finales: encargados de reciclar (acerías y fundiciones), reutilizar (mercados de segunda mano), valorizar y tratar los Residuos Peligrosos y los Residuos No Peligrosos generados (gestores autorizados).

En el momento de la llegada al centro, el vehículo pasará a ser considerado como un residuo peligroso –denominado 160104* Vehículos al final de su vida útil^d según la Lista Europea de Residuos–, iniciándose en ese instante el proceso de tratamiento del vehículo al final de su vida útil. El tratamiento consiste en proceder a la descontaminación de los vehículos y a la recuperación de algunos de sus elementos y componentes. Como resultado de la operación anterior se obtienen componentes reutilizables o reciclables y carcasas de vehículos que constituyen la materia prima de la que se abastece la industria fragmentadora. Posteriormente, se procede al tratamiento complementario de parte de los residuos generados en el proceso de fragmentación en plantas de tratamiento de post-fragmentación o medios densos. En estas plantas básicamente se reduce el contenido de metales en los residuos que, finalmente, serán valorizados o depositados en vertederos (ANFAC et ál., 2001; IHOBE, 2003; SIGRAUTO, 2011; RECIEDER S.L., 2007).

En el centro autorizado de tratamiento (2) los vehículos al final de su vida útil son sometidos a los procesos siguientes: recepción, verificación documental, baja administrativa, descontaminación, retirada de componentes reutilizables y materiales reciclables, compactación y posterior entrega a las plantas de fragmentación.

Posteriormente, en las plantas de fragmentación (3) los vehículos son triturados (por ejemplo, por molinos de martillos) hasta su reducción en fragmentos de entre 20 y 40 cm. A continuación, se procede a separar los metales férricos, los metales no férricos y los residuos ligeros de fragmentación. Los metales férricos son enviados a fundiciones para su utilización como materias primas. Los materiales no férricos precisan de procesos posteriores para su separación. Sin embargo, los residuos ligeros de fragmentación son habitualmente depositados en vertederos, aunque existen experiencias para su reciclado y valorización energética (SIGRAUTO, 2008).

Seguidamente, los materiales no férricos son sometidos a nuevos procesos de segregación: cribado, corrientes de inducción, mesas densimétricas, sistemas ópticos, etc. Estos procesos de segregación pueden ser aplicados en las propias plantas fragmentadoras (3) o en otras instalaciones denominadas plantas de medios densos (4). Mediante la aplicación de estas técnicas se logra separar los metales férricos todavía presentes y los no férricos –aluminio, cobre, etc. Una vez separadas, las distintas fracciones son remitidas a fundiciones y acerías para su utilización como materias primas. Otras fracciones obtenidas –mezcla de materiales no metálicos que quedan como resto– se depositan en vertedero, se reciclan o se valorizan energéticamente dependiendo de sus características y de su valor comercial.

Para facilitar la comprensión del sistema de fin de vida de vehículos es necesario conocer los residuos y materiales que pueden extraerse del fin de vida de vehículos. Posteriormente, se

^d La Lista Europea de Residuos (LER), Anejo 2 de la Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero (BOE nº 43 de 19 de febrero de 2002 y corrección de errores BOE nº 61 de 12 de marzo de 2002) señala con un asterisco “*” aquellos residuos que se consideran peligrosos de conformidad con la Directiva 91/689/CEE sobre residuos peligrosos, a cuyas disposiciones están sujetos a menos que se aplique el apartado 5 del artículo 1 de la citada Directiva. Dicha notación se mantiene en la presente tesis doctoral con el ánimo de facilitar la comprensión del lector.

describirán las tareas realizadas por los centros autorizados de tratamiento, las plantas fragmentadoras y las plantas de medios densos (Figura 13) durante el proceso de fin de vida de vehículos.

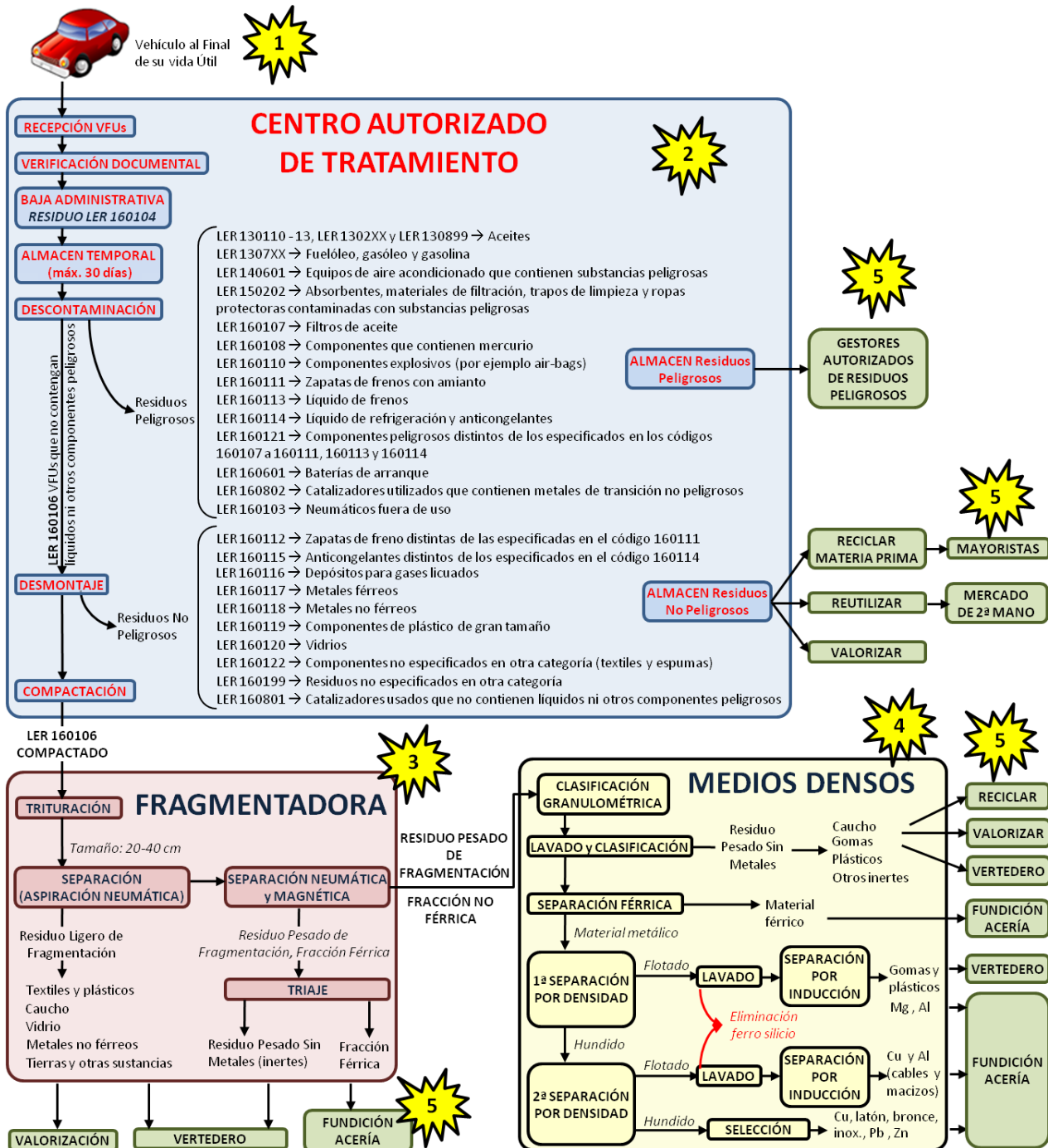


Figura 13. Esquema genérico del sistema de fin de vida los residuos y materiales de vehículos en España (elaboración propia)

3.2.1 Caracterización del sistema de fin de vida

No existen dos modelos de vehículo con igual composición en materiales y porcentajes, por lo tanto, los residuos y materiales que se extraen en su tratamiento de fin de vida serán diferentes. Sin embargo, los materiales que componen el vehículo pueden agruparse en varias familias principales: metálicos, poliméricos, fluidos y vidrios. Estas familias de materiales pueden, a su vez, ser catalogadas como residuos peligrosos o residuos no peligrosos (Tabla 16).

Los residuos peligrosos se deben de extraer antes de proceder a tratar el vehículo en el centro autorizado de tratamiento. El resto son materiales no peligrosos que se pueden reciclar, reutilizar o valorizar.

Tabla 16. Residuos peligrosos y residuos no peligrosos generados en el fin de vida de vehículos

Residuos Peligrosos	Residuos No Peligrosos
Aceites usados, en el motor y en la caja de cambios	Metales férricos
Aceites de transmisión	Metales no férricos
Líquidos de frenos	Plásticos
Carburantes	Vidrios
Líquido refrigerante/anticongelante	Neumáticos
Filtros del aire acondicionado	Textiles y espumas
Filtros de aceite	
Baterías	

Según la Lista Europea de Residuos (LER), Anejo 2 de la Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero (BOE nº 43 de 19 de febrero de 2002 y corrección de errores BOE nº 61 de 12 de marzo de 2002) podemos identificar los posibles residuos entre los enunciados en sus capítulos 1301, 1302, 1307, 1308, 1502, 1601, 1606 y 1608. Indicar además, que los residuos que aparecen en la lista señalados con un asterisco * se consideran residuos peligrosos de conformidad con la Directiva 91/689/CEE sobre residuos peligrosos, a cuyas disposiciones están sujetos a menos que se aplique el apartado 5 del artículo 1 de la citada Directiva. A continuación se desarrollan dichos capítulos y se enumeran los posibles residuos caracterizados:

- Capítulo 1301 Residuos de aceites hidráulicos.
 - 130110* Aceites hidráulicos minerales no clorados.
 - 130111* Aceites hidráulicos sintéticos.
 - 130112* Aceites hidráulicos fácilmente biodegradables.
 - 130113* Otros aceites hidráulicos.
- Capítulo 1302 Residuos de aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes.
 - 130205* Aceites minerales no clorados de motor, de transmisión mecánica y lubricantes.
 - 130206* Aceites sintéticos de motor, de transmisión mecánica y lubricantes.
 - 130207* Aceites fácilmente biodegradables de motor, de transmisión mecánica y lubricantes.
 - 130208* Otros aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes.
- Capítulo 1307 Residuos de combustibles líquidos.
 - 130701* Fuel oil y gasóleo.
 - 130702* Gasolina.
 - 130703* Otros combustibles (incluidas mezclas).
- Capítulo 1308 Residuos de aceites no especificados en otra categoría.
 - 130899* Residuos no especificados en otra categoría.
- Capítulo 1502 Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras.
 - 150202* Absorbentes, materiales de filtración (incluidos los filtros de aceite no especificados en otra categoría y filtros de combustible), trapos de limpieza y ropas protectoras contaminados por sustancias peligrosas.
- Capítulo 1601 Vehículos de diferentes medios de transporte (incluidas las máquinas no de

carretera) al final de su vida útil y residuos del desguace de vehículos al final de su vida útil y del mantenimiento de vehículos (excepto los de los capítulos 13, 14 y los subcapítulos 1606 y 1608).

- 160103 Neumáticos fuera de uso.
 - 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos.
 - 160107* Filtros de aceite, y combustible.
 - 160108* Componentes que contienen mercurio.
 - 160109* Componentes que contienen PCB.
 - 160110* Componentes explosivos (por ejemplo, air bags).
 - 160111* Zapatas de freno que contienen amianto.
 - 160112 Zapatas de freno distintas de las especificadas en el código 160111*.
 - 160113* Líquidos de frenos.
 - 160114* Anticongelantes que contienen sustancias peligrosas.
 - 160115 Anticongelantes distintos de los especificados en el código 160114*.
 - 160116 Depósitos para gases licuados.
 - 160117 Metales ferrosos.
 - 160118 Metales no ferrosos.
 - 160119 Plástico.
 - 160120 Vidrio.
 - 160121* Componentes peligrosos distintos de los especificados en los códigos 160107* a 160111*, 160113* y 160114*.
 - 160122 Componentes no especificados en otra categoría.
 - 160199 Residuos no especificados de otra forma.
- Capítulo 1606 Pilas y acumuladores.
 - 160601* Baterías de plomo.
 - Capítulo 1608 Catalizadores usados.
 - 160801 Catalizadores usados que contienen oro, plata, renio, rodio, paladio, iridio o platino (excepto el código 160807).

Se debe recordar que el vehículo al final de su vida útil que llega al centro autorizado de tratamiento se clasifica como LER 160104* Vehículo al final de su vida útil y es considerado un residuo peligroso. Tras su recepción es obligado proceder a su descontaminación, extrayendo los residuos peligrosos que contenga, considerándose a partir de ese momento como residuo no peligroso y catalogado como LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos. Es decir, en el proceso de descontaminación se obtienen los residuos peligrosos del vehículo al final de su vida útil y en fases posteriores los residuos no peligrosos.

Esta posible clasificación no debe entenderse como un listado de componentes o sustancias que se extraen del vehículo al final de su vida útil. En la práctica, algunos de estos residuos no existen (por corresponder a composiciones de vehículos antiguas), o bien, no se extraen del vehículo al final de su vida útil cuando este es gestionado en el centro autorizado de tratamiento. A este respecto indicar que:

- los capítulos 1301, 1302 y 1308 suelen agruparse como aceites;
- los absorbentes utilizados no se consideran como un residuo propio del vehículo al final de su vida útil;
- las zapatas, de cualquier tipo, no suelen ser contabilizadas de modo independiente;
- los componentes que contienen mercurio, PCBs, explosivos y air bags, los depósitos para

gases licuados y la mayoría de catalizadores, suelen gestionarse dentro del residuo LER 160106 remitido a planta fragmentadora; y

- los anticongelantes se aglutinan en una única caracterización.

Por otro lado, el estudio realizado por SIGRAUTO (2008) clasifica la composición de los residuos y materiales extraídos durante el proceso de fin de vida del vehículo (Tabla 17).

Tabla 17. Residuos y materiales extraídos durante el fin de vida del vehículo (SIGRAUTO, 2008)

Clasificación (LER)	% en peso de VFU medio y año
Neumáticos (LER 160103)	3,0
Metales férricos (LER 160117)	69,5
Metales no férricos (LER 160118)	7,1
Plásticos (LER 160119)	3,8
Vidrio (LER 160120)	0,8
Fluidos	1,3
Otros, mezcla restos materiales (vertedero)	14,5

Los datos expuestos han servido de referencia para el trabajo de campo realizado, cuya finalidad es analizar identificar los flujos de residuos e inventariar el sistema de fin de vida de vehículos.

3.2.2 Centros Autorizados de Tratamiento

Tal y como se ha indicado anteriormente, cuando el propietario de un vehículo decide deshacerse del mismo, tiene la obligación de entregarlo en un centro autorizado de tratamiento. Estas instalaciones, que deben contar con toda una serie de medios técnicos fijados en la normativa vigente, provienen en su mayoría de la adaptación o reconversión de los antiguos desguaces a estos requisitos. La verificación del cumplimiento de los requisitos mínimos establecidos por la normativa para las instalaciones se lleva a cabo por los órganos ambientales competentes de las Comunidades Autónomas, que son los encargados de conceder las autorizaciones como gestores de residuos peligrosos en su territorio. A continuación se comentan las etapas seguidas en estos centros (Figura 13):

a) Recepción, verificación y baja

Para que un centro autorizado de tratamiento pueda recibir en sus instalaciones un vehículo fuera de uso e iniciar su tratamiento, el titular del mismo debe entregarlo junto con la documentación para que el centro pueda comprobar su titularidad y verificar que no existe ningún impedimento para proceder a su baja administrativa y a su tratamiento medioambiental. Es importante destacar que la baja definitiva de los vehículos de turismo y de los comerciales ligeros de menos de 3.500 kg sólo puede tramitarse a través de los centros autorizados de tratamiento, y que en el resto de casos la baja puede realizarse tanto en las Jefaturas de Tráfico como en los centros autorizados de tratamiento.

Una vez que el vehículo es recibido en el centro autorizado de tratamiento y se realizan los trámites administrativos necesarios, éste pasa a ser considerado un residuo peligroso (clasificado como residuo 160104* Vehículo al final de su vida útil según la Lista Europea de Residuos LER). Esta consideración se basa en los materiales y fluidos peligrosos que lo componen –aceites, componentes de baterías, etc.

b) Descontaminación

Según el Listado Europeo de Residuos (LER) el vehículo al final de su vida útil generado es catalogado como residuo peligroso (RP), debiéndose codificar como 160104* Vehículo al final de su vida útil. Este residuo peligroso debe ser descontaminado. La descontaminación consiste

en la retirada de todos los líquidos y fluidos, además de otras sustancias y elementos que tengan la consideración de residuo peligroso, como pueden ser: aceites hidráulicos -del motor, del diferencial y de la caja de cambios salvo que se reutilice el bloque motor completo, supuesto en el que se puede mantener la lubricación-, combustibles, líquidos de frenos, líquidos anticongelantes y refrigerantes, filtros, baterías, y otros elementos o componentes. Los residuos peligrosos extraídos son almacenados para, posteriormente, ser enviados a los correspondientes gestores autorizados para su tratamiento específico. Habitualmente los centros autorizados de tratamiento no efectúan dichos tratamientos.

Al finalizar la etapa de descontaminación el residuo del vehículo es considerado como residuo no peligroso (RNP) categoría LER 160106 Vehículo al final de su vida útil que no contenga líquidos ni otros componentes peligrosos. Este residuo puede ser remitido para su tratamiento externo en planta fragmentadora, en donde el vehículo al final de su vida útil es despedazado para reciclar o valorizar los materiales que lo componen, o bien pasar a una etapa posterior en el propio centro autorizado de tratamiento en la que se desmontan algunos componentes antes de remitirlo a planta fragmentadora.

Mediante el desmontaje se favorece la reutilización y reciclado de un mayor número de componentes del vehículo al final de su vida útil.

c) Desmontaje

El residuo no peligroso LER 160106 en que se ha convertido el vehículo al final de su vida útil tras la descontaminación sufre algunas transformaciones más. Con el objeto de facilitar el reciclado de la mayor parte del residuo no peligroso LER 160106, se procede a la extracción de componentes específicos, como por ejemplo: catalizadores, neumáticos, vidrios, etc., con un mayor valor de mercado que el residuo original. Es decir, se desmontan y extraen aquellos componentes que pueden ser comercializados como repuestos en el mercado de segunda mano, y los que tratados como residuos específicos tengan un mayor valor comercial que considerados en la masa del residuo LER 160106. Los componentes que puedan ser reutilizados son evaluados, extrayendo aquellos susceptibles de ser reutilizados. Para su adecuada gestión, tras la extracción son identificados y almacenados para su posterior comercialización en los mercados de segunda mano. Todos los materiales y componentes extraídos son almacenados en depósitos adecuados para su posterior entrega a los gestores autorizados de tratamiento o para su comercialización en los distintos mercados.

Algunos de los residuos no peligrosos que dado su valor comercial se suelen extraer, y remitir a los correspondientes gestores autorizados, son: LER 160103 Neumáticos fuera de uso, LER 160116 Depósitos para gases licuados, LER 160117 Metales ferrosos, LER 160118 Metales no ferrosos, LER 160119 Plástico, LER 160120 Vidrio, LER 160801 Catalizadores usados que contienen oro, plata, renio, rodio, paladio, iridio o platino (excepto el código 160807) y otros.

Los componentes que habitualmente se comercializan en el mercado de segunda mano suelen ser: neumáticos, bloque motor, baterías, cajas de cambio y otros.

Algunos componentes pueden ser residuos o posibles recambios, en función de su estado y del valor comercial que puedan tener como residuo o recambio.

d) Compactación y envío a la planta de fragmentación

El último de los procesos que se lleva a cabo en los centros autorizados de tratamiento es la compactación del residuo LER 160106 que resta tras la extracción de materiales y componentes no peligrosos. El fin de este proceso es minimizar el volumen de los vehículos para optimizar el transporte de los mismos hasta las siguientes instalaciones del proceso, habitualmente las plantas de fragmentación o fragmentadoras. El valor comercial de este

vehículo al final de su vida útil compactado depende de la mezcla de materiales y componentes que lo forman.

3.2.3 Plantas fragmentadoras

Las plantas fragmentadoras son grandes instalaciones de tratamiento de materiales de desecho en las que se procesan gran variedad de materiales (vehículos fuera de uso catalogados como residuos LER 160106, aparatos eléctricos y electrónicos, otras chatarras mixtas, etc.). En las plantas fragmentadoras se introducen los residuos, por ejemplo el LER 160106, en molinos de martillos para iniciar su tratamiento. Básicamente el tratamiento consiste en triturar los materiales y separarlos en distintas fracciones mediante sistemas magnéticos, neumáticos y manuales. En la Figura 14 se muestra el esquema del proceso de trabajo de una planta fragmentadora. Para facilitar su comprensión, se han enumerado las etapas del 1 al 4 y los productos obtenidos del 5 al 7.

Seguidamente se describe el proceso genérico de una planta fragmentadora (LYRSA, 2009; Forton, Harder y Moles, 2006) que comprende las etapas de: recepción y almacenamiento, alimentación y fragmentación de material, separación por corrientes de aspiración, separación magnética y triado manual.

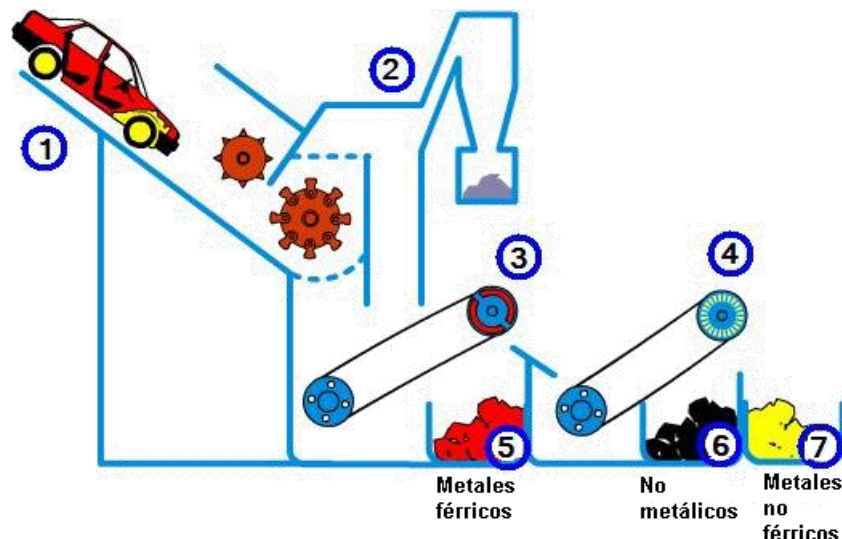


Figura 14. Esquema proceso de trabajo de planta fragmentadora (LYRSA, 2009)

a) Recepción y Almacenamiento

A las plantas fragmentadoras llegan residuos de diferentes procedencias, mayoritariamente vehículos al final de su vida útil, aunque también se tratan otros productos como electrodomésticos, chatarras mixtas, etc.

Todo residuo que llega a la planta se inspecciona radiológicamente, se pesa y se inspecciona visualmente. Es importante verificar que al residuo declarado no le acompañen otros residuos para los que no se disponga de autorización o no sean ámbito de la actividad. Posteriormente, se almacenan en boxes y campas para tal fin.

b) Alimentación y fragmentación del material

Se corresponde con la etapa 1 de la Figura 14, en la que el vehículo al final de su vida útil LER 160106 es triturado por el molino de martillos en pedazos de 20-40 cm. Desde el lugar de almacenamiento se alimentará a la línea principal del proceso. La alimentación de material se realiza en la mayoría de los casos mediante una grúa articulada con pulpo hidráulico. El material se descarga en la boca de entrada de la fragmentadora, que puede variar de una

instalación a otra: tolvas, transportadores de placas a nivel del suelo y las bandejas basculantes en altura son las más habituales. Puede existir en algunos casos un pre-fragmentado, cuyo objetivo es desmembrar parcialmente el material, sobre todo en el caso de los residuos LER 160106 que están prensados.

Una vez cargado el material, éste llega a los rodillos de la boca del molino fragmentador. Los rodillos atrapan el material aplastándolo con su giro, e introduciéndolo en la cámara de fragmentación de forma controlada. Dentro de la cámara de fragmentación existe un molino de martillos. El molino de martillos está constituido por un eje central sobre el que se encuentran calados una serie de discos de acero en cuya periferia se sitúan, a través de una serie de taladros, los ejes pasantes sobre los que se colocan los martillos de forma oscilante. El material, al entrar en el molino, es golpeado por los martillos contra un yunque solidario al bastidor del mismo. Dichos martillos tienen un doble movimiento de giro: el primero solidario al eje central, el segundo sobre su propio eje. La fragmentación por golpeo prosigue hasta que los trozos de material tienen unas dimensiones suficientemente reducidas como para salir por los intersticios de la parrilla situada en la parte inferior de la cámara. La evacuación del material fragmentado, a través de las parrillas del molino, la efectúa una bandeja vibratoria situada bajo las aberturas de la salida del molino fragmentador.

c) Separación por corrientes de aspiración

La separación por corrientes de aspiración se corresponde con la etapa 2 de la Figura 14, que muestra el sistema de recogida de la fracción ligera –Residuo Ligero de Fragmentación– mediante aspiración neumática. El Residuo Pesado de Fragmentación continúa en el proceso.

El material ligero es retirado por la aspiración y se deposita en una cinta transportadora que lo conduce hasta la salida del proceso. Esta fracción de salida se denomina residuo ligero o *fluff*.

d) Separación magnética

La separación magnética se corresponde con las etapas 3 y 4 de la Figura 14. En la etapa 3 la fracción pesada se separa con ayuda de electroimanes, habitualmente se utiliza un tambor magnético. Posteriormente, en la etapa 4, mediante la aplicación de corrientes inducidas, se separan los materiales no metálicos de los materiales metálicos.

Habitualmente, la fracción no férrica resultante se sitúa en una cinta transportadora que la conduce, según el caso, a la zona de triado manual o a una zona de almacenamiento. Esta fracción de salida se puede remitir a una instalación de medios densos para la separación de los metales que todavía contiene.

e) Triado manual

El material férrico, separado por el tambor magnético, es recogido por una cinta transportadora con puestos de triado manual para eliminar los elementos no férricos que puedan haber quedado atrapados junto con el material férrico, cables, piezas de otros metales no liberadas completamente, etc.), el resto sobrante se denomina residuo pesado.

Tras el proceso completo de fragmentación se obtienen tres fracciones bien definidas:

- Materiales Férricos y No Férricos: Destinados a la industria siderúrgica, como materias primas.
- Residuo Pesado (fracción no férrica): Compuesto por gomas, plásticos y materiales metálicos (en su mayoría no férricos). Se remiten a plantas de medios densos para su posterior separación.
- Residuo Ligero de Fragmentación: Compuesto por textiles, espumas y otros materiales inertes. Habitualmente el Residuo Ligero de Fragmentación es eliminado mediante depósito

en vertedero, aunque se están desarrollando técnicas para su reciclado y valorización energética (SIGRAUTO, 2008).

3.2.4 Plantas de medios densos

Las plantas de medios densos son denominadas también plantas de flotación. En este tipo de plantas se trata la fracción denominada Residuo Pesado (gomas, plásticos y otros materiales metálicos en su mayoría no férricos) que se genera en las plantas fragmentadoras. En estas instalaciones se aplican distintos procesos de segregación al residuo pesado a tratar: cribado, corrientes de inducción, mesas densimétricas, sistemas ópticos de selección, etc. Como resultado, se separan los metales férricos y no férricos útiles (aluminio, cobre y otros) de otras fracciones de materiales no metálicos. Las fracciones no metálicas suelen ser remitidas para su depósito en vertedero, aunque es posible su reciclado o valorización. Este tipo de instalaciones puede encontrarse integrado dentro de instalaciones de fragmentación o bien constituir en sí mismas una instalación independiente.

Seguidamente se detallan los procesos aplicados en las plantas de medios densos y descritos por LYRSA (2009). Se describen las etapas de recepción y pesaje, clasificación granulométrica, lavado y clasificación y separación de metales.

a) Recepción y pesaje

Los materiales llegan de las instalaciones de fragmentación en camiones. La entrada coincide con el pesaje en báscula, con el fin de completar el registro administrativo. Se inspecciona visualmente la mercancía para identificar la calidad del material y evitar materiales que no sean adecuados para la actividad de la planta. Los materiales se almacenan en los boxes y las campas para tal fin.

b) Clasificación granulométrica

En esta etapa se realiza una clasificación por tamaños de todos los materiales presentes en la alimentación del proceso. Esta operación se realiza mediante un trómel –cilindro horizontal levemente inclinado con perforaciones en sus paredes que aumentan de tamaño según el eje longitudinal. El trómel permite clasificar por tamaños los materiales que lo atraviesan, en diferentes cortes granulométricos del material de entrada (3 ó 4 tamaños diferenciados). Estos cortes pueden ser sometidos a un nuevo proceso de afino, por selección manual para los de mayor tamaño o mediante cribado para los de menor tamaño. Una vez realizada la clasificación, los cortes granulométricos obtenidos son almacenados individualmente para ser procesados en la siguiente etapa.

c) Lavado y clasificación

En esta etapa se pretende eliminar cauchos, gomas, plásticos y otros materiales inertes de los diversos cortes granulométricos obtenidos en la clasificación anterior. La separación de los materiales inertes de los metálicos se realiza mediante corrientes de agua en contracorriente. Esta operación permite separar dos flujos principales, uno compuesto por materiales metálicos y otro por cauchos, gomas, plásticos y el agua del proceso. A la salida del flujo metálico se separan, mediante un tambor magnético, aquellos materiales férricos que no fueron separados en el proceso de fragmentación.

d) Separación de metales

La separación de los diferentes tipos de metales incluidos en la corriente metálica se realiza mediante el empleo de dos tecnologías diferentes: medios densos y corrientes inducidas:

Medios Densos: Esta tecnología aprovecha la diferencia de densidad entre los materiales de la corriente de alimentación del proceso y el fluido del proceso para separar los materiales. Se

utiliza habitualmente una suspensión de ferro silicio sólido en agua, ajustada a una densidad adecuada, como fluido de proceso. Se incluyen dos fases de selección por densidades con las mismas características constructivas y de funcionamiento; la diferencia entre ambas fases radica en la diferencia de densidad del fluido utilizado en el proceso. En un tambor cilíndrico esta diferencia de densidades permite generar dos flujos de salida: los flotados y los hundidos.

Los flotados son todos aquellos materiales que tienen una densidad menor que la del fluido utilizado en el proceso. Estos flotados son evacuados del tambor cilíndrico y, posteriormente, sometidos a lavado para eliminar las partículas adheridas de ferro silicio que pudieran tener. Una vez lavados, son depositados en una cinta de evacuación para un posterior tratamiento, o bien para su envío a fundiciones y acerías.

Los hundidos son aquellos materiales que precipitan al tener una densidad mayor que el líquido del proceso. La fracción de hundidos obtenidos en la primera fase (primer tambor cilíndrico) alimentan a la segunda fase (segundo tambor cilíndrico), refinando así la selección.

Los materiales separados, cuando sea necesario, se procesarán además por corrientes inducidas. Si no fuese necesario otro procesado, se almacenarán para su posterior envío a fundiciones –caso de los metales– depósito en vertedero o valorización energética –caso de la fracción de inertes.

Corrientes inducidas: Este proceso se basa en el aprovechamiento de las características magnéticas de los materiales que se desea procesar. Este proceso puede ser complementario para algunas de las fracciones procedentes de etapas anteriores, según las condiciones de riqueza y limpieza de los materiales separados.

Mediante la inducción magnética, los materiales metálicos, al llegar al final de una cinta transportadora, son desplazados a un punto más alejado que los materiales inertes.

Para completar esta descripción, en la Figura 15 se muestra una posible configuración de una planta de medios densos. Las fases, citadas por orden de aplicación, son:

- Separación de materiales flotados de bajo peso específico (1). Primera separación de materiales flotados de bajo peso específico y materiales de alto peso específico en una gravedad controlada en un fluido de densidad $2,0 \text{ g/cm}^3$, habitualmente una suspensión de ferro silicio sólido en agua. El ajuste de densidad depende de las características y necesidades de cada instalación.
- Separación por corrientes inducidas (2). Las corrientes inducidas separan los materiales flotados de la primera separación. Tras la eliminación del ferro silicio sólido –lavado con agua– las corrientes inducidas proyectan los distintos materiales a unos contenedores dispuestos a tal fin. Se obtienen dos productos: gomas y plásticos destinados a valorización energética o depósito en vertedero, o magnesio y aluminio de pequeño espesor destinados a fundiciones o acerías.
- Nueva separación mediante medios densos (3). Segunda separación mediante medios densos de la corriente de materiales hundidos de la primera separación. El fluido utilizado debe tener una densidad mayor que en la primera separación –de similar composición–, por ejemplo de $3,0 \text{ g/cm}^3$.
- Nueva separación por corrientes inducidas (4). La corriente de materiales flotados de la segunda separación por medios densos, después del lavado del ferro silicio sólido, es disociada nuevamente mediante corrientes inducidas. Se obtienen, por un lado, cableados y macizos de cobre, y por otro, aluminio de gran espesor. Los destinos de ambas fracciones serán las fundiciones y acerías.
- Selección (5). Separación manual o automática de cobre, latón, bronce, acero inoxidable, plomo y cinc. El destino final de estos materiales serán las acerías y fundiciones.

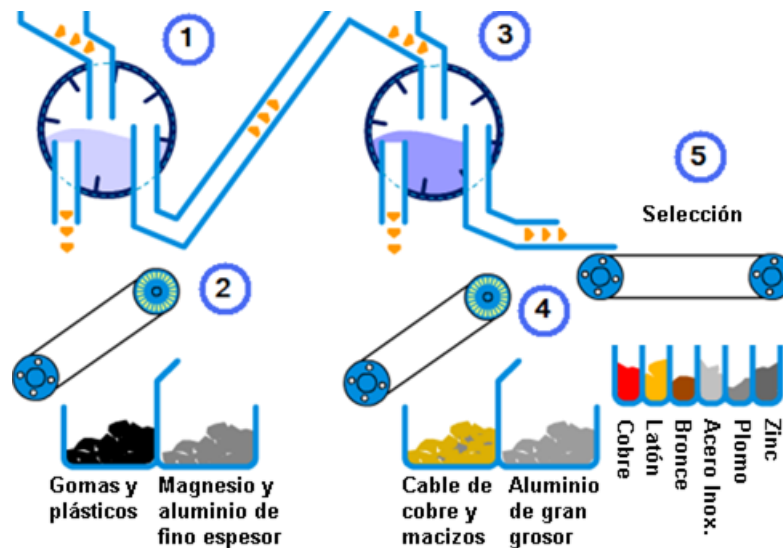


Figura 15. Tratamiento de residuos en Plantas de medios densos (LYRSA, 2009)

3.3 Análisis del inventario medioambiental

En el estudio de campo del sistema de fin de vida de vehículos se identificarán las entradas y salidas de materiales, elementos auxiliares, residuos y energías de los agentes que lo forman. Para lograrlo, se analizan dos tipologías de centros autorizados de tratamiento distintas –tipo desguace y tipo desfabricación–, una planta fragmentadora que no integra instalación de medios densos y una planta de tratamiento de residuos que integra en unas únicas instalaciones el proceso de fragmentación y la separación mediante medios densos. Todas estas instalaciones se localizaron en España.

3.3.1 Metodología

El estudio de campo se encuadra en la ejecución de dos proyectos de investigación diferentes. En el primero, denominado “Mapa de residuos de la provincia de Castellón” financiado por la Cámara de Comercio, Industria y Navegación, dirigido por la Dra. María Rosario Vidal de la Universitat Jaume I de Castellón y por D^a. Victoria Rubio de la Cámara de Comercio, Industria y Navegación de Castellón, se analizaba la situación de los residuos que diversos sectores primarios, secundarios y terciarios generan en la provincia de Castellón (Moliner et ál., 2009). Entre los sectores considerados se analizó el caso de los centros autorizados de tratamiento de vehículos al final de su vida útil provinciales. Mediante la realización de entrevistas telefónicas y el lanzamiento de cuestionarios se obtuvieron datos e información referidos al año 2007 de 8 de los 12 centros autorizados de tratamiento de vehículos al final de su vida útil existentes en la provincia de Castellón.

En el proyecto “LIGHTCARBONCARS: Reducción del impacto ambiental de automóviles mediante el aligeramiento estructural basado en composites de carbono de bajo coste, sin comprometer la seguridad y el confort” financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia de España y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (<http://www.gjd.uji.es/lightcarboncars/>), liderado en su conjunto por el Dr. D. Germán Castillo de la Mondragon Unibertsitatea y por la Dra. D^a María Rosario Vidal en su sub-proyecto “REFIC: Reciclado”, que consideraba entre otros objetivos la reducción del impacto ambiental del automóvil una vez que éste llegue a su fin de vida útil. En este proyecto el autor de la presente tesis doctoral participó como investigador del sub-proyecto “REFIC: Reciclado” liderado por la Universitat Jaume I. Como socio del consorcio y miembro del sub-proyecto participó el centro autorizado de tratamiento de vehículos al final de su vida útil VFUs Armonía Galicia (<http://www.vfus.net/>), representado por su gerente

D. Luís Espiñeira. Mediante la realización de entrevistas, visitas a las instalaciones, cumplimentación de cuestionarios y múltiples conversaciones mantenidas con D. Luís Espiñeira se obtuvieron los datos e información de estas instalaciones referidas a los años 2007 y 2008.

Como complemento al estudio de campo de los centros autorizados de tratamiento llevado a cabo en el marco de los proyectos de investigación anteriormente referidos, se amplió el estudio a las instalaciones de fragmentación que tratan los vehículos al final de su vida útil descontaminados tras su paso por los centros autorizados de tratamiento. A través de entrevistas telefónicas se logró contactar con dos instalaciones de tratamiento mediante fragmentación: Fragmentadora y Metales S.L.U ubicada en Calatayud (Zaragoza) y otra instalación, que por razones de confidencialidad expresamente indicadas se mantiene en el anonimato. Su colaboración, la realización de entrevistas y la cumplimentación de cuestionarios han permitido obtener los datos e información de dichas instalaciones referidos al año 2008.

3.3.2 Centros autorizados de tratamiento

Los más de 900 centros autorizados de tratamiento existentes en España se han subdivido en dos tipologías de centro autorizado de tratamiento: tipo desguace y tipo desfabricación. Esta subdivisión se basa en la existencia de centros autorizados de tratamiento que tienen como modelo de negocio principal el mercadeo de los vehículos descontaminados en el mercado de metales reciclado, frente a aquellos que, además de esta línea de negocio, consideran como línea principal de su negocio la venta de piezas y componentes en los mercados de segunda. A través de las entrevistas realizadas durante el estudio de campo se ha podido identificar la existencia de estos dos tipos de centros autorizados de tratamiento. Sin embargo, no ha sido posible establecer la cuota de mercado de cada una de estas tipologías de centro autorizado de tratamiento.

Consideramos como centros autorizados de tratamiento tipo desguace (apartado 3.3.2.1) aquellas instalaciones de tratamiento de vehículos al final de su vida útil que, tras la obligatoria descontaminación del vehículo, no aplican procesos sistemáticos para la extracción de componentes en la etapa de desmontaje o desmantelamiento. En algunos de estos centros, en la etapa de desmontaje, simplemente se apilan los vehículos a la espera de que algún posible cliente se interese por una pieza o componente concreto del vehículo como paso previo a su envío a las plantas de fragmentación. Podríamos decir que sólo se desmontan aquellas partes que, para una unidad y modelo de vehículo en particular, son demandadas. Al tratarse de demandas puntuales, focalizadas en modelos y unidades concretas, sólo es necesaria la pericia del operador para realizar el desmontaje. En estas instalaciones, pasado un tiempo, los vehículos son prensados y remitidos como residuo LER 160106 a la planta fragmentadora. Esta tipología de centro autorizado de tratamiento basa su modelo de negocio en la compra de productos al final de su vida útil con elevada cantidad de metales a bajo precio, y en la venta de los mismos cuando el mercado paga más por ellos. Su modelo de negocio no concibe la extracción de piezas y componentes para un mercado masivo de segunda mano como una vía rentable de negocio. En algunos casos, estos centros además de vehículos al final de su vida útil también trabajan con residuos de alto contenido metálico de otros sectores con los que comerciar.

Denominaremos centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación (apartado 3.3.2.2) aquella tipología de centro autorizado de tratamiento de vehículos al final de su vida útil que aplica métodos sistemáticos de desmantelamiento y extracción de piezas y componentes de vehículos, y que considera como línea de negocio su venta en los mercados de recambios y segunda mano. Los procesos básicos de los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación son similares, como no podía ser de otro modo, a los de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace. Sin embargo, en estos centros de tipo desfabricación, en la etapa

de desmontaje la extracción de piezas y componentes se aplica a todos los vehículos al final de su vida útil de forma continuada. Es el propio centro autorizado de tratamiento el quién, en función de las expectativas de los mercados de reciclado de materiales y de segunda mano, decide qué piezas y componentes extraer a todos los vehículos que tratará en la línea de desmontaje. Estas técnicas de desmontaje permiten obtener tasas más elevadas de extracción de componentes. Habitualmente, la concepción de estos centros se basa en estaciones de desmontaje y cadenas de producción similares a las de las fábricas de vehículos pero teniendo como fin desagregar piezas y componentes. Este tipo de centro basa su modelo de negocio en el beneficio que obtiene por la extracción de materiales para el mercado de recicladores, y la extracción de piezas y componentes para el mercado de segunda mano nacional e internacional. La venta de piezas y componentes es un fin en sí misma para estos centros de tratamiento de vehículos.

Como muestra de la representatividad del trabajo de campo realizado indicar que, del total de 1.676.031 vehículos al final de su vida útil generados en los años 2007 y 2008 (SIGRAUTO, 2008-a; SIGRAUTO, 2011) los centros autorizados estudiados trataron en conjunto 10.506 unidades. El 46,8% de estas unidades fueron tratadas en los centros tipo desguace participantes y el resto –53,2%– en el centro tipo desfabricación considerado.

3.3.2.1 Centros autorizados de tratamiento tipo desguace

En el año 2007 existían en la provincia de Castellón 12 centros autorizados de tratamiento, con capacidad para gestionar un total de 19.100 vehículos al final de su vida útil (CTL, 2008) y dos antiguos desguaces no catalogados como centros autorizados de tratamiento de vehículos al final de su vida útil. En el año 2011 son 14 los centros autorizados de tratamiento de vehículos al final de su vida útil (Consellería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, 2011). Considerando los 12 centros autorizados de tratamiento del año 2007, la superficie total aproximada de las instalaciones de tratamiento legalizadas era de 105.000 m². La distribución de dichos centros autorizados de tratamiento no es geográficamente homogénea (Figura 16).

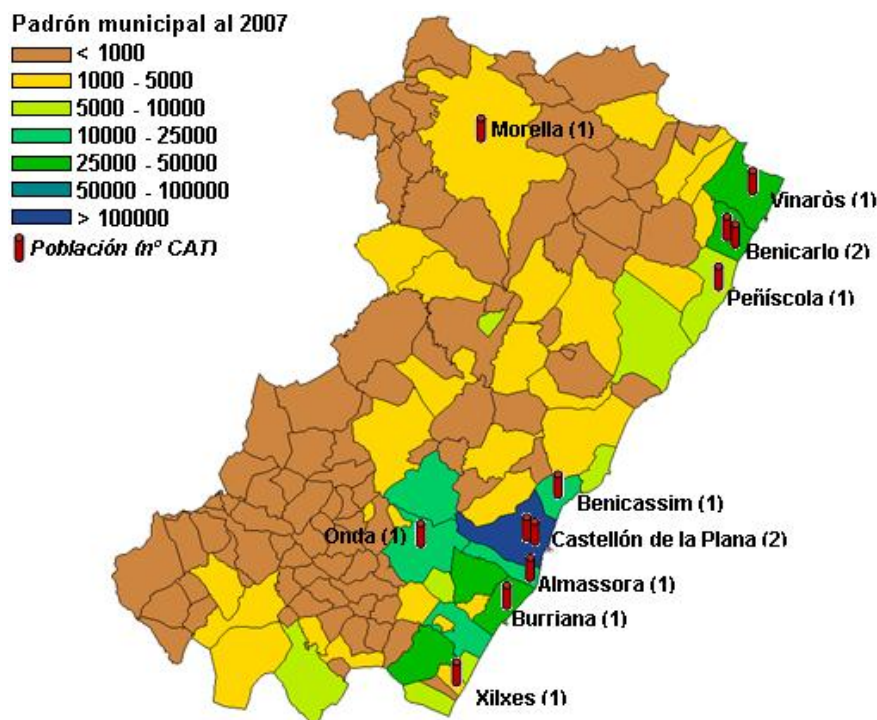


Figura 16. Localización geográfica de centros autorizados de tratamiento y padrón municipal de la provincia de Castellón, periodo 2007-2008

Mediante entrevistas y encuestas personalizadas se contactó con los 12 centros autorizados de tratamiento, según el listado actualizado de gestores autorizados para el año 2008. A través de los ítems fundamentales de las encuestas se pretendía:

- cuantificar los vehículos al final de su vida útil recibidos en cada una de las instalaciones;
- caracterizar y cuantificar los residuos peligrosos y no peligrosos que se producen por un vehículo medio al final de su vida útil;
- caracterizar el destino de los residuos peligrosos y no peligrosos; y
- caracterizar las energías y auxiliares de los procesos.

Un total de 8 centros autorizados de tratamiento cumplieron las encuestas, representando el 66% de las instalaciones de la provincia. Sus instalaciones suponen aproximadamente 85.000 m² de instalaciones de tratamiento (el 80% de la superficie total de las instalaciones autorizadas). La correspondencia de los centros autorizados de tratamiento participantes con los municipios de la provincia se detalla en la Tabla 18.

Tabla 18. Localización de los centros autorizados de tratamiento encuestados

Municipio	Código CAT											
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
Almassora								X				
Benicarló						X			X			
Benicàssim	X											
Burriana										X		
Castelló de la Plana			X									X
Xilxes				X								
Morella					X							
Onda											X	
Peñíscola							X					
Vinaròs		X										

Los resultados de la encuesta se muestran en la Tabla 19 y Tabla 20. Para facilitar la comprensión de los datos mostrados se detalla la descripción de los códigos LER utilizados:

- 160104* Vehículos al final de su vida útil;
- 130205* Aceites minerales no clorados de motor, de transmisión mecánica y lubricantes;
- 130208* Otros aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes;
- 130703* Otros combustibles (incluidas mezclas de gasolina y fuel o gasóleo);
- 140603* Otros disolventes y mezclas de disolventes;
- 150202* Absorbentes, materiales de filtración (incluidos los filtros de aceite no especificados en otra categoría y filtros de combustible), trapos de limpieza y ropas protectoras contaminados por sustancias peligrosas;
- 160103 Neumáticos fuera de uso;
- 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos;
- 160107* Filtros de aceite;
- 160111* Zapatas de freno que contienen amianto;
- 160113* Líquidos de frenos;
- 160114* Anticongelantes que contienen sustancias peligrosas;
- 160117 Metales ferrosos;
- 160118 Metales no ferrosos;
- 160119 Plástico;

- 160120 Vidrio;
- 160601* Baterías de plomo; y
- 160801 Catalizadores usados que contienen oro, plata, renio, rodio, paladio, iridio o platino (excepto el código 160807).

Tabla 19. Residuos generados por los centros autorizados de tratamiento encuestados, datos obtenidos (2007)

Entradas									
Residuo LER	CAT01	CAT02	CAT03	CAT04	CAT05	CAT06	CAT07	CAT08	Total
160104* [t]	440,80	1.014,81	822,80	506,70	90,00	337,60	421,20	1.020,00	4.653,91
[Uds.]	530	1.274	379	615	100	332	484	1.206	4.920
Salidas									
130205* [t]	2,30	3,20	4,90	3,00	1,95	0,14	0,00	0,00	15,49
130208* [t]	2,30	0,00	4,90	3,00	1,95	0,14	4,50	6,28	23,07
130703* [t]	0,00	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,00	4,50
140603* [t]	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
150202* [t]	0,15	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	3,75	3,91
160103 [t]	11,50	1,40	2,96	6,70	1,20	3,41	3,00	0,00	30,17
160106 [t]	397,44	520,13	230,38	359,16	63,54	241,00	262,16	0,00	2.073,81
160107* [t]	0,15	0,80	0,20	0,13	0,40	0,05	0,12	4,00	5,85
160111* [t]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,05
160113* [t]	0,09	0,07	0,08	0,30	0,01	0,03	0,02	0,21	0,81
160114* [t]	0,70	0,00	0,30	1,00	0,40	0,10	0,05	2,50	5,05
160117 [t]	0,00	0,00	422,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	422,57
160118 [t]	0,00	0,00	13,37	0,00	26,46	0,00	2,92	0,00	42,75
160119 [t]	0,25	0,00	1,00	0,50	0,00	0,40	0,02	0,00	2,17
160120 [t]	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,23
160601* [t]	5,20	10,00	15,73	3,55	4,50	1,00	5,30	18,80	64,08
160801 [t]	0,10	0,00	0,10	0,16	0,00	0,04	0,03	0,00	0,43

Nota: sólo se muestran los datos de los centros autorizados de tratamiento que cumplimentaron la encuesta.

Tabla 20. Energías centros autorizados de tratamiento encuestados, datos obtenidos (2007)

Energías y auxiliares								
	CAT01	CAT02	CAT03	CAT04	CAT05	CAT06	CAT07	CAT08
Electricidad [kWh]	s/d	11.809	7.506	s/d	412	s/d	s/d	s/d
Gasóleo [l]	s/d	0	0	s/d	3.420	s/d	s/d	s/d

Nota: s/d, sin datos.

Los datos recopilados indican que el peso medio ponderado del LER 160104* Vehículo al final de su vida útil tratado es de 1.032 kg, con un mínimo de 796 kg y un máximo de 2.171 kg (considerándose este último valor poco significativo). El 92% de los vehículos tratados se sitúan en el entorno de ± 150 kg respecto al peso medio del vehículo medio al final de su vida útil tratado. En la Tabla 21 se muestra la media ponderada de residuos generados por los centros autorizados de tratamiento tipo desguace por tonelada de LER 160104* recibido.

Sin despreciar la importancia que cualquiera de los residuos generados tiene, se debe resaltar que el grueso de los residuos generados lo forman fundamentalmente cinco categorías de residuos:

- 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos, el 70,6 %;

- 160117 Metales ferrosos, el 18,5 %;
- 160118 Metales no ferrosos, el 5,1%;
- 160601* Baterías de plomo, el 2,3 %; y
- 160103 Neumáticos fuera de uso, el 1,16 % de la masa total.

Tabla 21. Media ponderada en kg de residuos generados por los centros autorizados de tratamiento tipo desguace para una tonelada de LER 160104*

Residuo LER	kg
130205* Aceites minerales no clorados de motor, de transmisión mecánica y lubricantes	7,41
130208* Otros aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes	9,40
130703* Otros combustibles (incluidas mezclas)	0,61
140603* Otros disolventes y mezclas de disolventes	0,03
150202* Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras contaminados por sustancias peligrosas	0,58
160103 Neumáticos fuera de uso	11,62
160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos	706,49
160107* Filtros de aceite	1,56
160111* Zapatas de freno que contienen amianto	0,08
160113* Líquidos de frenos	0,22
160114* Anticongelantes que contienen sustancias peligrosas	1,70
160117 Metales ferrosos	185,21
160118 Metales no ferrosos	50,82
160119 Plástico	0,86
160120 Vidrio	0,10
160601* Baterías de plomo	23,17
160801 Catalizadores usados que contienen oro, plata, renio, rodio, paladio, iridio o platino (excepto el código 160807)	0,15
Total	1.000,00

La composición media de los vehículos al final de su vida útil tratados en cada centro autorizado de tratamiento presenta desviaciones sobre la composición media del total de vehículos al final de su vida útil tratados por el conjunto de centros. Estas desviaciones son más significativas en aquellos centros autorizados de tratamiento en los que la masa de entrada de vehículos al final de su vida útil es superior a la masa de residuos remitidos a posteriores gestores o plantas de tratamientos. La diferencia supone un stock de residuos en las instalaciones que posteriormente se debe eliminar. Estas diferencias en masa son importantes sobre todo en la categoría de residuos LER 160106. Destacar a este respecto que casi 2.000 toneladas de residuos fueron almacenadas temporalmente en estos centros autorizados de tratamiento tipo desguace. O dicho de otra forma, de las 4.653,91 toneladas de vehículos al final de su vida útil recibidas, se remitieron a etapas posteriores del fin de vida de vehículos (gestores autorizados de residuos, valorización, fragmentación o depósito en vertedero) 2.695,16 toneladas.

Los residuos generados en los centros autorizados de tratamiento son remitidos a instalaciones específicas para su reciclado, valorización o gestión posterior. Por ejemplo: los neumáticos fuera de uso son enviados a plantas especiales para su tratamiento, los metales ferrosos y los metales no ferrosos a plantas de fragmentación, a acerías o fundiciones según su calidad, los catalizadores a plantas de tratamiento específicas, etc. Se han identificado los destinos y las distancias siguientes para cada residuo:

- Para el caso del residuo LER 160104*, mediante un Sistema de Información Geográfica (GIS, del inglés Geographic Information System), se determina la distancia media entre los centroides del padrón municipal y los centros autorizados de tratamiento. El GIS es un

sistema que facilita la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado, representación y salida de datos espacialmente referenciados, para la resolución de problemas complejos de planificación y gestión (NCGIA, 1990). En este caso, se utiliza el software libre gvSIG y su extensión Redes para calcular las rutas óptimas que permiten ir desde diversos orígenes hasta diversos destinos por los caminos más cortos. Concretamente, se ha determinado cual es la distancia media mínima que debe recorrer una persona que desee entregar un vehículo al final de su vida útil a un centro autorizado de tratamiento. El resultado obtenido es una distancia media mínima de 9,2 km. Por lo tanto, se puede decir que la distribución geográfica de los centros autorizados de tratamiento de la provincia de Castellón se ajusta aproximadamente a la distribución del padrón municipal. De hecho, coincidiendo con las principales aglomeraciones de población, existen dos franjas costeras en las que se localizan 10 de estos centros. En dos zonas del interior de la provincia existe un centro autorizado de tratamiento, coincidiendo con dos poblaciones importantes, Onda y Morella.

- La totalidad de los aceites minerales no clorados de motor, de transmisión mecánica y lubricantes (LER 130205*) son remitidos a varios gestores autorizados para su valorización. La distancia media recorrida entre el centro autorizado de tratamiento y el gestor autorizado es de 82 km.
- De modo similar, el LER 130208* Otros aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes, es remitido a diversos gestores autorizados para su valorización. La distancia media recorrida en este caso es de 82 km.
- Sin embargo, el LER 130703* Otros combustibles (incluidas mezclas)^e extraído es consumido en los propios centros autorizados de tratamiento. En este caso, el residuo es por lo tanto reutilizado en las propias instalaciones.
- El LER 140603* Otros disolventes y mezclas de disolventes es remitido a un gestor autorizado que lo valoriza. La distancia media entre el centro autorizado de tratamiento en que se genera y el gestor autorizado es de 50 km.
- El LER 150202* Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras contaminados por sustancias peligrosas es remitido a un gestor autorizado que lo valoriza. La distancia media entre los centros autorizados de tratamiento en que se genera y el gestor autorizado es de 50 km.
- Respecto al LER 160103 Neumáticos fuera de uso, indicar que la totalidad de los residuos generados son remitidos a plantas específicas para su tratamiento. La distancia media a dichas instalaciones es de 89 km.
- El destino del LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos es algo más complejo. El 23,7% de la masa generada es remitida a almacenistas intermedios que, previa acumulación de grandes cantidades y preclasificación de las mismas, remiten posteriormente el residuo a plantas de fragmentación. La distancia media que recorren estos residuos hasta llegar a los almacenistas es de 50 km. Por otro lado, el 76,3% restante generado en los centros autorizados de tratamiento es remitido por los propios centros a plantas fragmentadoras, siendo la distancia media recorrida igual a 192 km.
- El LER 160107* Filtros de aceite también es remitido a dos procesos diferentes. De un lado, el 47,0% es remitido a almacenistas intermedios a una distancia media recorrida igual a 50 km. Posteriormente, las cantidades almacenadas son remitidas a gestores autorizados para su valorización. De otro lado, el 53,0% restante es remitido directamente para su

^e Se considerará que la mezcla está compuesta a partes iguales de gasóleo y gasolina.

valorización a gestores autorizados localizados de media a 60 km de distancia.

- La totalidad del residuo LER 160111* Zapatas de freno que contienen amianto es remitido a almacenes intermedios –situados a una distancia media de 50 km– para, posteriormente, remitir el residuo para su disposición final a depósitos de residuos peligrosos.
- El LER 160113* Líquidos de freno es remitido a dos procesos diferentes. De una parte, el 6,2% del residuo es remitido a almacenistas intermedios que, tras almacenar cierta cantidad de residuo, lo remiten a gestores autorizados para su valorización. La distancia media recorrida hasta el almacenista es de 50 km. Por otra parte, el 93,8% del residuo es remitido directamente desde los centros autorizados de tratamiento a gestores autorizados para su valorización. La distancia media recorrida hasta dichos gestores es de 63 km.
- Situación similar se produce con el LER 160114* Anticongelantes que contienen sustancias peligrosas. El 26,7% es remitido a almacenistas intermedios –distancia media recorrida igual a 50 km–, mientras el 73,3% restante se remite directamente a gestores autorizados para su valorización –distancia media recorrida igual a 61 km.
- La gestión del LER 160117 Metales ferrosos se divide a partes iguales entre la cesión a almacenistas intermedios para su preclasificación para la venta a acerías, y la entrega a plantas fragmentadoras para su tratamiento. En el primer caso la distancia media recorrida es de 50 km, mientras que en el segundo alcanza los 646 km.
- Los metales no ferrosos (LER 160118) extraídos se pueden agrupar en dos destinos. Por un lado, aquellos que son remitidos directamente a recicladores –el 63,2%, y a una distancia media recorrida de 280 km–, y los que son remitidos a plantas fragmentadoras –el 26,8% y a una distancia media recorrida de 85 km.
- Los residuos LER 160119 Plástico son, habitualmente, vendidos como piezas de recambio en las propias instalaciones de los centros autorizados de tratamiento.
- De igual modo, los residuos LER 160120 Vidrio generados son vendidos para recambio en las propias instalaciones de los centros autorizados de tratamiento. Indicar además, que no existen datos que evidencien la gestión independiente de vidrios rotos, pues es práctica habitual que estos sean gestionados como parte del residuo LER 160106.
- La totalidad de baterías de plomo (LER 160601*) son remitidas a almacenes intermedios que con posterioridad las remiten a gestores autorizados para su valorización. En este caso, la distancia media recorrida por los residuos entre los centros autorizados de tratamiento y los almacenes es de 132 km.
- Finalmente, los residuos 160801 Catalizadores usados que contienen oro, plata, renio, rodio, paladio, iridio o platino (excepto el código 160807) son remitidos para su valorización a plantas de tratamiento específico situadas de media a 452 km de distancia.

Respecto a las energías y auxiliares (Tabla 20), se deben realizar los siguientes comentarios:

- sólo 3 de los 8 centros autorizados de tratamiento indicaron los consumos energéticos e hicieron comentarios sobre el consumo de auxiliares;
- la energía eléctrica consumida proviene de la red de distribución de baja tensión (BT);
- una instalación complementa su demanda de energía mediante la utilización de un grupo electrógeno de gasóleo;
- el agua utilizada en las instalaciones encuestadas proviene de la red de agua pública, usándose exclusivamente para el aseo del personal y la limpieza de las instalaciones, motivo por el que no se reportan datos sobre su consumo; y
- las instalaciones encuestadas no indican consumos de otros auxiliares, como por ejemplo aceites, absorbentes u otros, aunque se considera muy probable su existencia.

Respecto a los consumos de energía y auxiliares ponderados por tonelada de LER 160104* Vehículos al final de su vida útil, se han determinado los valores siguientes:

- 10,23 kWh de energía eléctrica; y
- 1,77 l de gasóleo para grupo electrógeno.

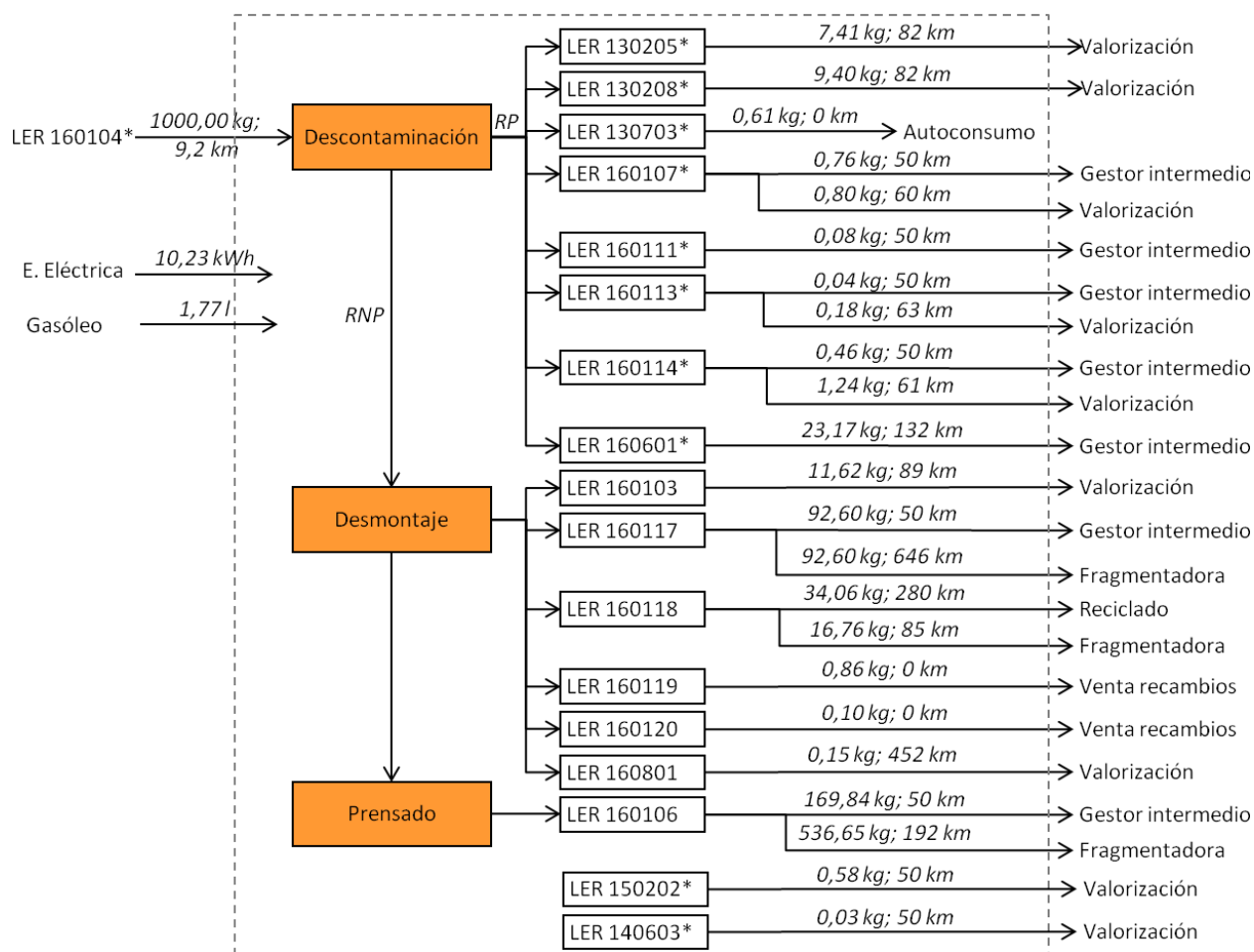


Figura 17. Diagrama de bloques de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace

Tras el estudio realizado, se establece el diagrama de bloques para el tratamiento aplicado en esta tipología de centro (Figura 17). Como se puede observar, un vehículo medio al final de su vida útil de 1.000 kg es transformado en etapas sucesivas en diversos residuos. En la primera etapa, denominada Descontaminación, se extraen los residuos peligrosos. Estos residuos suponen sólo un 4,48% del peso del vehículo al final de su vida útil. En la segunda etapa, Desmontaje, se extrae el 24,87% del peso del vehículo. En esta etapa se extraen también las piezas y componentes para la venta en el mercado de segunda mano –reutilización–, suponiendo un escaso 0,1% del peso del vehículo. A la última etapa, Prensado, llega el 70,65% del peso del vehículo. Esta masa es remitida a instalaciones fragmentadoras y a almacenes intermedios. Indicar, además, que se generan otros residuos que no provienen directamente de los materiales presentes en la composición de los vehículos, como son el LER 150202* y el LER 140603*. Estos residuos suponen un 0,06% del total de residuos generados en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace.

3.3.2.2 Centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación

Como caso de estudio se ha analizado el centro autorizado de tratamiento de vehículos al final de su vida útil VFUs Armonía Galicia ubicado en As Somozas, provincia de La Coruña. Los datos expuestos han sido aportados por gentileza de su gerente, D. Luís Espiñeira, en el marco de la colaboración establecida en el proyecto “LIGHTCARBONCARS: Reducción del impacto ambiental de automóviles mediante el aligeramiento estructural basado en composites de

carbono de bajo coste, sin comprometer la seguridad y el confort”, financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia de España y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) (<http://www.gid.uji.es/lightcarboncars/>). Los datos e información aportados por D. Luís Espiñeira durante las entrevistas y conversaciones mantenidas, los cuestionarios cumplimentados y la visita a las instalaciones de VFUs Armonía Galicia han sido fundamentales para:

- cuantificar los vehículos al final de su vida útil recibidos en el periodo analizado;
- caracterizar y cuantificar los residuos peligrosos y no peligrosos que se producen por un vehículo medio al final de su vida útil;
- caracterizar el destino de los residuos peligrosos y no peligrosos; y
- caracterizar las energías y auxiliares de los procesos aplicados en las instalaciones de un centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación.

Este centro de tratamiento autorizado tiene capacidad para trabajar de forma ininterrumpida 24 horas al día. Su capacidad de tratamiento –funcionando 24 horas al día, 365 días al año– es de 20.000 vehículos al final de su vida útil por año, aunque en el periodo analizado sólo operaba en un turno de 8 horas diarias de lunes a sábado. El esquema en planta de los procesos aplicados en sus instalaciones (con una superficie de instalaciones total de 16.500 m²) se muestra en la Figura 18, y en la Figura 19 se muestra el detalle de la etapa de desmontaje de piezas y componentes del vehículo. La etapa de desmontaje está constituida por las estaciones de desmontaje y extracción siguientes: vidrio limpio y vidrio sucio, defensas, faros, pilotos, cobre, telas, catalizadores, salpicaderos, escapes, bombas combustible, palieres, depósitos, motores, bocinas, filtros de aceite, servofrenos, motores arranque, motores limpiaparabrisas, alternadores, radiadores aluminio y radiadores cobre-cinc. El 99% de los vehículos descontaminados es procesado en la cadena de desmontaje, Figura 20. Sólo el 1% restante es directamente prensado, sin extracción significativa de componentes tras la descontaminación.

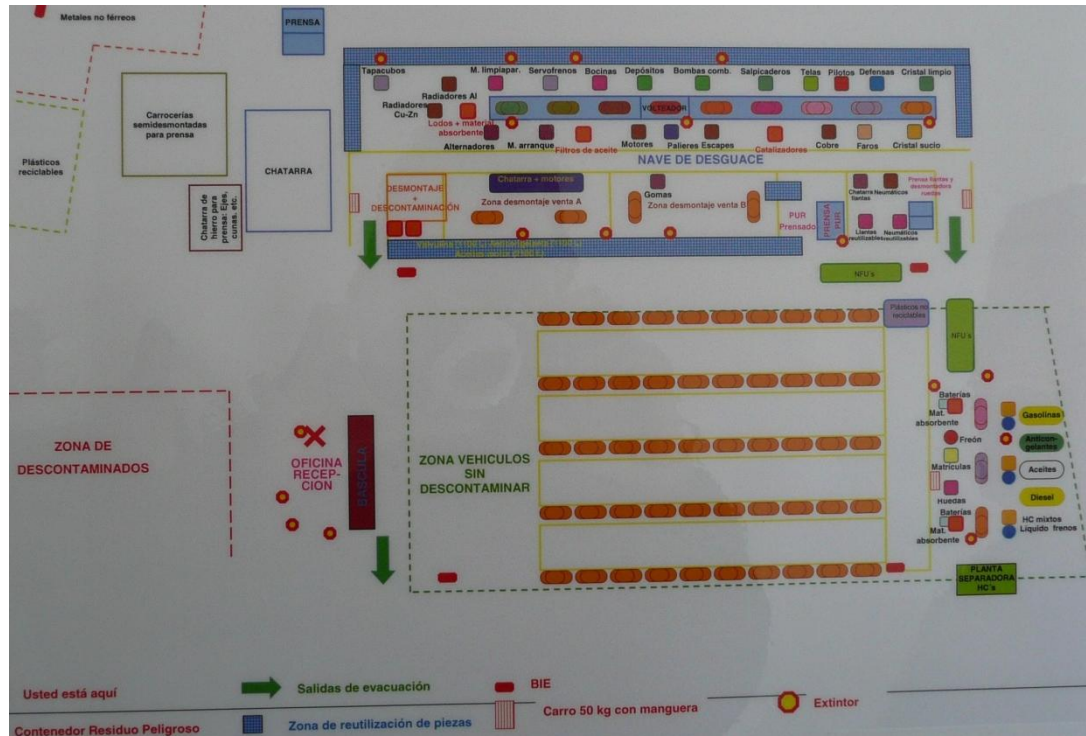


Figura 18. Planta general centro autorizado de tratamiento VFUs Armonía Galicia (cortesía de D. Luís Espiñeira)

En las primeras posiciones de la cadena de desmontaje se extraen los componentes siguientes:

- Faros, defensas, pilotos y vidrios. Los vidrios laminados se separan para su reciclado. Los

plásticos se separan entre reciclables y no reciclables.

- Las piezas de cobre se separan para su reciclado.
- Catalizador. Se extrae la carcasa de hierro que los contiene y se recicla.

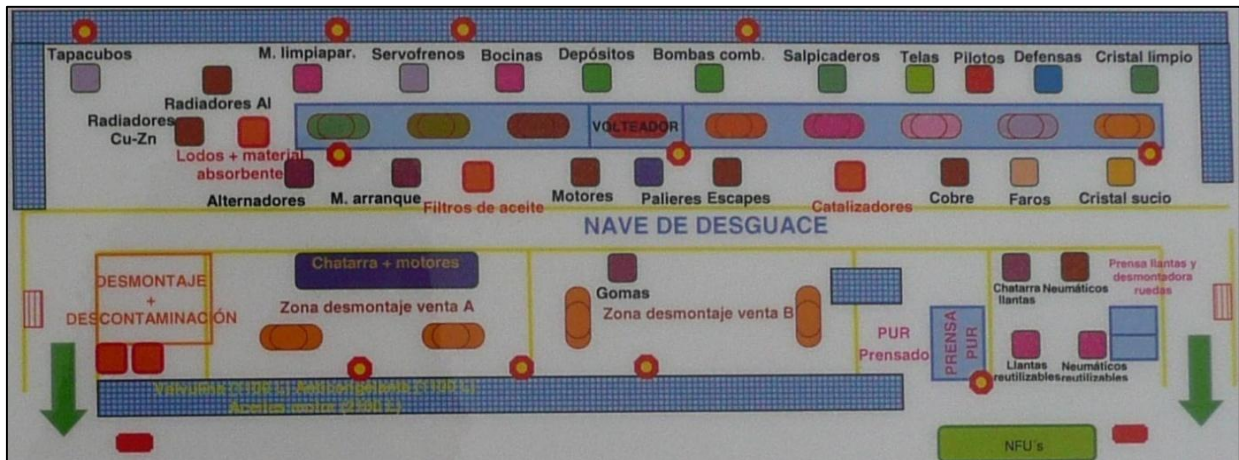


Figura 19. Detalle de la etapa de desmontaje y extracción de piezas y componentes (cortesía de D. Luís Espiñeira)



Figura 20. Cadena de desmontaje de VFUs Armonía Galicia (cortesía de D. Luís Espiñeira)



Figura 21. Entrada de vehículo al final de su vida útil al volteador (cortesía de D. Luís Espiñeira)

Hacia la mitad de la cadena de desmontaje se voltea el vehículo, Figura 21, en donde se extraen los componentes siguientes: soporte inferior, depósito, bomba de combustible, palier, motor de arranque, alternador, bocina, servofreno, escape –Figura 22–, motor completo y radiador –Figura 23. El tiempo total que permanece un vehículo al final de su vida útil en la

etapa de desmontaje es de 2 horas. Al finalizar la etapa de desmontaje, y al igual que en los centros autorizados de tratamiento tradicionales, se procede al compactado o prensado del resto del vehículo para facilitar su posterior transporte.



Figura 22. Extracción de un escape en el volteador (cortesía de D. Luís Espiñeira)



Figura 23. Extracción del radiador y motor completo tras el paso por el volteador (cortesía de D. Luís Espiñeira)

Las fracciones de residuos, materiales y componentes contabilizadas durante las anualidades estudiadas se muestran en la Tabla 22. Para facilitar la comprensión de los datos mostrados en la se detalla la descripción de los códigos LER utilizados:

- 160104* Vehículos al final de su vida útil;
- 130208* Otros aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes;
- 130701* Fuel oíl y gasóleo.
- 130702* Gasolina.
- 130703* Otros combustibles (incluidas mezclas de gasolina y fuel o gasóleo);
- 150202* Absorbentes, materiales de filtración (incluidos los filtros de aceite no especificados en otra categoría y filtros de combustible), trapos de limpieza y ropas protectoras contaminados por sustancias peligrosas;
- 160103 Neumáticos fuera de uso;
- 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos;
- 160107* Filtros de aceite;
- 160113* Líquidos de frenos;
- 160114* Anticongelantes que contienen sustancias peligrosas;

- 160117 Metales ferrosos;
- 160118 Metales no ferrosos;
- 160119 Plástico;
- 160120 Vidrio;
- 160601* Baterías de plomo; y
- 160801 Catalizadores usados que contienen oro, plata, renio, rodio, paladio, iridio o platino (excepto el código 160807).
- Se ha incluido un apartado Recambios con las cantidades de piezas y componentes no calificables como residuos, que son extraídas durante el desmontaje para su venta en mercados de piezas usadas.

Tabla 22. Residuos, materiales y componentes extraídos, anualidades 2007 y 2008

Entradas			
Residuo LER	Año 2007	Año 2008	Total
160104* [t]	3.217,54	2.369,00	5.586,54
[Uds.]	3.217	2.369	5.586
Salidas			
130208* [t]	16,01	11,57	27,58
130701* [t]	13,39	0,00	13,39
130702* [t]	22,41	0,00	22,41
130703* [t]	0,00	16,71	16,71
150202* [t]	1,02	0,75	1,77
160103 [t]	78,28	44,57	122,85
160106 [t]	2053,08	1568,77	3621,85
160107* [t]	0,87	0,21	1,08
160113* [t]	0,87	0,64	1,51
160114* [t]	5,53	3,86	9,39
160117 [t]	608,50	430,50	1039
160118 [t]	28,23	19,50	47,73
160119 [t]	34,92	16,07	50,99
160120 [t]	18,04	3,43	21,47
160601* [t]	29,68	26,14	55,82
160801 [t]	0,87	1,07	1,94
Recambios [t]	305,83	225,20	531,03

Además, se ha determinado que durante el periodo considerado, años 2007 y 2008, estas instalaciones precisaron los consumos de energías y auxiliares siguientes:

- 38.716 litros de agua de red para la limpieza de las instalaciones de descontaminación y de desmontaje;
- 726,87 kg de materiales textiles absorbentes para los procesos de descontaminación y desmontaje;
- 337,48 kg de propano y 669,76 kg de oxígeno en operaciones de oxicorte durante el desmontado; y
- 237.427,95 kWh de energía eléctrica de la red de baja tensión para las instalaciones de descontaminación (9,58%), desmontaje (73,00%) y prensado (17,42%).

Por otro lado:

- este centro autorizado de tratamiento dispone de un separador de aceites para la limpieza del agua contaminada durante la descontaminación y el desmontado. En el periodo

considerado, dicho separador generó un total de 37.480,70 kg de aguas aceitosas y lodos. Estas aguas aceitosas y lodos de separador de aceites fueron transferidos a una planta incineradora situada a 97,4 km de distancia; y

- durante el tratamiento en el centro autorizado se generaron un total de 20.046,13 kg de residuos inertes que fueron remitidos para su depósito a un vertedero situado a 25 km de distancia. Estos residuos provienen principalmente de residuos no peligrosos sin determinar generados en las instalaciones, componentes plásticos, vidrios y otros componentes del vehículo que, tras haber sido desmontados no tienen salida en los mercados de materiales reciclados.

Los datos recopilados indican que el peso medio ponderado del LER 160104* Vehículo al final de su vida útil tratado es de 1.000,10 kg. En la Tabla 23 se muestra la media ponderada de los residuos generados por el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación por tonelada de residuo LER 160104* recibido.

Debe resaltarse además la escasa variación en los residuos y las cantidades de residuos generados durante el tratamiento de los vehículos al final de su vida útil para el periodo analizado.

Tabla 23. Media ponderada en kg de residuos generados por el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación para una tonelada de LER 160104*

Residuo LER	kg
130208* Otros aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes	4,93
130701* Fuel oil y gasóleo	2,08
130702* Gasolina	3,48
130703* Otros combustibles (incluidas mezclas)	3,53
150202* Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras contaminados por sustancias peligrosas	0,35
160103 Neumáticos fuera de uso	21,57
160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos	650,15
160107* Filtros de aceite	0,18
160113* Líquidos de frenos	0,27
160114* Anticongelantes que contienen sustancias peligrosas	1,67
160117 Metales ferrosos	185,42
160118 Metales no ferrosos	8,50
160119 Plástico	8,82
160120 Vidrio	3,53
160601* Baterías de plomo	10,13
160801 Catalizadores usados que contienen oro, plata, renio, rodio, paladio, iridio o platino (excepto el código 160807)	0,36
Recambios	95,05
Aguas aceitosas y lodos provenientes del separador agua-aceite	6,71
Residuos inertes	3,59
Total	1.010,32

Tras el tratamiento, los residuos generados en el centro autorizado son remitidos para su reciclado, valorización o gestión posterior a otras plantas de tratamiento más específicas. Se han identificado los destinos y las distancias siguientes para cada residuo:

- En el caso del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil, este centro autorizado de tratamiento recibe vehículos del conjunto de España, estimándose una distancia media para su recogida de 200 km.

- El total del residuo LER 130208* Otros aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes, es remitido a diversos gestores autorizados para su valorización. La distancia media recorrida es de 100 km.
- El residuo LER 130701* Fuel oíl y gasóleo tiene dos posibles destinos. El 79,5% de la masa obtenida es reutilizado como combustible para vehículos y maquinaria de la propia planta. El 20,5% es remitido a gestores autorizados para su valorización. La distancia media recorrida para su transporte es de 100 km.
- El total del residuo LER 130702* Gasolina es aprovechado como combustible para vehículos de la propia empresa.
- Sin embargo, el LER 130703* Otros combustibles (incluidas mezclas) también tiene dos posibles destinos. El 79,5% de la masa obtenida es reutilizado como combustible para vehículos y maquinaria de la propia planta. El 20,5% es remitido a gestores autorizados para su valorización. La distancia media recorrida para su transporte es de 100 km.
- El LER 150202* Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras contaminados por sustancias peligrosas es remitido a un gestor autorizado que lo valoriza. La distancia media entre el centro de tratamiento y el gestor autorizado es de 50 km.
- Respecto al residuo LER 160103 Neumáticos fuera de uso, indicar que el 100% generado es remitido a plantas específicas para su tratamiento, ubicadas a 50 km de distancia.
- El destino del LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos es las plantas de fragmentación. La totalidad de este residuo es remitida a plantas distantes 170 km de media.
- El LER 160107* Filtros de aceite también es remitido a gestores autorizados para su valorización, localizados de media a 50 km de distancia.
- El LER 160113* Líquidos de freno es remitido para su valorización a instalaciones situadas a 50 km de distancia.
- Situación similar se produce con el LER 160114* Anticongelantes que contienen sustancias peligrosas. El 100% es remitido para su valorización a instalaciones situadas a 50 km de distancia.
- El residuo LER 160117 Metales ferrosos se entrega a recicladores para su aprovechamiento. La distancia media recorrida es de 170 km.
- Los metales no ferrosos (LER 160118) extraídos se remiten para su reciclado a fundiciones. La distancia media recorrida es de 170 km.
- Los residuos LER 160119 Plástico son, habitualmente, vendidos como residuo a recicladores específicos. La distancia media a dichos recicladores es de 50 km.
- De igual modo, los residuos LER 160120 Vidrio generados son vendidos a recicladores específicos. En este caso, la distancia media a dichos recicladores es de 300 km.
- El total de baterías de plomo (LER 160601*) es remitido a recuperadores especializados. Para las baterías, la distancia media recorrida hasta los recuperadores es de 100 km.
- Los residuos 160801 Catalizadores usados que contienen oro, plata, renio, rodio, paladio, iridio o platino (excepto el código 160807) son remitidos para su valorización a plantas de tratamiento específico situadas de media a 600 km de distancia.
- Finalmente, los Recambios extraídos, son vendidos en mercados de segunda mano nacionales (15% de la masa de recambios) e internacionales (85% de la masa de recambios). La distancia media recorrida por los recambios en el mercado nacional se estima en 150 km. Los principales destinos internacionales de los recambios son con un 61,24% el África Subsahariana (Dakar, Senegal, a 4.000 km de distancia), con un 32,60% Oriente Próximo (Beirut, El Líbano, a 4.100 km de distancia) y con un 6,16% África del Norte (Rabat, Marruecos, a 1.510 km de distancia).

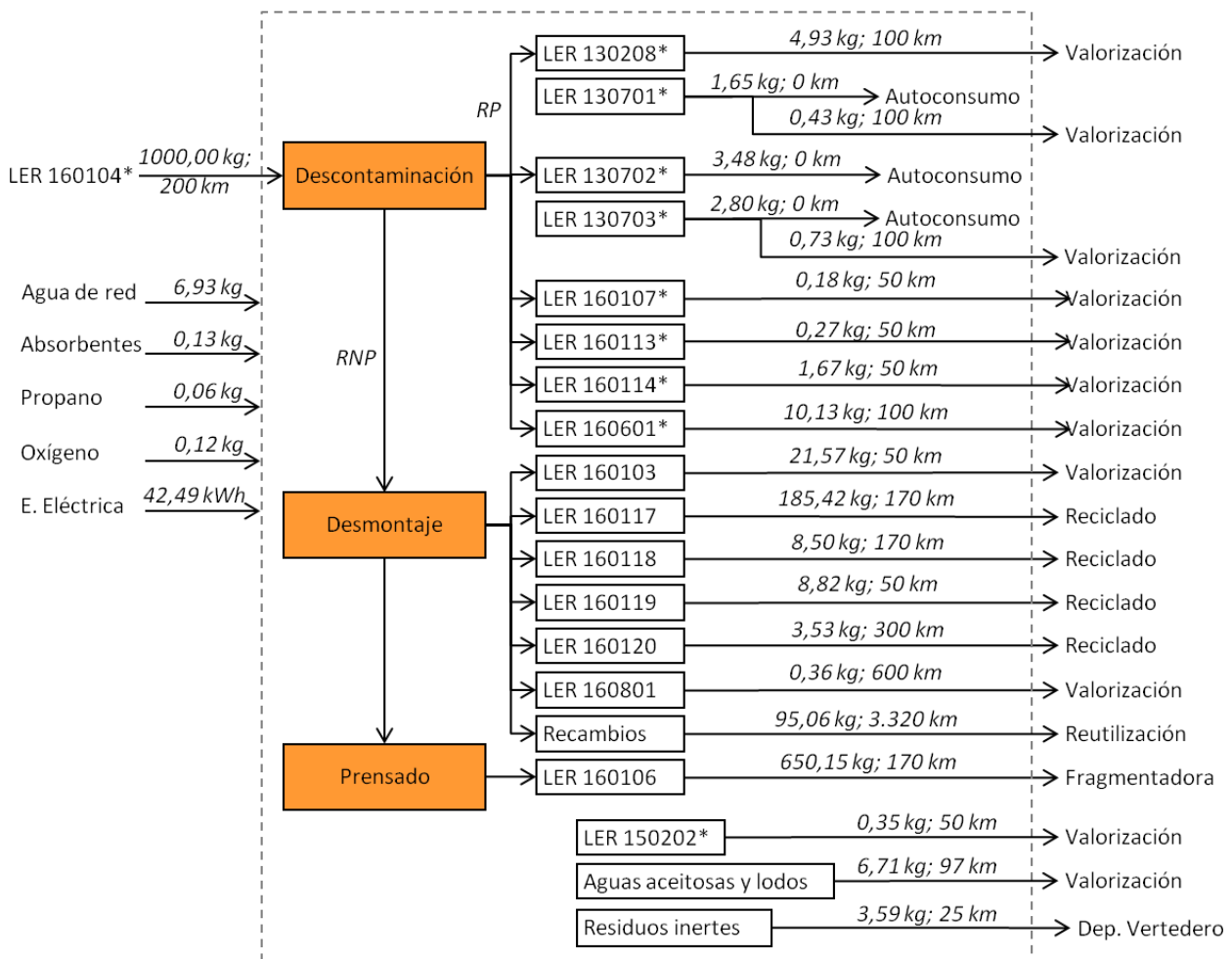


Figura 24. Diagrama de bloques del centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación

Tras el estudio realizado, se ha establecido el diagrama de bloques del proceso aplicado en esta tipología de centro autorizado de tratamiento (Figura 24), que muestra los flujos de residuos generados para el tratamiento de una tonelada de residuo LER 160104* recibido en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación. En la etapa de Descontaminación se extrae el 2,63% de la masa del LER 160104*. En la segunda etapa, Desmontaje, se extrae el 32,34%. En esta etapa la extracción de las piezas y componentes para su venta en el mercado de segunda mano –reutilización– supone el 9,51% de la masa. A la etapa de Prensado llega el 65,04% de la masa del LER 160104*. Indicar además, que se generan otros residuos que no provienen directamente de los materiales presentes en la composición de los vehículos, como son el LER 150202*, las aguas aceitosas y lodos del separador agua-aceite y mezclas de residuos inertes. Estos residuos suponen un 1,05% del total de residuos generados en los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación.

3.3.2.3 Comparativa entre centros autorizados de tratamiento

Respecto a la generación de residuo, al comparar los resultados de los casos de estudio considerados para los centros autorizados de tratamiento tipo desguace (apartado 3.3.2) con el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación (apartado 3.3.2.2) se observa en la etapa de descontaminación que el tipo desguace genera mayor cantidad de residuos (4,48% de la masa del vehículo) que el tipo desfabricación (2,63% de la masa del vehículo). En ambos casos, la mayor parte de los residuos generados son remitidos a gestores autorizados para su valorización. Descomponiendo estas tasas de recuperación por residuos se observa una desviación anómala en el residuo LER 160601*, que justifica en gran medida esta diferencia. Se

ha observado que la diferencia puede deberse a:

- La tasa de recuperación de aceites en el tipo desguace (1,68% de la masa media del vehículo) es muy superior a la del centro tipo desfabricación (0,49% de la masa media del vehículo);
- La tasa de recuperación de combustibles del tipo desguace (0,06% del peso medio del vehículo) es muy inferior a la del centro tipo desfabricación (0,91% del peso medio del vehículo);
- En conjunto, aceites y combustibles suponen aproximadamente la misma cuantía en ambos tipos de centros (1,74% del peso medio del vehículo en los centros tipo desguace y 1,40% en el centro tipo desfabricación), si bien es ligeramente superior en los centros tipo desguace. Esta situación puede tener dos causas; que en los centros tipo desguace los aceites y los combustibles se mezclen, o que en los centros tipo desguace no se declaren todos los combustibles que se generan.
- Si se considera que en un vehículo el peso de la batería es de 12 kg (ANFAC et ál., 2001), la tasa de recuperación del residuo LER 160601* es anormalmente alta en los centros tipo desguace (2,32% del peso medio del vehículo). Se observa que algunos centros tipo desguace reportan hasta un residuo LER 160601* con un 5,00% del peso medio del vehículo. Parece por lo tanto, que la tasa de recuperación de este residuo puede estar enmascarando alguna situación anómala no identificable.

En la etapa de desmontaje del residuo LER 160104* se generan importantes diferencias entre las dos tipologías de centro autorizado de tratamiento. El centro tipo desfabricación extrae hasta un 32,34% del peso del vehículo, mientras que los centros tipo desguace desmontan hasta un 24,87%. Además, se observa que:

- El centro tipo desfabricación extrae piezas y componentes para su reutilización que equivalen al 9,51% del peso del vehículo. Por el contrario, en los centros tipo desguace la extracción de piezas y componentes para su reutilización es prácticamente inexistente (0,01% del peso del vehículo al final de su vida útil);
- Las tasas de reciclado del centro tipo desfabricación es significativamente superior (20,62% del peso del vehículo) a la de los centros tipo desguace (12,48%). Sin embargo, se debe indicar que en los centros tipo desguace se extrae un 11,13% del peso del vehículo que es remitida a instalaciones de fragmentación. En dichas instalaciones, de esta masa extraída se reciclará un alto porcentaje que en este punto de la investigación no es todavía cuantificable y que se contabilizará como material reciclado obtenido tras la fragmentación;
- La mayor extracción de materiales y componentes de esta etapa permite valorizar casi el doble en el centro tipo desfabricación (2,20% del peso del vehículo) que en los centros tipo desguace (1,17%).

En la última etapa, prensado, los centros tipo desguace generan mayor cantidad de residuo LER 160106 (70,65% del peso del vehículo) que el centro tipo desfabricación (65,01%). En ambos casos dicho residuo es remitido a instalaciones de fragmentación, directamente en el caso del centro tipo desfabricación, y en parte, a través de intermediarios en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace.

Claramente se observa una diferencia entre la cantidad de materiales y residuos extraídos en una u otra tipología de centro autorizado de tratamiento. En el apartado 3.1 se comentaba respecto a la Figura 11 que de media en Europa el 22% de la masa del vehículo era extraída durante la descontaminación y desmontaje (en instalaciones equivalentes a los centros autorizados de tratamiento). En el estudio mostrado, en los centros tipo desguace dicho valor alcanza el 29,35% de la masa del vehículo mientras que en el tipo desfabricación el 34,99% (Tabla 24). En el caso de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace, la identificación

de valores superiores a lo esperado en la descontaminación y la existencia de una vía alternativa para remitir materiales a las instalaciones de fragmentación –el 11,13% del peso del vehículo es extraído del vehículo en estas instalaciones y remitido independientemente del LER 160106 a instalaciones de fragmentación– puede explicar en parte el mayor porcentaje alcanzado respecto a la media europea. En el caso del centro tipo desfabricación, la sistematización en la extracción de piezas y componentes supone un nivel mayor de reutilización, reciclado y valorización que el de la media europea. El mayor incremento se da en el conjunto de materiales reciclados y valorizados, que para la media europea suponen el 12,54% del peso del vehículo y para el centro tipo desfabricación el 24,68%.

Tabla 24. Comparativa generación y extracción de residuos derivados del residuo LER 160104*, centros autorizados de tratamiento

Tipología CAT	Masa extraída	Reutilización	Reciclado	Valorización	Total
Desfabricación	34,96%	10,31% ^f	20,62%	4,06%	34,99%
Desguace	29,35%	0,16% ^f	12,48%	5,58%	18,22%
Media europea	22,00%	9,02%	11,44%	1,10%	21,56%

En cuanto a la generación de otros residuos derivados de los tratamientos aplicados en los centros autorizados de tratamiento existe cierta disparidad entre las dos tipologías de centro (Tabla 25). En conjunto, el centro tipo desfabricación genera mayor cantidad de residuos que el tipo desguace. Sin embargo, el tipo desguace genera mayor cantidad de residuo LER 150202* (0,58 kg por tonelada en el tipo desguace frente a 0,35 kg por tonelada en el tipo desfabricación) y en un caso en concreto se ha detectado la generación anómala (por no proceder del vehículo ni ser habitual su presencia como derivado de los tratamientos aplicados) del residuo LER 140603*. Sin embargo, el tipo desfabricación detalla la generación de residuos relacionados con los tratamientos aplicados durante la descontaminación y desmontaje como son el tratamiento de las aguas de limpieza, que generan 6,71 kg de aguas aceitosas y lodos, y 3,59 kg de residuos inertes compuestos por mezclas de materiales y desechos sin valor comercial. La no existencia de residuos imputables al tratamiento de aguas (que según los propios centros no utilizan) para la limpieza de zonas de trabajo en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace puede, quizás, deberse a que son gestionados como residuos de lubricantes y aceites. Es decir, son gestionados como otro residuo por lo que no pueden ser identificados como tales. Esta posible situación explicaría, en parte, la extracción anómalamente elevada de residuos de descontaminación en los centros tipo desguace. Respecto a la inexistencia de residuos inertes en los centros tipo desguace es probable, y práctica habitual, su inclusión como parte del residuo LER 160106, pues el valor comercial de dicho residuo no suele ser fijado en función de la calidad o pureza de la carcasa metálica del vehículo descontaminado. De este modo, es posible transformar un residuo con un coste asociado por su depósito en vertedero en un residuo con un valor comercial positivo.

Tabla 25. Comparativa generación de otros residuos por tonelada de residuo LER 160104*, centros autorizados de tratamiento

Tipología CAT	LER 150202*	LER 140603*	Aguas aceitosas y lodos	Residuos inertes
Desfabricación	0,35 kg		6,71 kg	3,59 kg
Desguace	0,58 kg	0,03 kg		

Respecto al consumo de energía y auxiliares debe destacarse el mayor consumo del centro tipo desfabricación respecto al tipo desguace (Tabla 26), tanto a nivel energético como a nivel de

^f Incluido el autoconsumo de combustibles.

auxiliares. Para comparar la demanda de energía se opta por convertir los consumos energéticos respectivos en Toneladas Equivalentes de Petróleo (TEP), según la definición utilizada por la Agencia Internacional de la Energía (International Energy Agency, 2011)⁹. Ambas tipologías de centro autorizado de tratamiento consumen energía eléctrica de la red pública de baja tensión, complementada en algunos centros tipo desguace mediante grupos electrógenos de gasóleo. En conjunto, el consumo energético del tipo desguace $-2,41 \cdot 10^{-3}$ TEP– es dos tercios del consumo del tipo desfabricación $-3,66 \cdot 10^{-3}$ TEP. Sin embargo, se observa que el tipo desguace –que no aplica etapa de desmontaje– supone un consumo energético superior a la conjunción de las etapas de descontaminación y prensado del tipo desfabricación equivalentes ($9,86 \cdot 10^{-4}$ TEP). Es decir, los centros tipo desguace presentan un consumo energético superior respecto al centro tipo desfabricación si se consideran únicamente las etapas de descontaminación y prensado equivalentes.

Tabla 26. Comparativa consumo de energía y auxiliares por tonelada de residuo LER 160104*, centros autorizados de tratamiento

Tipología CAT	E. Eléctrica red B.T.	Gasóleo	Agua de red	Absorbentes	Propano	Oxígeno
Desfabricación	$3,66 \cdot 10^{-3}$ TEP		6,93 kg	0,13 kg	0,06 kg	0,12 kg
Desguace	$8,80 \cdot 10^{-4}$ TEP	$1,53 \cdot 10^{-3}$ TEP				

Respecto al consumo de agua declarado, los centros desguace no indican consumo alguno durante las etapas de tratamiento que aplican. Sin embargo, el centro tipo desfabricación consume una media de 6,93 kg por tonelada de residuo LER 160104* recibido. Valor similar a la cantidad de aguas aceitosas y lodos generados en el separador de agua-aceite que poseen. Similar situación se da para los consumos de materiales textiles absorbentes, el propano y el oxígeno, sólo el tipo desfabricación indica su consumo. Debe sin embargo destacarse que, si bien el consumo de absorbentes es imputable a las etapas de descontaminación y desmontaje, el oxígeno y el propano sólo son imputables a la etapa de desmontaje del tipo desfabricación, por lo que la no existencia de consumo de oxígeno y propano en el tipo desguace es coherente con la no existencia de esta etapa en este tipo de centros.

Respecto al consumo de agua declarado, los centros desguace no indican consumo alguno durante las etapas de tratamiento que aplican. Sin embargo, el centro tipo desfabricación consume una media de 6,93 kg por tonelada de residuo LER 160104* recibido. Valor similar a la cantidad de aguas aceitosas y lodos generados en el separador de agua-aceite que poseen. Similar situación se da para los consumos de materiales textiles absorbentes, el propano y el oxígeno, sólo el tipo desfabricación indica su consumo. Debe sin embargo destacarse que, si bien el consumo de absorbentes es imputable a las etapas de descontaminación y desmontaje, el oxígeno y el propano sólo son imputables a la etapa de desmontaje del tipo desfabricación, por lo que la no existencia de consumo de oxígeno y propano en el tipo desguace es coherente con la no existencia de esta etapa en este tipo de centros.

Finalmente, indicar las diferencias existentes entre los transportes reportados para cada una de las tipologías de centro autorizado de tratamiento (Tabla 27). El transporte total asociado a los centros tipo desguace es la cuarta parte (146.721,5 kg·km) que el total del transporte asociado al tipo desfabricación (664.369,7 kg·km). Esta diferencia se justifica fundamentalmente por dos transportes: el transporte necesario para la recogida de los residuos LER 160104* que van a ser

⁹ Factores de conversión: 1 MWh eléctrico equivale a 0,086 MTEP; 1 m³ gas natural equivale a $8,597 \cdot 10^{-10}$ TEP; 1 m³ gasóleo densidad 850 g/l equivale a 0,86445 TEP; 1 m³ gasolina densidad 680 g/l equivale a 0,71408 TEP; 1 Nm³ gas licuado del petróleo densidad 560 g/l equivale a 0,64864 TEP, y; 1 t de carbón equivale a 0,700 TEP.

tratados en los centros autorizados de tratamiento (9.200,0 kg·km para el tipo desguace frente a 200.000,0 kg·km para el tipo desfabricación) y el transporte para la venta de recambios (nulo en el tipo desguace frente a los 315.599,2 kg·km del tipo desfabricación). En el primer caso, el mayor radio de recogida del tipo desfabricación justifica esta diferencia. En el segundo, la venta en mercados internacionales de importantes cantidades de recambios extraídos en el caso del tipo desfabricación frente a la una escasa venta en las propias instalaciones del tipo desguace motivan la diferencia. Sin embargo, y aun a pesar de ser superior el transporte en el tipo desfabricación, en el tipo desguace se observa que como 11% del transporte de residuos no alcanza su destino final (son remitidos a gestores intermedios). Situación que no se produce en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación. Para el resto de residuos, las variaciones que se observan son debidas a la diferencia entre las cantidades y distancia a destino que han sido reportadas durante el estudio, no evidenciando en ningún caso situaciones anómalas.

Tabla 27. Comparativa transporte por tonelada de residuo LER 160104*, centros autorizados de tratamiento

Centro autorizado de tratamiento tipo		Desguace		Desfabricación		
Etapas	Residuo	kg·km	Destino	kg·km	Destino	
Recepción	LER 160104*	9.200,0	CAT	200.000,0	CAT	
Descontaminación	LER 130205*	607,6	Valorización			
	LER 130208*	770,8	Valorización	493,0	Valorización	
	LER 130701*			43,0	Valorización	
	LER 130703*			73,0	Valorización	
	LER 160107*		38,0	Gestor intermedio		
			48,0	Valorización	9,0	Valorización
	LER 160111*	4,0	Gestor intermedio			
	LER 160113*		2,0	Gestor intermedio		
			11,3	Valorización	13,5	Valorización
	LER 160114*		23,0	Gestor intermedio		
			75,6	Valorización	83,5	Valorización
	LER 160601*	3.058,4	Gestor intermedio	1.013,0	Valorización	
	Desmontaje	LER 160103	1.034,2	Valorización	1.076,5	Valorización
		LER 160117	4.630,0	Gestor intermedio		
4.630,0			Fragmentadora	31.521,4	Reciclado	
LER 160118		9.536,8	Reciclado	1.445,0	Reciclado	
		1.424,6	Fragmentadora			
LER 160119		0,0	Reutilización	441,0	Reciclado	
LER 160120		0,0	Reutilización	1.059,0	Reciclado	
LER 160801		67,8	Valorización	216,0	Valorización	
Recambios			315.599,2	Reutilización		
Prensado	LER 160106	8.492,0	Gestor intermedio			
		103.036,8	Fragmentadora	110.525,5	Fragmentadora	
De planta	LER 150202*	29,0	Valorización	17,5	Valorización	
	LER 140603*	1,5	Valorización			
	Agua aceitosa y lodos			650,9	Valorización	
	Residuos inertes			89,7	Dep. vertedero	

3.3.3 Fragmentación

De las 27 plantas fragmentadoras existentes en España, 7 instalaciones tienen anexas una planta de medios densos con la que trabajan de forma coordinada. Es decir, de las 9 instalaciones de medios densos existentes, 7 son instalaciones complementarias de su correspondiente planta fragmentadora. En esta configuración, planta fragmentadora y medios densos anexa, se tratan de modo conjunto y coordinado los residuos y materiales. Las 20 plantas fragmentadoras restantes, tras tratar a los residuos y materiales, pueden remitir el residuo restante obtenido a instalaciones de medios densos o depositarlas en vertedero. Las instalaciones de medios densos que reciben el residuo restante pueden ser independientes –2 plantas– o una de las 7 plantas de medios densos anexas. Por dicho motivo, se han considerado dos tipos de instalaciones de fragmentación distintas en el estudio de campo. La primera instalación aplica sólo procesos de fragmentación a los residuos o materiales que recibe (apartado 3.3.3.1). La segunda instalación complementa los procesos de fragmentación con procesos de separación de materiales mediante medios densos en instalaciones anexas (apartado 3.3.3.2).

Respecto a la representatividad del trabajo de campo realizado indicar que:

- la planta fragmentadora sin medios densos es una de las 20 instalaciones de este tipo existentes en España. En el periodo analizado esta planta trató un total de 73.400 toneladas de residuos. De esta cantidad, 62.800 toneladas fueron residuos LER 160106 de un total estimado para el conjunto de España de entre 486.000 y 545.000 toneladas; y
- las instalaciones conjuntas del sistema formado por la planta fragmentadora y la planta de medios densos son 1 de las 7 instalaciones similares existentes. En el periodo analizado, estas instalaciones trataron un total de 209.800 toneladas de mezclas de residuos con alto contenido de metales.

3.3.3.1 Planta Fragmentadora

Como caso de estudio de planta fragmentadora sin instalaciones de medios densos, que representa a 20 de las 27 plantas identificadas, se ha analizado la planta de fragmentación de residuos Fragmentadora y Metales S.L.U. sita en Calatayud, provincia de Zaragoza. Los datos utilizados en este apartado fueron obtenidos mediante una encuesta remitida a la propia planta fragmentadora y entrevistas telefónicas realizadas al personal responsable. En la contestación recibida se indicaba que en esta planta se tratan fundamentalmente 5 tipos de residuos o materiales, que son:

- LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos, generados en los centros autorizados de tratamiento de vehículos al final de su vida útil;
- motores averiados de vehículos (o extraídos de éstos) en talleres, concesionarios, etc., no reutilizables ni reparables;
- electrodomésticos de línea blanca descontaminados –lavadoras, lavavajillas, etc.– en centros autorizados para tal fin;
- piezas y componentes –taras– defectuosos y desechados en las cadenas de montaje de las fábricas de automóviles, electrodomésticos o similares; y
- piezas y componentes de desecho de muy diversa procedencia que forman una chatarra no homogénea con importantes fracciones metálicas férricas y no férricas.

Los datos referidos a las entradas y salidas para el tratamiento de residuos y materiales realizados en las instalaciones durante el año 2008 se muestran en la Tabla 28. Las salidas reportadas para el periodo considerado son 67.500 toneladas superiores a las entradas. Según

la propia planta, en el periodo considerado, se liberó parte del stock de materiales acumulado en la planta fragmentadora. De este modo, el conjunto formado por los materiales de entrada y los materiales en stock liberados alcanzaron las 141.055 toneladas salientes.

Tabla 28. Planta fragmentadora: entradas y salidas, año 2008

Entradas		Salidas	
LER 160106 [t]	62.835,52	Chatarra fragmentada [t]	101.132,18
Motores [t]	3.381,51	Aluminio [t]	1.559,75
Línea blanca [t]	1.472,91	Cobre [t]	661,73
Taras [t]	1.715,03	Acero inoxidable [t]	21,02
Chatarra [t]	4.057,01	Plomo [t]	47,17
		Mezclas de metales [t]	3.552,68
		Mezclas de metales pesados [t]	286,50
		Mezclas de gomas y metales [t]	1.372,34
		Residuo ligero de fragmentación [t]	32.421,76

Para determinar las fracciones de materiales y residuos generadas por cada 100 kg de residuo LER 160106 tratado se ha supuesto que todo el volumen de residuos que son recibidos son residuos LER 160106. Esta suposición se basa en la importancia del residuo LER 160106 proveniente de los centros autorizados de tratamiento de vehículos al final de su vida útil respecto al resto de entradas, que supone algo más del 85%. Las fracciones obtenidas tras el proceso de fragmentación son (Tabla 29):

- chatarra fragmentada compuesta por todos los fragmentos de metales férricos que son separados magnéticamente y que posteriormente son reciclados en acerías;
- metales no férricos –aluminio, cobre, acero inoxidable y plomo– separados y clasificados durante el proceso, y remitidos para su reciclado a diversas instalaciones de fundición;
- residuo pesado compuesto por mezclas de gomas y metales, plásticos, mezclas de metales férricos y no férricos y mezclas de metales pesados que no han podido ser separados adecuadamente durante su procesado en la planta fragmentadora. Este residuo es remitido para su tratamiento a plantas de medios densos; y
- residuo ligero de fragmentación compuesto por plásticos (46,20%), textiles (12,66%), papel (1,35%), madera (2,39%) cables (0,52%), metales (2,26%), vidrio (0,89%), inertes (1,09%) y finos de tamaño inferior a 1 mm (32,65%) (CTL, 2007), obtenidos durante la separación por aspiración neumática. Su destino final es el depósito en vertedero.

Tabla 29. Materiales y residuos generados por cada 100 kg de residuo LER 160106

Salidas	kg/100 kg LER 160106
Chatarra fragmentada	71,70
Aluminio	1,11
Cobre	0,47
Acero inoxidable	0,01
Plomo	0,03
Residuo pesado	3,69
Residuo ligero de fragmentación	22,99

Destacan por su cuantía dos de las siete salidas identificadas:

- la chatarra fragmentada, que supone 71,70 kg por cada 100 kg de residuo LER 160106; y
- el residuo ligero de fragmentación, del que se generan hasta 22,99 kg por cada 100 kg de residuo LER 160106 tratados.

El análisis realizado ha permitido establecer el diagrama de bloques del proceso de

fragmentación. En el diagrama adjunto, Figura 25, se indican expresamente las entradas de materiales, auxiliares y energías, y los flujos de residuos y materiales generados por cada 1000 kg de residuo LER 160106 fragmentado con indicación de su destino posterior.

Indicar además que, durante el periodo considerado, estas instalaciones consumieron los auxiliares y energías siguientes:

- 6.120 m³ de agua de red;
- 90.000 kWh de energía eléctrica de la red de baja tensión; y
- 700.000 litros de gasóleo para la generación de electricidad en la propia planta mediante un grupo electrógeno.

Respecto al consumo de energías y auxiliares, la planta fragmentadora consume 0,12 kWh de energía eléctrica de la red de baja tensión por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido, no siendo este consumo energético exclusivo. Como complemento energético se utiliza un grupo electrógeno de apoyo que consume 0,95 l de gasóleo por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido. Además, la planta precisa de 8,33 kg de agua de la red pública por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido.

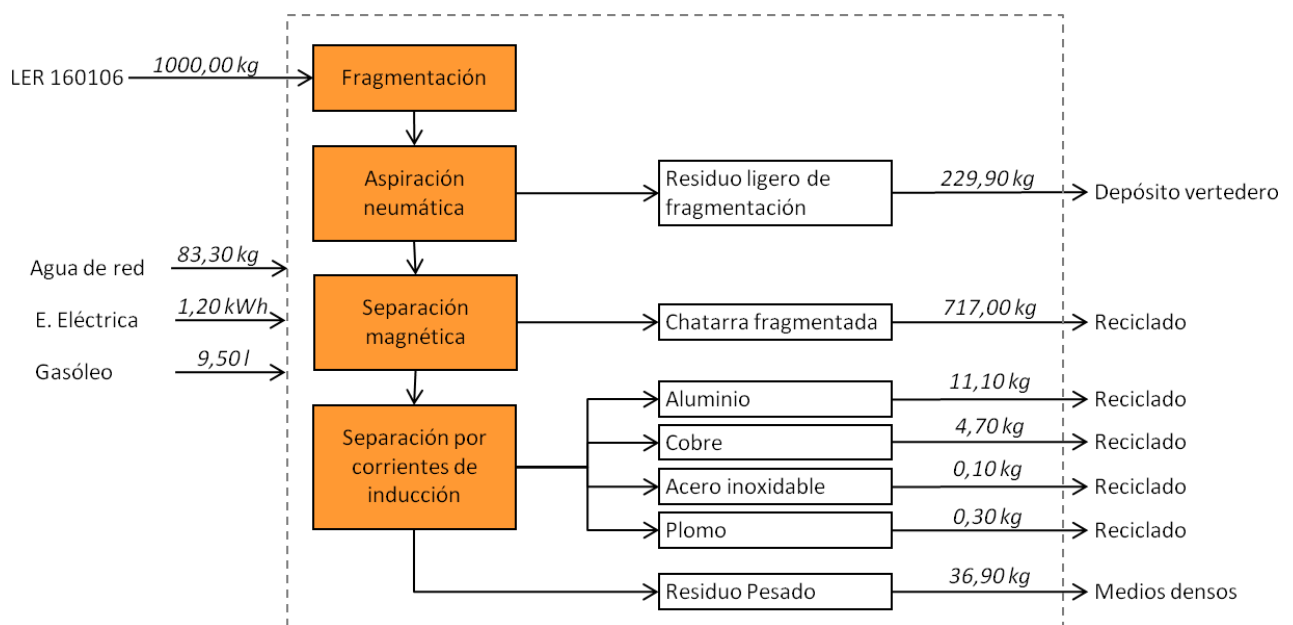


Figura 25. Diagrama de bloques del proceso de fragmentación

3.3.3.2 Planta Fragmentadora y de Medios Densos

Como caso de estudio que refleja la situación de 7 de las 27 plantas fragmentadoras identificadas se ha analizado una planta fragmentadora que además aplica el tratamiento de medios densos. Por razones de confidencialidad, se mantiene el anonimato de la empresa encuestada. En esta planta se tratan hasta 6 tipos de residuos o materiales, como son:

- LER 160104* Vehículos al final de su vida útil que son tratados en estas instalaciones por primera vez;
- LER 160601* Baterías de plomo;
- cables eléctricos de diversa procedencia;
- escorias de aluminio;
- mezclas de metales –básicamente no férricos– procedentes de procesos de tratamiento de residuos metálicos previos; y
- chatarras procedentes de plantas de fragmentación.

Los datos referidos al tratamiento de estos residuos y materiales en las instalaciones de medios densos para el año 2008 se han obtenido mediante encuesta. Las entradas de materiales y residuos, y los materiales y residuos obtenidos para dicha anualidad se muestran en la Tabla 30. Al contrario de lo sucedido en la planta fragmentadora descrita en el apartado 3.3.3.1, en estas instalaciones las entradas fueron superiores a las salidas para el periodo considerado. La diferencia existente, 72.300 toneladas, se debe a la generación de un stock de material almacenado en las propias instalaciones.

Tabla 30. Planta fragmentadora y de medios densos: entradas y salidas, año 2008

Entradas		Salidas	
LER 160104* [t]	1.605,84	Fluidos descontaminación LER 160104* [t]	31,32
LER 160601* [t]	1.762,06	LER 160103 [t]	16,98
Cables eléctricos [t]	2,17	LER 160601* [t]	1.769,78
Escorias de aluminio [t]	114,61	Cables eléctricos [t]	2,17
Metales no férricos varios [t]	1.408,00	Escorias de aluminio [t]	114,61
Chatarras [t]	205.000,00	Chatarra fragmentada [t]	104.463,00
		Metales varios [t]	1.002,15
		Rechazo [t]	30.122,74

Existen tres fracciones de entrada que generan tres fracciones de salida de igual volumen material. Estas fracciones son el LER 160601* Baterías de plomo, cables eléctricos y escorias de aluminio. Por otro lado, de la fracción de entrada LER 160104* Vehículos al final de su vida útil se extraen las fracciones de fluidos derivados de la descontaminación de vehículos al final de su vida útil y los neumáticos (LER 160103). Al ser prácticamente directa su relación –debido a que no son tratadas estas fracciones con la masa principal de residuos– estas entradas y salidas no han sido consideradas en el análisis. Además, la fracción de entrada de chatarras supone casi el 98% de los residuos tratados en las instalaciones por lo que esta suposición no afecta significativamente al resultado. Las chatarras y los metales no férricos varios están compuestos por mezclas variables de metales férricos, metales no férricos, metales pesados, gomas, plásticos y otros materiales inertes. Por lo tanto, y dado que su composición es similar a la del residuo LER 160106 remitido por los centros autorizados de tratamiento de vehículos a las plantas fragmentadoras, las chatarras y los metales no férricos varios se considerarán como si fuesen residuos LER 160106. El rechazo obtenido es una mezcla no identificada de textiles, espumas, polímeros, fibras, vidrio, materiales inertes y residuos varios. Bajo estas consideraciones, se obtienen los flujos de materiales y residuos de entrada y salida del sistema (Tabla 31).

Tal y como se ha comentado anteriormente para los datos expuestos en la Tabla 30, se observa una diferencia significativa entre las entradas consideradas y las salidas corregidas. Esta diferencia se ha mantenido en el análisis dado que la información deseada no es tanto la cuantía de las entradas y salidas, si no su contribución a las entradas o a las salidas. Las fracciones obtenidas tras el tratamiento en las instalaciones fragmentación y medios densos son:

- chatarra fragmentada como material más abundante, 77%, que es reciclado posteriormente en acerías;
- metales varios –aluminio, cobre, acero inoxidable, plomo y otros– fragmentados, separados y clasificados, menos de un 1%, son remitidos a fundiciones para su reciclado; y
- rechazo del tratamiento conjunto de fragmentación y separación por medios densos, compuesto el residuo ligero de fragmentación y el residuo del proceso de medios densos. Su destino posterior es el depósito en vertedero.

Tabla 31. Planta fragmentadora y de medios densos: entradas y salidas corregidas

Entradas	[t]	[%]
LER 160106	206.408,00	100,00
Salidas	[t]	[%]
Chatarra fragmentada	104.463,00	77,04
Metales varios	1.002,15	0,74
Rechazo	30.122,74	22,22

El análisis ha permitido establecer el diagrama de bloques del tratamiento de fragmentación y medios densos. En el diagrama adjunto, Figura 26, se indican expresamente los flujos de residuos y materiales generados, masa por cada 1000 kg de residuo LER 160106 tratado, y su destino posterior.

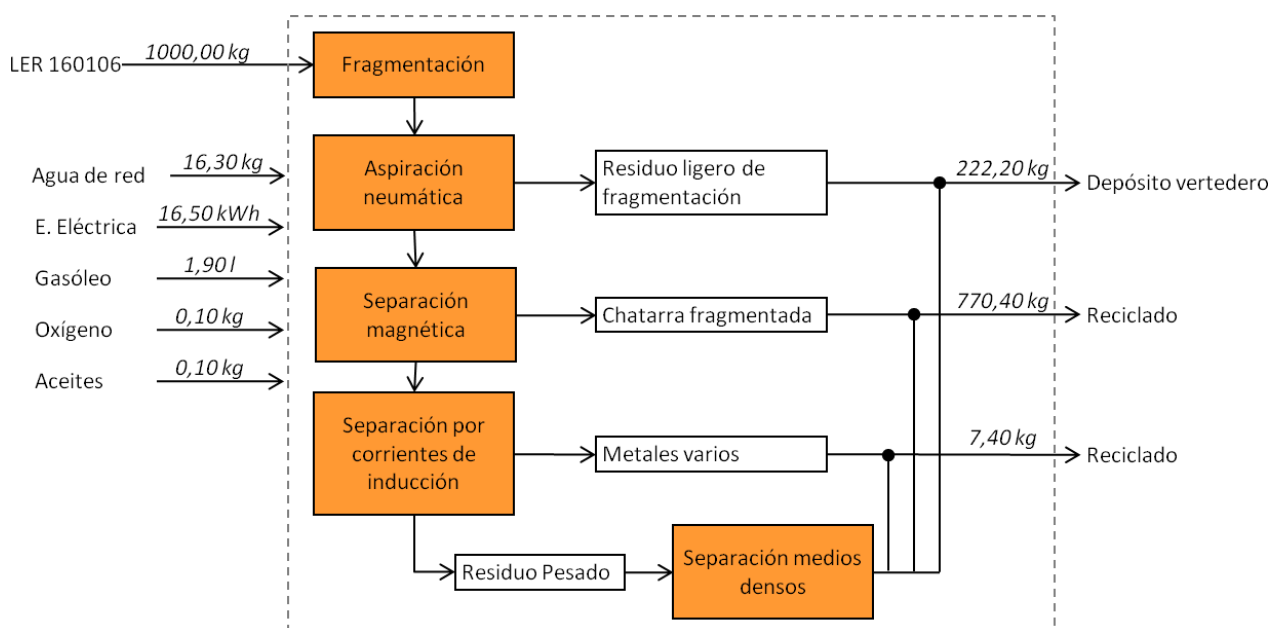


Figura 26. Diagrama de bloques del tratamiento de fragmentación y separación mediante medios densos

Por otro lado, durante el periodo considerado estas instalaciones precisaron de los materiales auxiliares y las energías siguientes:

- 3.365,1 m³ de agua de red;
- 22.080 kg de aceites y lubricantes para las distintas instalaciones;
- 12.541,06 kg de oxígeno para oxicorte de chatarra;
- 3.408.571 kWh de energía eléctrica de la red de baja tensión; y
- 381.971 litros de gasóleo para la generación de electricidad en la propia planta mediante un grupo electrógeno.

Respecto al consumo de energías y auxiliares, la planta fragmentadora y de medios densos reporta además de energía eléctrica y agua, gases para oxicorte y aceites para las instalaciones. La instalación analizada precisa de 1,63 kWh de energía eléctrica de la red de baja tensión por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido, complementando dicha energía con un grupo electrógeno de apoyo. El grupo electrógeno de apoyo consume 0,19 l de gasóleo por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido. El consumo de agua de red de estas instalaciones es de 8,33 kg de agua de la red pública por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido. Para las operaciones de oxicorte, aplicadas a algunos residuos que precisan de un desmembrado adicional, se consume 0,01 kg de oxígeno por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido. Por último, el consumo de aceites para el funcionamiento de las instalaciones

se sitúa en los 0,01 kg por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido.

3.3.3.3 Comparativa entre instalaciones de fragmentación y medios densos

Tal y como era previsible, Tabla 32, la planta integrada de tratamiento de fragmentación y medios densos (apartado 3.3.3.2) alcanza una tasa de recuperación superior a la de la planta de fragmentación (apartado 3.3.3.1). En el primer caso, el 77,78% de la masa de materiales que llegan a las instalaciones será separada y remitida posteriormente a acerías y fundiciones para su reciclado. En el segundo, este porcentaje alcanza sólo el 73,32% de la masa de materiales que recibe la instalación. Sin embargo, en ambos casos no se recupera ningún material que no sea metálico y, además, éstos son los materiales que únicamente se reciclan.

Respecto a la situación media europea descrita en el apartado 3.1 en donde el 78,00% del peso de los vehículos al final de su vida útil era remitido a tratamientos de fragmentación y post-fragmentación, la masa de materiales extraída en las instalaciones analizadas es ligeramente inferior. Comparando con las plantas estudiadas, parece que la no recuperación de parte de los residuos de fragmentación marca la diferencia con la media europea. En la media europea el 81,00% de la cantidad de residuos tratados en instalaciones de fragmentación y post-fragmentación es recuperada, reciclando un 79,00% y valorizando un 2,00%. La masa reciclada estaba formada por metales férricos (88,99%), metales no férricos (4,99%) y residuo ligero de fragmentación recuperado (6,02%). Mientras que el 57,05% de la masa valorizada proviene del residuo ligero de fragmentación y el resto son materiales diversos.

Tabla 32. Comparativa instalaciones fragmentación y medios densos

Tratamiento	Reciclado	Valorización	Vertedero
Fragmentación	73,32%	0,00%	26,68% ⁽¹⁾
Fragmentación y medios densos	77,78%	0,00%	22,22%
Media europea	79,00%	2,00%	19,00%

Notas: ⁽¹⁾ Suponiendo que el 3,69% correspondiente al residuo pesado es depositado en vertedero.

Deben destacarse además, las diferencias encontradas en los consumos energéticos y auxiliares (Tabla 33). El consumo energético de la instalación de fragmentación es la suma de la energía eléctrica suministrada por la red de baja tensión ($1,03 \cdot 10^{-5}$ TEP –0,12 kWh– por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido) y la energía eléctrica generada por un grupo electrógeno que precisa $8,21 \cdot 10^{-4}$ TEP (0,95 l) de gasóleo por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido. Para la instalación de fragmentación y medios densos el consumo energético es la adición de la energía eléctrica de red ($1,42 \cdot 10^{-4}$ TEP –1,65 kWh– por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido) y la energía eléctrica generada por un grupo electrógeno que precisa $1,64 \cdot 10^{-4}$ TEP (0,19 l) de gasóleo por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido. En conjunto, la instalación de fragmentación precisa $8,31 \cdot 10^{-4}$ TEP por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido, frente a los $3,06 \cdot 10^{-4}$ TEP por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido que precisa la instalación de fragmentación y medios densos. Esta diferencia puede deberse a que en la instalación de fragmentación el grueso de la energía proviene de un grupo electrógeno que posiblemente tenga mayores pérdidas energéticas que el consumo de la red eléctrica de baja tensión.

Tabla 33. Comparativa consumos energía y auxiliares por 100 kg de residuo LER 160106 recibido, fragmentadora y medios densos

Tratamiento	E. Eléctrica	Gasóleo	Agua de red	Oxígeno	Aceites
Fragmentación	$1,03 \cdot 10^{-5}$ TEP	$8,21 \cdot 10^{-4}$ TEP	8,33 l		
Fragmentación y medios densos	$1,42 \cdot 10^{-4}$ TEP	$1,64 \cdot 10^{-4}$ TEP	1,63 l	0,01 kg	0,01 kg

Por otro lado, destaca el mayor consumo de agua de red de la planta de fragmentación

respecto a la planta de fragmentación y medios densos, 8,33 l de agua de red frente a 1,63 l de agua de red por cada 100 kg de residuo LER 160106 recibido. Esta diferencia puede deberse a que la instalación de fragmentación y medios densos cuenta con un sistema cerrado que reaprovecha el agua para el tratamiento de flotación, mientras que en la instalación de fragmentación dicho sistema no existe.

Finalmente, respecto a los consumos de oxígeno para operaciones de cortado de algunos residuos y de aceites para las instalaciones, los valores reportados son muy bajos (instalaciones de fragmentación y medios densos) o nulos (instalación de fragmentación). Su bajo consumo parece ser el motivo por el que no han sido reportados datos en la instalación de fragmentación.

3.4 Conclusiones

En la primera parte de este capítulo se ha mostrado cual es el escenario de fin de vida de vehículos europeo. Mediante el análisis bibliográfico se ha podido establecer cómo se realiza el tratamiento de fin de vida de vehículos. Se ha logrado determinar cuáles son las etapas fundamentales del fin de vida de vehículos comúnmente aplicado en Europa (Figura 11) y los principales flujos de materiales y residuos que se generan. Además, y considerando la aplicación de la Directiva 2000/53/CE que limita la disposición de residuos del vehículo en vertedero, se ha comprobado que el conjunto de Europa logra recuperar algo más del 85% de la masa del vehículo en su fin de vida. Se cumple con el límite actual de remitir como máximo un 15% de la masa de los vehículos a vertedero exigido en la Directiva 2000/53/CE. Sin embargo se han detectado dos circunstancias que probablemente afectarán al cumplimiento futuro de dicha limitación: la existencia de países que no cumplen dicha limitación y que sean los materiales metálicos –especialmente el acero– los únicos materiales que casi se recuperan en su totalidad.

Respecto a la primera circunstancia, debe destacarse la existencia de países con elevada generación de residuos derivados del fin de vida de vehículos que, aun no logran la recuperación del 85% de la masa del vehículo. Si bien son diversos los países, Francia o el Reino Unido serían los casos más destacables al generar respectivamente entorno al 17% y el 20% de los residuos de vehículos en su fin de vida. La segunda circunstancia justifica en parte la situación de estos países, y del resto, en los que una industria recuperadora de metales ampliamente extendida, tecnológica y económicamente rentable, extrae para su recuperación la práctica totalidad de metales. Los metales, tecnológicamente fáciles de separar de una corriente de residuos con hasta un 70-75% de fracción metálica y con una rentabilidad económica aceptable son prácticamente tratados de igual modo en todos los países. Sin embargo, los países que no tienen sistemas de fin de vida que consideran otros materiales como los polímeros o los vidrios, sólo logran tasas de recuperación cercanas a los mínimos exigidos por la Directiva 2000/53/CE. Por el contrario, países en los que además de los metales el resto de materiales son considerados, y tratados en consecuencia, logran superar las tasas de recuperación establecidas. Estas dos circunstancias, y ante el incremento de los porcentajes de materiales poliméricos y la reducción de los metálicos en la composición de los vehículos, pueden lastrar el cumplimiento futuro de la legislación (Espartero et ál., 2009).

Por otro lado, el estudio bibliográfico ha permitido detectar la escasez de datos para la realización del inventario ambiental de las etapas de tratamiento aplicadas en los centros autorizados de tratamiento de vehículos y en las instalaciones de fragmentación. Curiosamente esta escasez de datos coincide con la parte del sistema de fin de vida de vehículos que extrae fundamentalmente los materiales metálicos. Ante dicha falta de datos, se optó por realizar un estudio de campo de las etapas de tratamiento aplicadas en los centros autorizados y en las

instalaciones de fragmentación. El estudio de campo mostrado en este capítulo ha servido para poder determinar las entradas y salidas de materiales y residuos, y los consumos energéticos y auxiliares de dos tipologías de centro autorizado de tratamiento de vehículos al final de su vida útil –el tipo desguace y el tipo desfabricación– y dos tipologías de planta de tratamiento del residuo LER 160106 –sólo fragmentación y fragmentación complementada con medios densos.

El estudio de campo realizado ha permitido identificar dos tipologías de centro autorizado de tratamiento distintas: el tipo desguace y el tipo desfabricación. El tipo desguace responde a aquellas instalaciones heredadas de los antiguos y tradicionales desguaces de vehículos y chatarra. Son instalaciones en las que a los vehículos no se les aplica una etapa de desmontaje de modo general. Esta tipología de tratamiento, además de, por la falta de una etapa clara y definida de desmontaje de piezas y componentes, se diferencia de la tipología desfabricación en las tasas de recuperación que logra. Mientras que en la tipología desfabricación se extrae del vehículo casi el 35% de su masa, en el tipo desguace casi se alcanza el 30% de dicha masa. La diferencia, radica básicamente en la cantidad de piezas y componentes que son desmontados en una tipología de centro u otra. Es obvio que la tipología desfabricación extrae para su reutilización mayor cantidad de piezas y componentes. La diferencia entre las tasas de extracción totales no es igual a la diferencia entre la tasa de extracción para la reutilización de piezas y componente, aproximadamente 9 puntos porcentuales, pues durante la etapa de descontaminación del vehículo sucede lo contrario. Las tasas de extracción de la descontaminación son superiores en la tipología desguace. Sin embargo, es posible que las tasas de extracción durante la descontaminación en los desguaces estén incrementadas por incluir materiales o residuos que no son declarados. Esta situación parece darse en los fluidos y las baterías. Los fluidos parecen en principio similares a los de la tipología desfabricación, pero sin embargo no se observan salidas de residuos correspondientes a instalaciones de control de vertidos, obligatorias según la legislación vigente. Respecto a las baterías en el tipo desguace, el peso, y por tanto su tasa de extracción, debería de entenderse como una anomalía, pues alcanza el doble de lo esperado para las composiciones de vehículo que se han considerado.

Además de las diferencias materiales entre una tipología de centro y otra, existen diferencias significativas en la energía requerida. Considerando la energía directamente consumida por los procesos, la tipología desfabricación precisa de mayor cantidad. La tipología desguace consume dos tercios de la energía que precisa la tipología desfabricación. Esta diferencia se invierte si se consideran sólo los tratamientos equivalentes aplicados en cada una tipo de instalación. Así, al comparar los procesos de descontaminación y prensado de ambas tipologías se puede observar que el tipo desfabricación precisa de algo menos de la mitad de energía que el tipo desguace. Es decir, es más eficiente en esos procesos el tipo desfabricación que el tipo desguace. La diferencia sobre el total se debe a la no aplicación de procesos de desmontaje en el tipo desguace.

Finalmente, se ha detectado una diferencia sustancial entre la energía aplicada al transporte de los vehículos, los materiales y residuos derivados de su fin de vida. Existe una gran diferencia entre la cantidad de transporte requerido en los centros de tipo desguace (aproximadamente 145.000 kg·km) y el tipo desfabricación (aproximadamente 665.000 kg·km). Los requisitos de transporte pueden asociarse a la propia concepción de cada una de las tipologías. Los centros tipo desguace responden a un tipo de negocio en el que la materia prima (los vehículos al final de su vida útil) se adquiere en las cercanías (decenas de kilómetros) y, dado que no hay apenas extracción de piezas y componentes para la reutilización, las distancias a las que se remiten los residuos y materiales obtenidos son de ámbito nacional. Sin embargo, la tipología desfabricación adquiere su materia prima en áreas más amplias (centenares de kilómetros) y, además de los residuos y materiales que remite aproximadamente igual que en la tipología desguace, las piezas y componentes para reutilización son remitidos tanto al mercado nacional

como al internacional.

Se puede concluir que la tipología desguace supone –considerando las mismas etapas de tratamiento– un coste energético mayor y una generación y gestión de residuos más ineficiente que la tipología desfabricación. El mayor consumo energético de las etapas de descontaminación y prensado, una menor extracción de residuos y una gestión de los residuos extraídos a través de intermediarios serían los motivos que nos permiten hacer tal afirmación. No debe olvidarse que, además, se ha observado que, aun siendo en principio instalaciones que responden a un mismo fin –el tratamiento de los vehículos al final de su vida útil– existe una variabilidad significativa entre las fracciones detectadas en cuanto a la extracción de materiales, de piezas y de componentes, y a la generación de residuos y los requerimientos energéticos.

La representatividad de los datos obtenidos se entiende al considerar que España, contexto en el que se realiza la investigación, es el cuarto país generador de residuos de vehículos al final de su vida útil con un 11,7%, y que se analizan datos de generación de residuos equivalentes a 10.400 vehículos aproximadamente. En la bibliografía analizada no se ha encontrado ningún estudio equivalente de magnitud similar.

Respecto a la etapa de fragmentación, a partir de los datos obtenidos en el estudio de campo, parece que se trata de una etapa en la que se observan algunas diferencias significativas. Así, se ha podido determinar que las instalaciones de fragmentación que no cuentan con procesos complementarios de tratamiento mediante medios densos logran tasas de extracción de materiales ligeramente inferiores (remiten a vertedero casi el 27% del material que reciben) a las de las instalaciones combinadas (remiten a vertedero algo más del 22% del material que reciben). Es cierto que en ambos casos la tipología de los materiales recuperados es similar y en ambos casos el nivel de depósito en vertedero es superior a la media europea, situada en el 19%. La diferencia existente en la eficiencia a la hora de extraer materiales es por otro lado reforzada por la diferencia existente en el consumo de energía. Las instalaciones de fragmentación sin medios densos requieren casi el triple de energía que las instalaciones de fragmentación con medios densos. Es posible que esta diferencia se deba a la posible mejora tecnológica que supone la combinación de varias tecnologías, de modo tal que en conjunto se logran procesos más eficientes. Resaltar por último, que, según los datos obtenidos, se ha detectado variabilidad entre las dos tipologías de instalaciones de fragmentación analizadas. La variabilidad detectada es cualitativamente inferior a la detectada para los centros autorizados de tratamiento.

Al considerar los datos de reutilización, reciclado y valorización de los centros autorizados de tratamiento (Tabla 24) y los datos de reciclado y valorización de las instalaciones de fragmentación y medios densos (Tabla 32), se pueden estimar los niveles de reutilización, reciclado, valorización y eliminación del conjunto de las etapas de tratamiento que su combinación representa y comparar con la media europea (Tabla 34). En primer lugar, se observa una diferencia importante (algo más de 14 puntos porcentuales en la Reutilización y reciclado, y más de 12 puntos porcentuales en la Reutilización y valorización) entre los niveles de Reutilización y recuperación y Reutilización y valorización entre los supuestos basados en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace y los basados en el tipo desfabricación. Esta diferencia se debe a que, el tipo desfabricación extrae mayor cuantía de residuos que destina a la reutilización y el reciclado que el tipo desguace. En segundo lugar, se observa una diferencia entre los resultados obtenidos para los supuestos que consideran a las instalaciones de fragmentación de los que consideran a las instalaciones de fragmentación y medios densos. Dicha diferencia, entre 3 y 4 puntos porcentuales, está motivada por las mayores tasas de recuperación de las instalaciones de fragmentación y medios densos. Puede decirse que, a priori, los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación y las instalaciones de fragmentación y medios densos permiten lograr mayores tasas de recuperación. Por otro lado,

al comparar los resultados de los supuestos analizados con la media europea y con los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE (Tabla 13) se puede intuir la distancia a la que se está del cumplimiento futuro de los objetivos exigibles a partir del año 2015 (reutilizar y reciclar como mínimo el 85% de la masa de los vehículos al final de su vida útil, y reutilizar y valorizar el 95%). Ante esta situación, se hace necesaria la búsqueda de alternativas para el tratamiento de la masa de residuos procedente de los vehículos al final de su vida útil que es eliminada (no reutilizada, reciclada o valorizada). Esta cuestión se abordará en el capítulo cuarto siguiente.

Tabla 34. Estimación de los porcentajes de Reutilización y reciclado y Reutilización y valorización

Media europea				
Reutilización	Reciclado	Valorización	Reutilización y reciclado	Reutilización y valorización
9,02%	73,06%	2,66%	82,08%	84,74%
Centro autorizado de tratamiento tipo desguace e instalación de fragmentación				
Reutilización	Reciclado	Valorización	Reutilización y reciclado	Reutilización y valorización
0,16%	64,28%	5,58%	64,44%	70,02%
Centro autorizado de tratamiento tipo desguace e instalación de fragmentación y medios densos				
Reutilización	Reciclado	Valorización	Reutilización y reciclado	Reutilización y valorización
0,16%	67,43%	5,58%	67,59%	73,17%
Centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación e instalación de fragmentación				
Reutilización	Reciclado	Valorización	Reutilización y reciclado	Reutilización y valorización
10,31%	68,29%	4,06%	78,60%	82,66%
Centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación e instalación de fragmentación y medios densos				
Reutilización	Reciclado	Valorización	Reutilización y reciclado	Reutilización y valorización
10,31%	71,18%	4,06%	81,49%	85,55%

En conjunto los datos obtenidos, además de mostrar las diferencias entre las distintas tipologías de instalaciones que intervienen directamente en el fin de vida, servirán como fuente para el inventario de los tratamientos aplicados a los vehículos en su fin de vida. A partir de dichos datos, de su inventario, se podrán evaluar en capítulos posteriores los aspectos e impactos ambientales de los distintos escenarios que se aplican al fin de vida de vehículos. Esta evaluación será útil para determinar qué aspectos deben mejorarse, corregirse o complementarse, en aras de lograr un sistema de fin de vida para el tratamiento de vehículos más sostenible.

Capítulo 4. Tratamiento del residuo de fragmentación

El objeto del presente capítulo es identificar posibles tecnologías de tratamiento del residuo de fragmentación que puedan aplicarse al tratamiento del residuo de fragmentación obtenido en el fin de vida de los vehículos, con el fin de cumplir con los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2015. Para cada una de las tecnologías identificadas se pretende determinar los flujos de entrada y salida fundamentales para realizar el inventario de sus aspectos ambientales más significativos, como paso previo a la evaluación ambiental a realizar en el Capítulo 6.

Con esta finalidad se describirá, en primer lugar, el residuo de fragmentación, tomando como fuente los datos y características publicados en la literatura consultada. La descripción del residuo de fragmentación permitirá establecer el conocimiento necesario para comprender de manera adecuada la problemática genérica que tiene su tratamiento, así como la problemática particular que pueda presentarse en función de la tecnología de tratamiento que se le aplique.

Posteriormente, a partir del estudio de la bibliografía se identificarán las distintas tecnologías de tratamiento que se pueden aplicar al residuo de fragmentación. Una vez identificadas, se procederá a describir el proceso general aplicado en cada una de ellas y a inventariar sus aspectos ambientales. El conocimiento adquirido servirá para la realización de la evaluación ambiental de cada una de las tecnologías de tratamiento del residuo de fragmentación.

4.1 El residuo de fragmentación

El residuo de fragmentación puede definirse como la mezcla de materiales restantes que se obtiene al extraer las fracciones metálicas –total o parcialmente– de una masa de residuos inicial. Según los datos disponibles, en el contexto europeo (Eurostat, 2011) el residuo de fragmentación supone aproximadamente el 19% de la masa del vehículo. El residuo de fragmentación está compuesto habitualmente por mezclas de residuos procedentes de productos complejos como, por ejemplo, electrodomésticos de línea blanca o marrón y automóviles. La procedencia del residuo de fragmentación y los tratamientos previos aplicados generan diferencias en su composición. Por ejemplo, cuando prevalece la procedencia de electrodomésticos de línea blanca se produce una mayor presencia de cobre y policlorobifenilos (PCBs) (GHK y Bio Intelligence Service, 2006; Morselli et ál., 2010). Algunos estudios indican que entre el 20% y el 50% de la masa del residuo de fragmentación procede del tratamiento de vehículos al final de su vida útil (GHK y Bio Intelligence Service, 2006; Nielsen et ál., 2006).

El residuo de fragmentación es una mezcla heterogénea compleja formada por mezclas de materiales, difícil de tratar y separar en las distintas fracciones y materiales que lo componen. Por su propia naturaleza presenta incompatibilidades para su tratamiento entre sus constituyentes, como sería el caso de la humedad, la madera, los metales, el vidrio, la arena, los fluidos automotrices, los plásticos, las espumas, las gomas y elastómeros, los tejidos, las fibras, cantidades variables de metales pesados, tarjetas de circuitos impresos, retardantes de fuego y otros residuos (Jody y Daniels, 2006).

Existen en la literatura diversos estudios y análisis que identifican la composición material del residuo de fragmentación, mostrando la variabilidad temporal y geográfica de su composición. Según datos de SIGRAUTO (2001) los residuos de fragmentación obtenidos en el fin de vida de vehículos español están compuesto en un 40% de plásticos –polietileno, policloruro de vinilo, acrilonitrilo butadieno estireno, espuma de poliuretano, politereftalato de etileno, poliamida,

resinas fenólicas y resinas epoxídicas–, 30% de caucho, 13% de vidrio, 15% de tierras y 2% de metales no ferrosos. Mediante un estudio de campo, De Filippi y otros (2003) identifican las principales categorías y los materiales presentes en el residuo de fragmentación derivado del automóvil. Así, su estudio revela la existencia de plásticos (polipropileno, polietileno, policloruro de vinilo) en un 20-30%, elastómeros (goma natural, cloropreno, caucho estireno butadieno) en un 15-20%, resinas (con base de poliamida, poliuretano, epoxi, compuestos de estireno y compuestos para moldeo) en un 8-10%, celulosas (textiles, papel, madera) en un 7-10%, metales (cobre, hierro, otros metales) en un 1-5% y otros materiales (vidrio, pintura, materiales cerámicos y otros) en un 25-30% de la masa del residuo de fragmentación. Jody y Daniels (2006) en su estudio sobre el tratamiento del residuo de fragmentación en Estados Unidos analizan dos muestras representativas del residuo. Su análisis permite identificar las fracciones materiales presentes y mostrar su variación. Según este estudio, el residuo de fragmentación está compuesto por finos menores de 6,35 mm (24-60%), polímeros concentrados (36-14%), piezas de gran tamaño de espuma de poliuretano (5-1%), piezas de gran tamaño de metal o similar (8-2%), rechazo ligero (6-2%), fracción metálica férrica (1%), fracción metálica no férrica (4-5%) y restos (16-15%) incluida la humedad y el polvo. Sin embargo, Boughton y Horvath (2006) basándose en los estudios realizados por USEPA (1991), Saxena y otros (1995), Orr (2000) y Staudinger y Keoleian (2001), establecen como composición de los residuos de fragmentación en los Estados Unidos: 15% plásticos, 24% gomas –neumáticos incluidos–, 8% vidrio, 5% hierro, 11% otros materiales –con un 40% de combustibles como la madera, papel, cartón y otros–, 20% de partículas finas –vidrio, pinturas, otros restos, etc.– y 17% mezcla de materiales. Por otro lado, Forton, Harder y Moles (2006) en su estudio sobre la situación del Reino Unido, indican que el residuo de fragmentación está compuesto por: 13,83% plásticos, 8,89% espumas, 7,72% textiles, 2,74% metales, 2,41% mezclas, 2,28% gomas, 1,52% cobre –cables–, 0,79% papel y madera, 0,46% polvo y 59,36% restos no recuperables menores de 30 mm. Ciacci y otros (2010) considerando este estudio y los realizados por De Filippis y otros (2003), Nourredine (2007), Laraia, Foschini y Frittelloni (2007), y Morselli y otros (2010), para su análisis de la situación en Italia fijan la composición del residuo de fragmentación de referencia en: 48% plásticos, 14% gomas –incluyendo neumáticos–, 11% metales, 13% textiles y 14% finos –pinturas, vidrio, tierras, etc. Del estudio de Moakley, Weller y Zelic (2010) para Dinamarca se puede concluir que la composición media de referencia del residuo de fragmentación es: 33,77% plásticos –espumas, textiles y alfombras–, 12,99% fibras –textiles, madera y papel–, 9,52% vidrio y cerámica, 2,60% metales –cableado de cobre–, 18,18% elastómeros y gomas –neumáticos y juntas– y 22,94% residuos y minerales restantes. Más recientemente, Vermeulen y otros (2011) recopilan diversas composiciones del residuo de fragmentación para el periodo 1995-2008. Considerando únicamente las composiciones de este estudio correspondientes al periodo comprendido entre los años 2006-2011 de Ferrão, Nazareth y Amaral (2006), Hwang y otros (2007), Osada y otros (2008), De Baets (2008) y Hwang, Yokono y Matsuto (2008), se puede establecer la siguiente composición media: 5,60% metales ferrosos, 5,90% metales no ferrosos, 9,35% gomas, 40,89% plásticos, 9,24% textiles, 5,87% vidrio y 23,15% otros materiales. En un reciente estudio de campo para la caracterización del residuo de fragmentación derivado del fin de vida de vehículos en Italia, Morselli y otros (2010) identifican las fracciones de materiales siguientes: textiles (9%), plásticos rígidos (15%), plásticos blandos (4%), metales (1%), goma (7%), celulosa (1%), espumas de poliuretano (18%) y una mezcla difícilmente identificable de materiales de fino tamaño. Por último, Vermeulen y otros (2011) tras recopilar datos de múltiples estudios indican una composición del residuo de fragmentación formada por las fracciones principales y en los porcentajes variables siguientes: metales férricos y no férricos (5-23%), plásticos (20-49%), gomas (3-38%), materiales textiles y fibras (4-45%), madera (2-5%) y vidrio (2-18%). Con el ánimo de mostrar la dispersión de los datos existentes, en la Tabla 35 se resumen los datos expuestos.

Tabla 35. Composición material del residuo de fragmentación [%]

Material	Ref.01	Ref.02	Ref.03	Ref.04	Ref.05	Ref.06	Ref.07	Ref.08	Ref.09	Ref.08
Plásticos	40,0	20-30,0		15,0	13,83	48,0	33,77	40,89		20-49,0
rígidos									15,0	
blandos									4,0	
Polímeros			14-36,0							
Espumas PUR					8,89				18,0	
piezas grandes			1-5,0							
Elastómeros, gomas	30,0	15-20,0		24,0	2,28	14,0	18,18	9,35	7,0	3-8,0
Resinas		8-10,0								
Vidrio o cerámica	13,0			8,0			9,52	5,87		2-18,0
Tierras	15,0									
Metales		1-5,0			2,74	11,0			1,0	5-23,0
piezas grandes			2-8,0							
Metal férrico				5,0				5,6		
Metal no ferroso	2,0		4-5,0					5,9		
Cobre, cables					1,52		2,6			
Celulosa, papel y madera		7-10,0			0,79				1,0	2-5,0
Fibras, textiles, madera y papel							12,99			
Textiles					7,72	13,0		9,24	9,0	4-45,0
Otros materiales		25-35,0		11,0						
Finos < 6,35 mm			24-60,0							
Rechazo ligero			2-6,0							
Partículas muy finas, polvo					0,46					
Restos, partículas finas			15-16,0	20,0	59,36	14,0				
Mezclas de materiales				17,0	2,41		22,94	23,15	45,0	

Nota: Ref. 01 (SIGRAUTO, 2001); Ref. 02 (De Filippis et ál., 2003); Ref. 03 (Jody y Daniels, 2006); Ref. 04 (Boughton y Horvath, 2006); Ref. 05 (Forton, Harder y Moles, 2006); Ref. 06 (Ciacci et ál., 2010); Ref. 07 (Moakley, Weller y Zelic, 2010); Ref. 08 (Vermeulen et ál., 2011); Ref. 09 (Morselli et ál., 2010).

Al ser el residuo de fragmentación tan heterogéneo y variable –debido a su origen y a los tratamientos previos que lo han generado– la composición exacta y las propiedades físicas del mismo también serán heterogéneas y variables. Así, la presencia de contaminantes –cloro, metales pesados, policlorodibenzodioxinas (dioxinas) y policlorodibenzofuranos (furanos)–, el grado de humedad, la cantidad de cenizas o su poder calorífico, varía significativamente en el residuo de fragmentación (Vermeulen et ál., 2011). Por ejemplo, Zevenhoven y Saeed (2002) en su estudio sobre la recuperación material y energética del residuo de fragmentación incide en la variabilidad de la composición material del residuo de fragmentación (Tabla 36), así como en la variabilidad de sus componentes químicos (Tabla 37) y de sus propiedades (Tabla 38).

Tabla 36. Composición del residuo de fragmentación, ejemplos (Zevenhoven y Saeed, 2002)

% peso	Ref. 01	Ref. 02	Ref. 03	Ref. 04	Ref. 05	Ref. 06
Plásticos	30,0-48,0	20,0	21,5	41,0		33,0
Plástico (espumas)						15,0
Plástico (incluido recubrimientos, textiles)					83,1	
Elastómeros (incluido gomas)	10,0-32,0	20,0	5,3	21,0	2,6	18,0
Fibras (textiles, madera, papel)	4,0-26,0	25,0	53,7	10,0		10,0
Pinturas, lacas	3,0-10,0			5,0		
Metales	20,0		8,1		13,5	3,0
Vidrio, cerámica, material eléctrico	3,0-16,0		3,5	19,0		
Polvo, tierra, etc.	10,0-20,0		Excluido			
Inertes (vidrio, arenas, grava y otros)		35,0				
Otros (residuos)			7,9	4,0	0,6	21,0
Aceites, agua	15,0-17,0					

Nota: Ref. 01 (Keller, 2003); Ref. 02 (Glavagno et ál.); Ref. 03 (Das et ál., 1995); Ref. 04 (Mirabile et ál., 2002); Ref. 05 (Lanoir et ál., 1997); Ref. 06 (Ambrose et ál., 2002).

Además de los componentes químicos mayoritarios presentes en el residuo de fragmentación, Tabla 37, pueden existir otros componentes en concentraciones del orden de miligramos por kilogramo de residuo, como por ejemplo: arsénico, oro, bromo, cadmio, cobalto, cromo, flúor, mercurio, níquel, antimonio, selenio, estaño o vanadio. La problemática presencia de cloro (hasta un 2,5% del peso del residuo), mercurio (usualmente del orden de 0,5 mg/kg), cadmio (entre 500 y 12.000 ppm), cromo (entre 200 y 800 mg/kg), arsénico (alrededor de 60 mg/kg) y compuestos como los PCBs (entre 10 y 400 mg/kg), determinan que el residuo de fragmentación sea clasificado como residuo peligroso. Algunas de estas sustancias limitan la posibilidad tecnológica de tratamiento del residuo. Por ejemplo el cloro puede limitar el tratamiento térmico del residuo de fragmentación al formar dioxinas, furanos y ácido clorhídrico o incrementar la volatilidad de los metales pesados, efecto agravado si existe cobre en elevada cuantía (Zevenhoven y Saeed, 2002; Murray y Price, 2008; Vermeulen et ál., 2011). La presencia de PCBs puede limitar su utilización como combustible de sustitución (Boughton y Horvath, 2006). Elevadas concentraciones de metales pesados –que exceden los límites legales para el depósito en vertedero– con granulometrías muy finas pueden aumentar la posible contaminación por lixiviados cuando se deposita el residuo de fragmentación en vertedero, si bien esta cuestión no está del todo consensuada (Hjelmar et ál., 2009; Vermeulen et ál., 2011). Diversos ensayos indican que la clasificación del residuo de fragmentación como residuo peligroso depende básicamente del contenido en metales pesados, PCBs y aceites. En función de esta consideración, el residuo deberá de ser tratar para reducir –o estabilizar– dichas sustancias en un paso previo al tratamiento principal del residuo (Hjelmar et ál., 2009). Por otro lado, en el tratamiento para la recuperación energética del residuo de fragmentación, dada la elevada presencia de metales, cloro y flúor, se deben implementar medidas correctoras de la contaminación (Viganò et ál., 2010).

Tabla 37. Componentes químicos del residuo de fragmentación (Zevenhoven y Saeed, 2002)

% peso seco	Ref. 01	Ref. 02	Ref. 03	Ref. 04	Ref. 05	Ref. 06	Ref. 07	Ref. 08	Ref. 09	Ref. 10
C		50,8	56,6	17,5	60,2	38,9	44,5	30,0		39,7
H		6,5	7,9	2,1	6,6	5,1	5,3	3,7		4,6
N	0,9	3,0	2,7	0,5	1,7	1,8	4,5	1,7		0,9
O (difer.)			21,4	17,4	7,8		6,9	7,0		11,8
S	0,6	0,3	0,2	0,2		0,6	0,2	0,3		0,2
Cl	1,8	3,7		0,1	2,5	1,7	0,5	1,4	1,2	
Al	2,0					5,6			1,8	
Ba	0,6	0,5								0,001
Ca	4,0									
Cu	1,1	1,6				3,8	1,2	1,5		
Fe	14,1					8,3	25,7	13,0	10,6	
K	0,3									
Mg	0,9								0,5	
Mn	0,1								0,1	
Na	0,7									
P							0,7			
Pb	0,5	0,1				0,4	0,2		0,6	0,01
Si	7,7						2,1	9,5		
Ti							0,9			
Zn	0,9	1,2				3,4	1,9			

Nota: Ref. 01 (Keller, 2003); Ref. 02 (Trouvé, Kauffman y Delfosse, 1998); Ref. 03 (Rausa y Pollesel, 1997); Ref. 04 (Patierno et ál., 1998); Ref. 05 (Kondoh et ál., 2001); Ref. 06 (Roy y Chaala, 2001; Chaala, Ciochina y Roy, 1999); Ref. 07 (Mirabile et ál., 2002); Ref. 08 (Das et ál., 1995); Ref. 09 (Mark y Fisher, 1999; Mark, Fisher y Smith, 1998); Ref. 10 (Saxena et ál., 1995).

La variabilidad en la composición del residuo de fragmentación hace que sus propiedades también sean variables (Tabla 38). Por ejemplo, la cantidad de agua presente en el residuo puede pasar de ser casi inexistente a suponer aproximadamente un tercio de la masa del residuo. La presencia de partículas volátiles puede sufrir variaciones del 40%. Mientras que el contenido de cenizas puede ser inexistente o suponer más de la mitad del residuo. Los PCBs pueden prácticamente no existir o llegar a tener una presencia de 320 mg/kg. Asociado al contenido de carbono presente en el residuo de fragmentación, el poder calorífico puede casi triplicarse.

Tabla 38. Propiedades principales del residuo de fragmentación (Zevenhoven y Saeed, 2002)

	Ref. 01	Ref. 02	Ref. 03	Ref. 04	Ref. 05	Ref. 06	Ref. 07	Ref. 08
Contenido de agua [%]	1,3	0,8	2,2		2,0-5,0		27,3	
Volátiles [%]	74,4	61,3	54,2				52,4	
Cenizas [%]	12,1	0,8	36,2		28,0-61,0		43,2	
PCBs [mg/kg]						1,7-320,0		5,0-14,0
IPAs [mg/kg]								10,0-36,0
PCDD/F [µg/kg]								0,014
PCI [MJ/kg]			16,7					7,0-26,0
PCS [MJ/kg]	28,3	28,7			9,0-20,0		18,2	25,3-26,0
Densidad [kg/m ³]			359,0	283,0-563,0			380,0	

Nota: Ref. 01 (Rausa y Pollesel, 1997); Ref. 02 (Kondoh et ál., 2001); Ref. 03 (Mirabile et ál., 2002); Ref. 04 (Roy y Chaala, 2001; Chaala, Ciochina y Roy, 1999); Ref. 05 (Mark y Fisher, 1999; Mark, Fisher y Smith, 1998); Ref. 06 (Staudinger y Keoleian, 2001); Ref. 07 (Saxena et ál., 1995); Ref. 08 (Keller, 2003; Keller, 1999).

Finalmente, existen estudios que muestran como la composición y propiedades varían en

función de la fracción granulométrica del residuo de fragmentación que se considere (Zevenhoven y Saeed, 2002; Morselli et ál., 2010; Vermeulen et ál., 2011). Una muestra de residuo de fragmentación con 13,8 MJ/kg de poder calorífico inferior contiene una fracción material de tamaño entre 0 y 20 mm con 10,7 MJ/kg de poder calorífico inferior, una fracción de entre 20 y 50 mm con 15,2 MJ/kg, una fracción de entre 50 y 100 mm con 18,7 MJ/kg y otra con tamaño superior a 100 mm con un poder calorífico de 23,8 MJ/kg. Las mismas fracciones muestran variaciones de, entre otros: humedad (entre 1,3 y 13,9%), presencia de aceites minerales (entre 32.800 y 18.000 mg/kg), cloro orgánico (entre 6,7 y 28,7 mg/kg), mercurio (entre 0,65 y 1,02 mg/kg) o PCBs (entre 2,5 y 8,4 mg/kg) (Morselli et ál., 2010). Variaciones debidas a la variabilidad de la composición de fracciones de residuo de fragmentación de distinto tamaño (Tabla 39).

Tabla 39. Composición del residuo de fragmentación según tamaño (Morselli et ál., 2010)

Material	Tamaño: 20-50 mm	Tamaño: 50-100 mm	Tamaño: > 100 mm
Espuma	32,0%	31,0%	38,0%
Celulosa	1,0%	5,0%	-
Goma	14,0%	12,0%	-
Metales	1,0%	4,0%	-
Plástico blando	10,0%	5,0%	-
Plástico rígido	27,0%	22,0%	62,0%
Textil	14,0%	22,0%	-
Total	100,0%	100,0%	100,0%

Es pues la propia variabilidad del residuo de fragmentación la que ha motivado la búsqueda y desarrollo de tecnologías para su tratamiento basadas en principios tan distintos como la distribución granulométrica, la densidad de los materiales y componentes, el poder calorífico, la presencia de diversas sustancias y compuestos, o sus propiedades eléctricas. Por ejemplo, considerar la combinación de tamaño de partícula y densidad de cada material es el principio básico de la separación por flotación, mientras que la combinación de tamaño y propiedades electromagnéticas es la base de las tecnologías de separación mediante tambores magnéticos y corrientes de Foucault. Así, la separación de fracciones del residuo de fragmentación en función de su tamaño puede servir como paso previo para el aprovechamiento energético de la fracción con mayor contenido energético, evitar la presencia de sustancias que promuevan la emisión de contaminantes en un proceso o mejorar su rendimiento, como sucede por ejemplo en diversas tecnologías de tratamiento termo-químico expuestas en apartados posteriores.

Dada la complejidad que supondría determinar una composición de referencia específica y común para evaluar las diversas tecnologías de tratamiento, y que posiblemente no sería representativa, para la exposición y estudio de las cuestiones ambientales de las tecnologías que se expondrán en los apartados siguientes se considerará como equivalente el residuo de fragmentación considerado por cada autor en el correspondiente estudio.

4.2 Tecnologías para el tratamiento del residuo de fragmentación

Existen diversos estudios que analizan y comparan tecnologías para el tratamiento del residuo de fragmentación desde diversos puntos de vista. Entre los más recientes cabe destacar:

- el análisis de las rutas de tratamiento de residuos con importantes fracciones de polímeros de Zevenhoven y Saeed (2002) en el que estudia la idoneidad del reciclado mecánico del residuo de fragmentación frente a procesos de tratamiento térmicos y otros procesos híbridos.

- el análisis de las bondades económicas e incremento de las tasas de reutilización, reciclado y recuperación derivados de la aplicación de la Directiva 2000/53/CE de GHK y Bio Intelligence Service (2006);
- la evaluación ambiental de diversos tratamientos del residuo de fragmentación de Boughthon y Horvath (2006);
- el análisis de las tasas de recuperación para diversas estrategias de tratamiento realizado por Ferrão, Nazareth y Amaral (2006);
- el estudio de las posibles alternativas para el tratamiento de los residuos de fragmentación en Dinamarca de (Moakley, Weller y Zelic, 2010);
- la comparación ambiental entre diversos procesos de tratamiento de los residuos de fragmentación del automóvil de Ciacci y otros (2010); y
- la revisión de los tratamientos de reciclado, valorización energética y química del residuo de fragmentación del automóvil de Vermeulen y otros (2011).

Partiendo de un contexto en el que el impulso para la recuperación de los residuos de fragmentación procedía de las fuerzas legislativas y no de la industria automovilística, Zevenhoven y Saeed (2002) describe y analiza diversas tecnologías de tratamiento basadas en el reciclado mecánico (R-Plus/Wesa SLF y separación por flotación) y varias tecnologías de tratamiento térmico (combustión, co-incineración, gasificación y pirólisis). En sus conclusiones destaca, en primer lugar, la importancia que ha tenido el posible depósito en vertedero de los residuos de fragmentación, dado que la industria automovilística consideraba que su depósito no generaba lixiviados. Sin embargo, la legislación sobre vehículos al final de su vida útil fuerza el desarrollo de otras tecnologías de tratamiento. En segundo lugar, respecto a dichas tecnologías de tratamiento indica que aquellas que se basan en procesos físicos y mecánicos para separar el residuo en las fracciones que lo componen suponen una mejora no suficiente para la reducción de los depósitos en vertedero. Por el contrario, destaca como más adecuados aquellos tratamientos que promueven la recuperación energética de los residuos. La co-incineración de los residuos de fragmentación con residuos sólidos urbanos (con un aporte energético de los residuos de fragmentación a la mezcla del 5-10%) sería una opción válida. Por otro lado, destaca que aquellos procesos que logran combinar la separación de las fracciones metálicas, la estabilización de sustancias peligrosas mediante la formación de escorias o residuos vitrificados y la destrucción de la fracción orgánica asociada a procesos de recuperación energética, son los que mayor interés tienen. La pirólisis complementada con un proceso de fundición de materiales es, en su opinión, la opción más interesante. Entre los ejemplos de tecnologías combinadas analizadas debemos resaltar: TwinRec (gasificación combinada con recuperación de materiales fundidos) y Reshment (pirólisis combinada con fundición de materiales).

Tras describir la situación previa a la entrada en vigor de los objetivos de la Directiva 2000/53/CE para el año 2006, el estudio de GHK y Bio Intelligence Service (2006) revela que para alcanzar los objetivos para el año 2006 y 2015 de la citada Directiva 2000/53/CE es necesario tratar los residuos derivados de la fragmentación. Esta afirmación se basa fundamentalmente en el elevado coste por unidad de masa que supondría aumentar el desmontaje de mayores cantidades de piezas y componentes. Por lo tanto, según dicho estudio las tecnologías de tratamiento de residuos post-fragmentación –con un coste de separación de materiales inferior– serán las que determinarán en que medida se incrementa la recuperación de los residuos derivados del fin de vida de vehículos. Considerando el actual estado de la técnica, las tecnologías de tratamiento post-fragmentación potencialmente aplicables en el tratamiento de los residuos de fragmentación que destaca son: VW-Sicon, Galloo, Sult, R-Plus/Wesa SLF, Citron, TwinRec, SVZ Schwarze Pumpe y Reshment. Para cada una de estas tecnologías se analizan los costes, los flujos máxicos de residuos generados y el potencial de

cumplimiento de las tasas de recuperación establecidas por la Directiva 2000/53/CE. El estudio muestra como las tecnologías post-fragmentación basadas en el tratamiento mecánico del residuo logran reciclar mayores proporciones de materiales, mientras que las tecnologías basadas en tratamientos térmicos permiten valorizar mayores cuotas de material (Tabla 40).

Tabla 40. Descripción de las tecnologías post-fragmentación (GHK y Bio Intelligence Service, 2006)

Tecnología	Tipo de tecnología	Salidas aproximadas del tratamiento [% en peso]
VW-Sicon	Separación mecánica	Gránulos triturados 36%, fibras trituradas 31%, metales 8%
Galloo	Separación mecánica	Plásticos reciclados 9%, metales 30%, combustibles derivados 13%
Sult	Separación mecánica	Polímeros 50%, minerales 20%, metales 10%
R-Plus/Wesa SLF	Separación mecánica	Fracción orgánica 60%, metales 5%, minerales 35%
Citron	Tratamiento térmico, óxido-reducción	Fe concentrado 45%, cinc concentrado 4,3%, mercurio 0,7%, recuperación energética 50% (hasta el)
TwinRec	Tratamiento térmico, gasificación	Metales 8%, gránulos vitrificados 25%, recuperación energética 52%,
SVZ Schwarze Pumpe	Tratamiento térmico, gasificación	Gas de síntesis 75%, metales 8%
Reshment	Separación mecánica y tratamiento térmico	No disponible

Boughton y Horvath (2006) compara el impacto ambiental y sobre la salud humana de diversos tratamientos de recuperación del residuo de fragmentación frente al depósito en vertedero. Las alternativas de tratamiento que considera son: la hidrólisis del residuo para la obtención de combustible ligero, la utilización del residuo como suplemento energético y material en la fabricación de cemento y la recuperación material del residuo para su reciclado (tomando como referencia la tecnología ANL desarrollada por Argonne National Laboratory). Como metodología de evaluación de las distintas opciones de tratamiento aplica la metodología del Análisis del Ciclo de Vida para determinar el impacto potencial para las categorías de: calentamiento global, toxicidad acuática en agua dulce, acidificación, eutrofización, toxicidad humana, oxidación fotoquímica y ecotoxicidad terrestre. Como conclusión indica que la utilización del residuo de fragmentación como suplemento energético y material en la fabricación de cemento es la opción más beneficiosa para el medio ambiente.

Ferrão, Nazareth y Amaral (2006), utilizando la composición media de los vehículos en Europa, Japón y Estados Unidos, evalúa diversas estrategias de tratamiento con el ánimo de determinar aquellas que logren mayores tasas de recuperación. Además de identificar que las mayores tasas de recuperación se logran cuando la composición del vehículo presenta mayor cantidad de metales, concluye que las tecnologías de separación mecánica avanzada del residuo de fragmentación pueden alcanzar más fácilmente la tasa de reciclado del 85% fijada por la Directiva 2000/53/CE que las tecnologías basadas en la recuperación energética del residuo. Pues, mientras que los residuos vitrificados obtenidos con las tecnologías basadas en la recuperación energética del residuo no sean recuperados, en modo alguno su tasa de recuperación alcanzará dicho valor. Sin embargo, indica que la aplicación de técnicas de recuperación energética del residuo de fragmentación, como complemento de técnicas de separación mecánica avanzada, supondría incrementar aún más dicha tasa de recuperación.

Más recientemente Moakley, Weller y Zelic (2010), tras analizar la situación danesa y las alternativas de tratamiento post-fragmentación posibles, concluye que la opción con mayor potencial para el tratamiento de los residuos de fragmentación es la co-incineración de los residuos de fragmentación con residuos sólidos urbanos. A esta conclusión llega tras considerar diversas tecnologías de separación físico-mecánica y el estudio de Malkow (2004) sobre las

posibilidades de la pirólisis, la gasificación y la co-incineración.

Ciacci y otros (2010) utilizando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida compara cinco estrategias para el tratamiento de los residuos de fragmentación. Los tratamientos para los que caracteriza y cuantifica el impacto ambiental son: el depósito en vertedero, la mejora de la recuperación físico-mecánica de los metales no férricos, el tratamiento térmico y la recuperación energética mediante la co-incineración de un 5% de residuo de fragmentación con residuos sólidos urbanos, la recuperación avanzada del residuo según la tecnología ANL desarrollada por Argonne National Laboratory y, como última alternativa, un proceso de pirólisis y gasificación (denominado Thermosteact-Process) para la conversión en metanol y otros combustibles del residuo de fragmentación. En sus conclusiones indica que, además de suponer un decremento de la cantidad de residuos a depositar en vertedero, todas las alternativas son ambientalmente más beneficiosas que el depósito en vertedero. Si bien la co-incineración del residuo de fragmentación mezclado con residuos sólidos urbanos es una opción adecuada, esta solución no debería ser considerada a largo plazo dado que presupone no lograr las tasas de reutilización y reciclado exigidas por la Directiva 2000/53/CE. Como mejor alternativa, dados los beneficios ambientales que pueden suponer, identifica los tratamientos basados en la recuperación material y energética como ANL, la pirólisis y la gasificación para la conversión en combustible Thermosteact-Process.

Vermeulen y otros (2011) tras revisar diversas publicaciones identifica cuatro fases en el fin de vida de los vehículos. La primera fase incluye los procesos de descontaminación y desmontaje (en centros autorizados de tratamiento) y la fragmentación (en instalaciones de fragmentación). La segunda fase se corresponde con el tratamiento físico-mecánico avanzado del residuo de fragmentación resultante de la fase primera para su utilización directa. Estos tratamientos son básicamente una mejora o refinado de los tratamientos de trituración y de separación aplicados en los procesos de fragmentación de la primera fase, siendo su finalidad extraer fundamentalmente las fracciones poliméricas presentes en el residuo de fragmentación. Las tecnologías post-fragmentación basadas en el tratamiento físico-mecánico avanzado del residuo de fragmentación que identifica son: ANL, Galloo, MBA-polymers, Salyp process, Stena, R-Plus/Wesa-SLF y VW-Sicon. Siendo VW-Sicon, R-Plus/Wesa-SLF, ANL y Galloo las tecnologías que alcanzan mayores tasas de recuperación. En esta fase se puede incluir además, la conversión del residuo en combustible y la utilización del residuo como parte de otros productos. El elevado poder calorífico del residuo de fragmentación (14-30 MJ/kg) presupone una buena base para su utilización como combustible. Sin embargo, dada la presencia de grandes cantidades de ceniza y altas concentraciones de cloro y metales pesados, es necesario separar los materiales combustibles del resto de materiales presentes en el residuo de fragmentación. La fracción de materiales combustibles obtenida podrá entonces ser utilizada como combustible. El proceso de hidrólisis para la obtención de combustible descrito por Boughton y Horvath (2006) representa un caso típico en el que se obtiene combustible. Por otro lado, la posibilidad de utilizar el residuo de fragmentación (o alguna de sus fracciones obtenidas en algún proceso previo de separación) como material o carga con baja granulometría para la obtención de composites, asfaltos y hormigones sería la otra alternativa. Vermeulen y otros (2011) cita como ejemplo de tecnología para este caso el proceso Reshment, que combina el tratamiento mecánico y térmico del residuo de fragmentación para obtener metales recuperables y material vitrificado para carreteras. La tercera fase se corresponde con la recuperación energética directa del residuo de fragmentación. La incineración del residuo de fragmentación sin tratamiento previo con otros residuos (en incineradores de parrilla, de lecho fluidificado, hornos rotativos y hornos de cementera) y la utilización del residuo de fragmentación como combustible en procesos metalúrgicos (en horno alto y en fundiciones de metales no férricos) son posibles alternativas para la recuperación de materiales y energía.

Para casi todas las alternativas el uso del residuo de fragmentación se ve limitado en provecho de la estabilidad y adecuación técnica del proceso principal. Así, la utilización en horno alto no debería superar el 3% del combustible, el 10-20% para la incineración con residuos sólidos urbanos en incineradoras de parrilla, el 25% en lecho fluidificado con un 25% de residuos derivados de combustibles, un 50% de residuos de tratamiento de aguas residuales, y por debajo del 50% en hornos de cementera. Aun así, su utilización puede suponer un incremento sustancial de las emisiones y residuos del proceso (al aumentar la presencia de cloro y metales pesados o la generación de cenizas), o mayores dificultades técnicas de operación. Por ejemplo, la utilización en procesos metalúrgicos de metales no férricos resulta cuanto menos difícil dada la presencia de aluminio y de elevadas cantidades de cenizas. Algo parecido sucede con la inyección directa del residuo de fragmentación en horno alto, en donde debido a la necesidad de corregir y prevenir la variabilidad del residuo de fragmentación puro su aplicación industrial no es interesante (Mirabile et ál., 2002; Vermeulen et ál., 2011). Sin embargo, estos procesos pueden ser adecuados cuando se trata de recuperar un residuo de fragmentación tratado con mayor concentración de materiales orgánicos y poliméricos (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007; Vermeulen et ál., 2011). La cuarta fase identificada es el tratamiento termoquímico de residuos. Basados en la descomposición de sustancias presentes en el residuo en gases y líquidos por aplicación de calor, considera los tratamientos de pirólisis y gasificación. Como salida principal estos tratamientos permiten la obtención de gases y líquidos útiles como combustibles, mientras que los residuos derivados (carbón, cenizas minerales y metales presentes en el residuo) pueden ser recuperados o reciclados. Entre las tecnologías de pirólisis destaca el proceso de Ebara (tecnología TwinRec) y el proceso PKA –ambas combinadas con la gasificación–, y el proceso PyroMelt. Para las tecnologías de gasificación destaca el proceso SVZ Schwarze Pumpe y la gasificación secuencial en horno rotativo. Además, resalta como tecnologías de gasificación a considerar en un futuro la gasificación catalítica con generación de hidrógeno y la pirólisis con microondas complementada con un proceso de gasificación con vapor. Vermeulen (Vermeulen et ál., 2011) en sus conclusiones indica que aunque la presencia de PUR, PVC, PE y PP en el residuo de fragmentación puede dificultar el proceso de pirólisis e incrementar las emisiones de contaminantes y residuos, en principio la pirólisis es un tratamiento ambientalmente menos lesivo (cumpliendo con los límites de emisiones) que la gasificación. Sin embargo, las últimas tecnologías de gasificación secuencial, su combinación con el tratamiento previo del residuo de fragmentación y procesos de pirólisis, permiten que la gasificación genere emisiones por debajo de los límites legales. Por otro lado, se debe indicar que la tercera fase, recuperación secundaria avanzada del residuo de fragmentación, y la cuarta fase, recuperación de la energía contenida en el residuo de fragmentación, son fases alternativas. Finalmente, el estudio indica que los tratamientos que promueven la recuperación energética como la co-incineración, la pirólisis o la gasificación suponen una mejora ambiental mayor. Sin embargo, estos tratamientos deben de implementar sistemas de abatimiento y control de las emisiones para asegurar el cumplimiento de los límites vigentes.

Considerando la bibliografía expuesta, las tecnologías para el tratamiento de los residuos se pueden agrupar en cuatro grupos (Figura 27):

1. Depósito en vertedero.
2. Tecnologías de tratamiento avanzado para la separación de fracciones basadas en procesos físicos y mecánicos.
3. Tecnologías de tratamiento térmico y químico que promueven la recuperación material y energética.
4. Tecnologías de tratamiento híbridas que combinan dos o más de las tecnologías anteriores.

Actualmente, aunque no es la opción de tratamiento de residuos preferente según el principio jerárquico de la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de

noviembre de 2008, sobre los residuos, el depósito en vertedero de los residuos de fragmentación es la opción de tratamiento más común en la mayoría de países europeos. Según los datos disponibles en Eurostat (2011), como promedio, más del 85% de la fracción ligera obtenida tras la fragmentación (aquella que no incluye metales férricos o metales no férricos) es depositada en vertedero. Además, si bien la legislación europea limita mediante la Directiva 2000/53/CE la cantidad de residuo a depositar en vertedero, esta posibilidad continuará siendo una alternativa válida para un máximo del 5% de la masa del vehículo. Estas pueden ser algunas de las causas que hacen que sirva de referencia cuando se quieren comparar o analizar tecnologías de tratamiento del residuo de fragmentación (Boughton y Horvath, 2006; Ciacci et ál., 2010; Moakley, Weller y Zelic, 2010). Por lo tanto, en este estudio se considerarán los aspectos ambientales del depósito en vertedero adecuado para residuos de fragmentación (apartado 4.3).

Respecto al tratamiento avanzado mediante procesos físico-mecánicos, las tecnologías identificadas como más adecuadas son aquellas que combinan procesos de separación tradicionales –separación magnética, corrientes de Foucault, clasificación mediante tamices o trómel, separación neumática y separación por aspiración– y, opcionalmente, procesos de separación basados en la diferencia de densidad de los materiales. De este modo, las cuatro tecnologías que se consideran en el presente estudio son aquellas que según (Moakley, Weller y Zelic, 2010) superan la tasa de recuperación del 90% en el cómputo global de fin de vida del vehículo son: R-Plus/Wesa SLF (apartado 4.4.1), Salyp (apartado 4.4.2), VW-Sicon (apartado 4.4.3) y ANL (apartado 4.4.4).

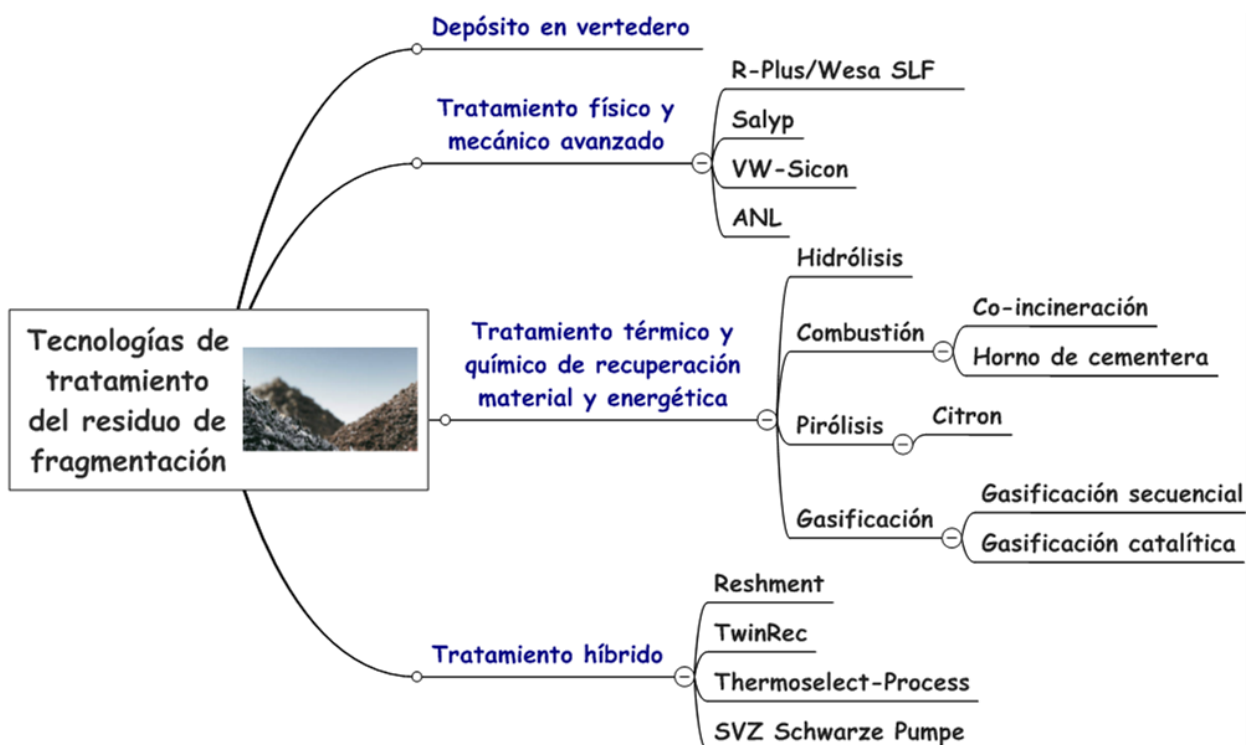


Figura 27. Tecnologías de tratamiento consideradas

El conjunto de tecnologías más amplio a analizar son las tecnologías de tratamiento térmico y químico que promueven la recuperación material y energética del residuo de fragmentación. Las tecnologías identificadas pueden a su vez subdividirse en 4 subgrupos: hidrólisis, combustión, pirólisis y gasificación. En el primer lugar, apartado 4.5.1, se mostrará la tecnología de hidrólisis aplicada al residuo de fragmentación considerada por Boughton y Horvath (2006). Posteriormente, en el apartado 4.5.2 se expondrán aquellas tecnologías de tratamiento que permiten la recuperación del residuo de fragmentación mediante su combustión. Si bien en la

literatura se identifican diversas tecnologías aplicables, sólo se considerarán en este apartado la co-incineración con residuos sólidos municipales (apartado 4.5.2.1) y su utilización como suplemento energético y mineral en horno de cementera (apartado 4.5.2.2). Otras tecnologías de tratamiento basadas en la combustión no se consideran en este apartado debido a que son realmente aplicables a la fracción plástica del residuo de fragmentación –y no al residuo de fragmentación en su conjunto–, por lo que serán expuestas en capítulo quinto. Seguidamente se expondrá como ejemplo del posible tratamiento pirolítico del residuo de fragmentación la tecnología Citron (apartado 4.5.3.1). Finalmente, el apartado finalizará con el estudio de la gasificación. Para ello se considerará un estudio de campo sobre la gasificación secuencial en horno rotativo (apartado 4.5.4.1) y un estudio previo a la etapa de industrialización de la gasificación catalítica (apartado 4.5.4.2).

Por último, como tecnologías de tratamiento híbridas que combinan dos o más de las tecnologías previamente expuestas, destacan las tecnologías Reshment (apartado 4.6.1), TwinRec (apartado 4.6.2), Thermoselect-Process (apartado 4.6.3) y SVZ Schwarze Pumpe (apartado 4.6.4).

4.3 Depósito en vertedero

En primer lugar, debe indicarse que el depósito en vertedero es, como opción de tratamiento del residuo de fragmentación, ampliamente difundida. La existencia en el año 2004 de 465 complejos e instalaciones para el depósito de residuos en vertedero que referencia el Registro Europeo de Emisiones y Transferencias de Contaminantes para el conjunto de países de la Unión Europea, año 2009 (European Environment Agency, 2009) así lo refleja. Si además consideramos el orden de magnitud de la capacidad de almacenamiento disponible, $1,18 \cdot 10^{-1}$ millones de metros cúbicos por complejo o instalación (Doka, 2009), se puede decir que esta tecnología es una opción de tratamiento accesible y disponible.

En segundo lugar, recordar que tal y como se ha comentado en el apartado 4.1, el residuo de fragmentación es una mezcla heterogénea y variable de plásticos, espumas, gomas, metales férricos, metales no férricos, fibras, aceites y lubricantes, fluidos diversos, vidrios, cerámicas, tierras y otros residuos que puede ser clasificada como peligrosa en función de la presencia ciertas sustancias que pueden generar emisiones de metales pesados, dioxinas, furanos, etc. En esta línea, el capítulo 1910 Residuos procedentes del fragmentado de residuo que contienen metales del Listado Europeo de Residuos permite su clasificación como residuo peligroso o como residuo no peligroso, en función de la presencia de sustancias peligrosas. La presencia de cloro, retardantes de llama bromados, aceites usados, lubricantes, metales pesados y metales, compuestos orgánicos clorados, dioxinas y furanos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, contaminantes orgánicos persistentes y otros contaminantes, hacen que en Europa el residuo de fragmentación sea habitualmente considerado un residuo peligroso (Morselli et ál., 2010; Mancini, Tamma y Viotti, 2010; Vermeulen et ál., 2011). Sirva como ejemplo la presencia de aceites minerales. Si se detectan aceites minerales en un porcentaje superior al 0,1% de la masa del residuo de fragmentación éste será clasificado como residuo peligroso.

Por otro lado, es habitual que como residuo peligroso comparta vertedero con residuos sólidos municipales, residuos procedentes del tratamiento de aguas, materiales inertes, residuos inorgánicos de construcción o escorias procedentes de la incineración de residuos sólidos municipales, entre otros (Doka, 2009). Al igual que el resto de residuos, una característica fundamental del residuo de fragmentación es la generación de lixiviados con presencia de contaminantes. Estos lixiviados se mantienen por debajo de los límites establecidos para su depósito en este tipo de instalaciones (González-Fernández et ál., 2008). Sin embargo, y a diferencia de algunos de los residuos con los que comparte vertedero, de acuerdo con la propia

composición del residuo de fragmentación es razonable asumir que su contribución a la formación de biogás en vertedero es nula, aun cuando se considere la posible degradación de su fracción polimérica (Boughton y Horvath, 2006; Ciacci et ál., 2010).

Las dos características indicadas –generación de lixiviados y no generación de biogás– son fundamentales para establecer las entradas materiales, la energía, las emisiones y los vertidos asociados al depósito en vertedero (Figura 28).

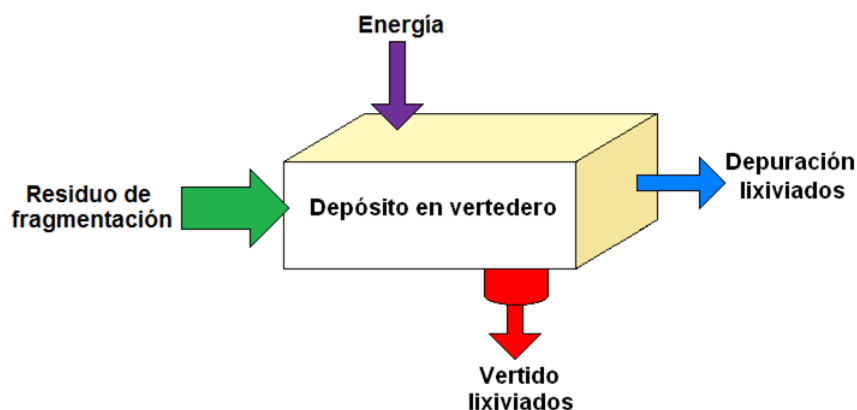


Figura 28. Esquema del depósito en vertedero del residuo de fragmentación

Para determinar los aspectos ambientales del depósito en vertedero del residuo de fragmentación se considerarán las cuestiones ambientales asociadas a la energía utilizada para la manipulación del residuo en las instalaciones de depósito y los lixiviados generados según la tipología de vertedero.

Para la primera cuestión se considera el consumo de combustible asociado al volumen de residuo depositado en un vertedero genérico reportado por White y otros (White, Franke y Hindle, 1995), estimado en 0,6 litros de combustible diésel por metro cúbico de residuo tratado. Es decir, $5,19 \cdot 10^{-4}$ TEP de energía por metro cúbico de residuo tratado. La densidad del residuo de fragmentación se calcula como la media de las densidades mostradas en la Tabla 38.

Respecto a la generación de lixiviados, se consideran como principales variables que definen la cantidad y composición de los mismos el volumen de agua de lluvia que percola a través de los residuos, el tipo de vertedero y el número de años que el vertedero está activo durante los que se considera que se generan lixiviados. La cantidad de agua que percola a través del residuo puede variar entre los 5 litros por tonelada y año (White, Franke y Hindle, 1995) y los 17 litros por tonelada de residuo y año (Doka, 2009). Considerando un valor medio de percolación, una vida del vertedero de 30 años y una densidad del residuo de 1 t/m^3 , el volumen total de lixiviados generados es aproximadamente de 330 litros por tonelada de residuo. Del volumen total de lixiviados, se considera que un 70% es recogido y remitido para su tratamiento mientras que el 30% restante es vertido en forma de fugas (White, Franke y Hindle, 1995).

Finalmente, se establece la composición de los lixiviados. Para su determinación se han tendido en cuenta las consideraciones realizadas por González-Fernández y otros (2008) en cuanto a la presencia de metales en los lixiviados de los residuos de fragmentación. Dichos autores, tras analizar diversas muestras de lixiviados de residuos de fragmentación indican que las cantidades de metales pesados son inferiores a las exigidas por la legislación para su depósito en vertedero. Además, al comparar sus resultados con la composición de los lixiviados de residuos sólidos municipales (White, Franke y Hindle, 1995) con los que comparte depósito, se observa que los valores de metales pesados obtenidos en su análisis son inferiores a los valores de metales pesados correspondientes al lixiviado de residuos sólidos municipales. Por lo tanto, y manteniendo una postura conservadora, se ha considerado que la composición de los lixiviados de los residuos de fragmentación es igual a la de los residuos sólidos municipales

(Tabla 41).

Tabla 41. Composición de los lixiviados (White, Franke y Hindle, 1995)

Contaminante	Cantidad	Ud.	Contaminante	Cantidad	Ud.
Aluminio	2,40	mg/l	Benzo(a)pireno	250,00	ng/l
Amonio	210,00	mg/l	Benceno	37,00	µg/l
Antimonio	66,00	µg/l	Clorobenceno	7,00	µg/l
Arsénico	14,00	µg/l	Cloroformo	29,00	µg/l
Berilio	4,80	µg/l	Clorofenol	510,00	ng/l
Cadmio	14,00	µg/l	Diclorometano	440,00	µg/l
Cloro	590,00	mg/l	Dioxinas/Furanos (TEQ) ^h	0,32	ng/l
Cromo	60,00	µg/l	Endrina	250,00	ng/l
Cobre	54,00	µg/l	Etilbenceno	58,00	µg/l
Flúor	390,00	µg/l	Hexaclorobenceno	1,80	µg/l
Hierro	95,00	mg/l	Isoforona	76,00	µg/l
Plomo	63,00	µg/l	PCB	730,00	ng/l
Mercurio	600,00	ng/l	Pentaclorofenol	45,00	µg/l
Níquel	170,00	µg/l	Fenol	380,00	µg/l
Cinc	680,00	µg/l	Tetraclorometano	200,00	µg/l
Halógeno orgánico adsorbible	2,00	mg/l	Tolueno	410,00	µg/l
Demanda química de oxígeno	1.900,00	mg/l	Toxafeno	1,00	µg/l
1,1,1 tricloroetano	86,00	µg/l	Tricloroetano	43,00	µg/l
1,2 dicloroetano	10,00	µg/l	Cloruro de vinilo	40,00	µg/l
2,4 dicloroetano	130,00	µg/l			

Finalmente, en la Tabla 42 se muestra el inventario del depósito en vertedero asociado a 1 t de residuo de fragmentación.

Tabla 42. Inventario del depósito en vertedero, por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación (masa)	1.000,00	kg
Residuo de fragmentación (volumen)	2,52	m ³
Combustible diesel quemado en maquinaria vertedero	1,51	l
Salidas	Cantidad	Ud.
Agua ⁽¹⁾ , lixiviados recogidos	582,96	l
Vertidos	Cantidad	Ud.
Agua ⁽¹⁾ , lixiviados fugados	249,84	l

Nota: De igual composición a la referida en la Tabla 41, la cantidad de contaminantes se determinará considerando la cantidad de cada contaminante por litro de lixiviado y el volumen de lixiviado aquí indicado.

4.4 Tratamientos físicos y mecánicos avanzados

En los apartados siguientes se expondrán las tecnologías de tratamiento avanzado del residuo de fragmentación mediante procesos físicos y mecánicos. En primer lugar, se presentará la tecnología R-Plus/Wesa SLF (apartado R-Plus/Wesa SLF), seguida de la tecnología Salyp

^h TEQ = equivalencia tóxica de dioxinas. Se calcula equiparando todas las dioxinas y furanos tóxicos en términos de la forma más tóxica de dioxina, la 2, 3, 7, 8 tetraclorodibenzo-p-dioxina.

(apartado 4.4.2), después la tecnología VW-Sicon (apartado 4.4.3) y, finalmente, la tecnología ANL (apartado 4.4.4).

4.4.1 R-Plus/Wesa SLF

La tecnología R-Plus/Wesa SLF (LSD GmbH, 2008) aplica procesos de tamizado en seco –aprovechando la diferencia de densidad de los materiales– para separar las fracciones orgánicas e inorgánicas del residuo de fragmentación. Para lograrlo, es necesaria la desintegración del residuo de fragmentación en partículas de tamaño inferior a los 7 mm, de modo que se separen los materiales presentes en piezas y partículas más grandes. En la Figura 29 se pueden observar las distintas etapas del proceso. En la primera etapa, las partículas de tamaño inferior a 1,2 mm (arenas, vidrio y otros minerales) son extraídas del proceso. Además, esta primera etapa permite que las partículas con un tamaño de entre 1,2 mm y 7 mm sean remitidas directamente –evitando las etapas de pre-corte y trituración– a la etapa de secado. Dada la variabilidad y heterogeneidad del propio residuo de fragmentación, resulta difícil establecer qué porcentaje del residuo de fragmentación tiene un tamaño inferior a 7 mm. Considerando el estudio recopilatorio de Mancini (Mancini, Tamma y Viotti, 2010), entre el 6,1% y el 75,0% de la masa del residuo de fragmentación tiene un tamaño inferior a los 10 mm. Posteriormente, y antes de la etapa de trituración, se extraen los metales férricos. Tras la trituración, la aplicación de una separación de residuos ligeros mediante aire y el tamizado del flujo principal de material permite separar por un lado espumas y residuos ligeros, y por otro, cobre, una fracción de minerales y metales y otra orgánica. La fracción de minerales y metales es mezclada con las arenas, vidrio y minerales extraídos en la primera etapa. Para mejorar la separación y evitar su aglomeración, tras la trituración se procede a secar el material. La cantidad de agua presente en el material varía en función de la época del año y del origen del residuo de fragmentación, siendo habitual que el contenido de agua se sitúe entre el 5 y el 25% del peso. El proceso de secado se produce en una cinta secadora, hasta reducir el contenido de agua al 2% del peso (Sattler y Laage, 2000). Los metales férricos y no férricos obtenidos suponen aproximadamente el 5% de la masa del residuo fragmentado seco. Dado que los metales presentes en el residuo de fragmentación están compuestos por un tercio de metales no férricos y dos tercios de metales férricos (Junghanss, 2000), se considera que se mantiene la misma proporción en los metales extraídos. Su destino más habitual es el reciclado en la industria metalúrgica. La fracción mineral (arena, vidrio, minerales y metales no separados) supone el 35% de la masa del residuo fragmentado seco. En este caso, esta fracción puede ser utilizada como material de sustitución en la fabricación de hormigones, asfaltos u otras aplicaciones similares, o bien puede ser depositado en vertedero. La fracción orgánica extraída representa el 60% de la masa del residuo fragmentado seco (GHK y Bio Intelligence Service, 2006; Hjelm et al., 2009). La composición –carbono (50%), hidrógeno (6%), oxígeno (12%) y cenizas (20-28%)– y el poder calorífico –superior a los 23 MJ/kg– hacen que la fracción orgánica sea apta para su uso como materia prima en procesos de recuperación energética o química (Sattler y Laage, 2000). Considerando estos datos y el global del sistema de fin de vida de vehículos, Moakley (Moakley, Weller y Zelic, 2010) estima en que esta tecnología permitiría alcanzar una tasa máxima de recuperación del 100% de la masa del vehículo.

En la bibliografía consultada no se ha detectado inventario alguno del proceso. Por lo tanto, y dado que se trata de una tecnología que combina procesos industriales de la industria del reciclado y de la industria para el tratamiento de materias primas minerales, se determinará la energía eléctrica y calorífica necesaria para el tratamiento de una tonelada de residuo de fragmentación a partir del esquema de la planta piloto Wesa SLF situada en Eppingen, Alemania.

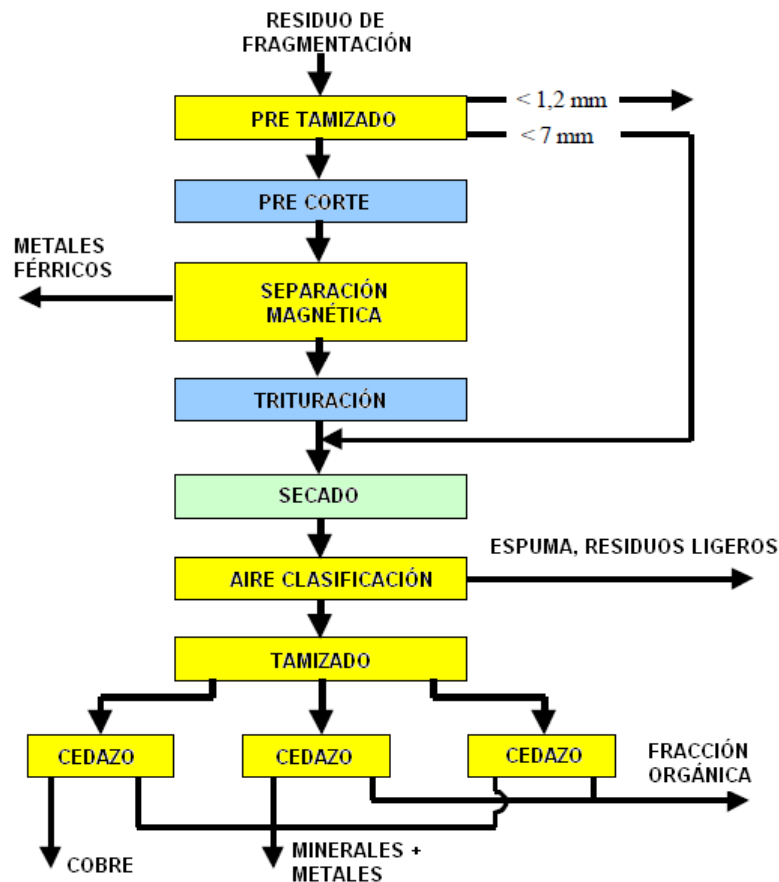


Figura 29. Esquema del proceso de tamizado, corte y separación R-Plus/Wesa SLF (Sattler y Laage, 2000)

La referida planta piloto (Figura 30) tiene capacidad para tratar hasta 4 t/h de residuo de fragmentación (Sattler, 2001). Los principales consumos energéticos de dicha planta están asociados a las etapas de: pre-tamizado, pre-corte con cizalla rotativa, triturado con cortadora de doble eje, secado del residuo en cinta secadora y dos etapas de tamizado. Las etapas de pre-tamizado, pre-corte, triturado y tamizado final precisan de energía eléctrica para su funcionamiento, mientras que en la etapa de secado se consume fundamentalmente energía calorífica para la evaporación de parte del agua presente en el residuo. Destacar que para el cálculo de la energía eléctrica se ha considerado que:

- el 100% del residuo de fragmentación es tratado en la etapa de pre-tamizado;
- se considera que el 6,1% del residuo de fragmentación tiene un tamaño de partícula inferior a los 7 mm, por lo que dicha cantidad no es tratada en la etapa de pre-corte;
- en la etapa de triturado, además del porcentaje de material anterior no tratado tampoco se tratan los metales férricos extraídos (2,89% del residuo de fragmentación), por lo que en esta etapa y en la etapa de secado sólo se trata el 91,01% del residuo que inicial;
- finalmente, a las etapas finales de tamizado y separación sólo llega el 77,71% del residuo que inició el tratamiento.

Para las etapas de pre-tamizado y tamizado final se considera la instalación de tamices Manfredini & Schianchi de la serie IV modelo 145S, potencia eléctrica instalada de 2 kW y malla de 1,65x0,90 m² (Manfredini & Schianchi, 2011). Para estimar la capacidad de separación de los tamices se considera que por cada 1 mm de abertura de malla un tamiz puede tratar 0,27 kg/s·m² (McCabe, Smith y Harriot, 2002).

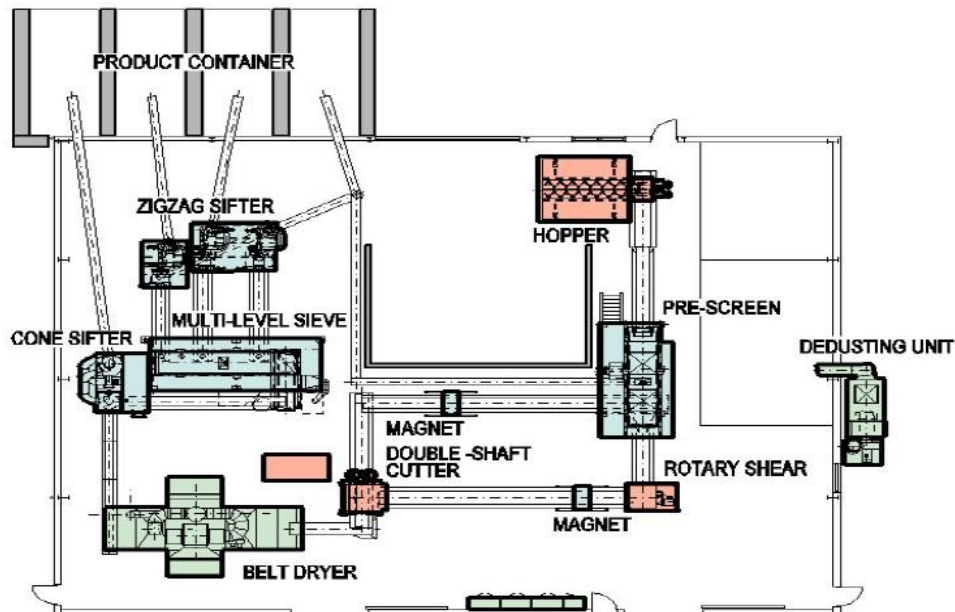


Figura 30. Esquema planta piloto Wesa SLF (Sattler, 2001)

Para estimar la energía necesaria para reducir de tamaño el residuo de fragmentación se aplicará la Ley de Bondⁱ. Para la etapa de pre-corte se supone que:

- las partículas de entrada son uniformes y esféricas –diámetro igual a 35 mm;
- las partículas de salida son uniformes y esféricas –diámetro igual a 20 mm;
- la densidad media del material es de 1,1 gr/cm³; y
- un ángulo de presión para el pre-corte igual a 135°.

Mientras que para la etapa de trituración:

- las partículas de entrada son uniformes y esféricas –diámetro igual a 20 mm;
- las partículas de salida son uniformes y esféricas –diámetro igual a 5 mm;
- la densidad media del material es de 1,1 gr/cm³; y
- un ángulo de presión para el pre-corte igual a 135°.

Bajo estas suposiciones, se estima que en conjunto se consumen 2,44 kWh de energía eléctrica por tonelada de residuo de fragmentación tratado. Siendo la etapa de triturado la que mayor cantidad de energía requiere (1,73 kWh), seguida de la etapa de tamizado final (0,34 kWh), la etapa de pre-corte (0,25 kWh) y la etapa de pre-tamizado inicial (0,13 kWh).

Para determinar la energía calorífica necesaria en el proceso de secado se considera que:

- toda el agua presente en el residuo de fragmentación inicial llega a la etapa de secado, independientemente de las cantidades de otros materiales extraídos en etapas anteriores; y
- la humedad residual del residuo secado será igual al 2%.

ⁱ Bond postuló que el trabajo requerido para formar partículas de menor tamaño a partir de alimentaciones muy grandes es proporcional a la raíz cuadrada de la relación de la superficie al volumen del producto (McCabe, Smith y Harriot, 2002). Así, $P = \dot{m} \cdot 0,3162 \cdot W_i \cdot \left(\frac{1}{\sqrt{D_{pb}}} - \frac{1}{\sqrt{D_{pa}}} \right)$ siendo: P la potencia en kW; \dot{m} el caudal en t/h; D_{pa} el diámetro de la partícula de alimentación en mm; D_{pb} el diámetro de la partícula del producto en mm; W_i el coeficiente de trabajo calculado como $W_i = 2,59 \cdot 1,1 \cdot [82 \cdot (1 - \cos a)] / D_{pa} / d$ para el que a es el ángulo de presión en radianes y d la densidad media de las partículas en t/m³.

Considerando estas premisas y las características de los módulos radiantes de la serie BR para cintas transportadoras de Manfredini & Schianchi (Manfredini & Schianchi, 2011), se estima que la energía calorífica^j para el proceso de secado es de 104,62 kWh, que suponen un consumo de gas licuado del petróleo de 10,63 Nm³ (6,90 TEP).

En conjunto este tratamiento requiere un total de 7,11 TEP por tonelada de residuo tratado, correspondiendo aproximadamente el 97% al proceso de secado.

Finalmente, en la Tabla 43 se detalla el inventario asociado al tratamiento de 1 t de residuo de fragmentación.

Tabla 43. Inventario de la tecnología R-Plus/Wesa SLF (Sattler y Laage, 2000)

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Energía eléctrica	2,44	kWh
Gas licuado del petróleo (60% propano/40% butano)	10,63	Nm ³
Salidas	Cantidad	Ud.
Metales ferrosos	28,90	kg
Metales no ferrosos	14,45	kg
Fracción orgánica (polímeros)	520,20	kg
Fracción mineral	303,45	kg
Agua evaporada	133,00	kg

4.4.2 Salyp

La tecnología de tratamiento del residuo de fragmentación Salyp permite separar en varias fracciones materiales dicho residuo. Esta tecnología es aplicada en el Salyp Recycling Centre de Ieper, Bélgica, en una planta piloto semi-comercial con una capacidad de tratamiento de entre 2 y 4 t de residuo de fragmentación por hora. La planta aplica procesos físico-mecánicos de separación –tambores magnéticos, corrientes de Foucault, tamices, separación óptica y neumática– con el objetivo de obtener fracciones materiales con un determinado grado de pureza aceptable para su posterior utilización. Las fracciones obtenidas son metales ferrosos, metales no ferrosos, polímeros (mezclas de plásticos), fibras y pequeñas partículas, vidrio y mezclas de partículas y polvo de diversos materiales. Las fracciones metálicas obtenidas son aptas para el reciclado en la industria metalúrgica. Los polímeros, las fibras y pequeñas partículas pueden ser incineradas térmicamente en procesos de recuperación energética o utilizadas como material de sustitución en hornos de cementera. Podría pensarse que los polímeros para el reciclaje de materiales, pero para tal fin debería separarse la fracción polímeros en los distintos plásticos que la forman. El vidrio obtenido en el proceso es apto para su reciclado industrial. Sin embargo, la mezcla de partículas y polvo de diversos materiales suele ser remitida para su depósito a vertederos dispuestos para tal fin (Gallon y Binder, 2006).

Considerando el total del sistema de fin de vida de vehículos, Moakley, Weller y Zelic (2010) estiman en que esta tecnología permitiría alcanzar una tasa máxima de recuperación del 97% de la masa del vehículo.

El inventario realizado por Gallon y Binder (2006) se utilizará como referencia para establecer el

^j La energía calorífica se determina aplicando la fórmula $Q = m \cdot c_{\text{especifico agua}} \cdot \Delta T + m \cdot c_{\text{latente vaporización}}$. Siendo m la masa de agua extraída y T_0 la temperatura inicial supuesta del residuo (10 °C). Se suponen unas pérdidas en el módulo radiante del 10%.

inventario de esta tecnología. Este estudio indica los consumos de materiales auxiliares del proceso y las salidas de productos y residuos derivadas del tratamiento de una tonelada de residuo de fragmentación (Tabla 44). Indicar, que se estima que el procesado de una tonelada de residuo de fragmentación precisa de 19,34 kWh de energía eléctrica ($1,66 \cdot 10^{-3}$ TEP).

Tabla 44. Inventario de la tecnología Salyp (Gallon y Binder, 2006)

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Vapor de agua	4,00	kg
Energía eléctrica	19,34	kWh
Salidas	Cantidad	Ud.
Metales ferrosos	48,42	kg
Metales no ferrosos	57,85	kg
Fracción orgánica (polímeros)	396,10	kg
Fibras y pequeñas partículas	350,20	kg
Vidrio	38,00	kg
Partículas de polvo	110,00	kg

4.4.3 VW-Sicon

La tecnología VW-Sicon desarrollada por Volkswagen AG, Sicon GmbH y otros socios tecnológicos, persigue la extracción de aquellas fracciones de materiales del residuo de fragmentación con posibilidad de ser un sustituto adecuado de diversas materias primas con mercado estable. En total existen 3 plantas industriales en funcionamiento, 2 en Austria y 1 en Francia, con capacidad para procesar en conjunto 200.000 t de residuo por año. El residuo de fragmentación es clasificado y separado en base a sus propiedades físicas combinando cinco técnicas de separación y clasificación tradicionales. Las técnicas aplicadas son: separación magnética, corrientes de Foucault (conductividad), separación por densidad, forma de la partícula y caracterización óptica. Así, mediante un proceso de lavado y flotación se mezclan los plásticos en una solución con un fluido en un tanque con agitador. En conjunto, la tecnología VW-Sicon permite extraer una fracción plástica granulada, una fracción plástica con alto contenido de cloro, una mezcla de fibras y espumas, una mezcla de minerales y finalmente metales ferrosos y metales no ferrosos (Krinke, Bobdorg-Zimmer y Goldmann, 2005; Jody y Daniels, 2006; Nemry et ál., 2008).

La primera de las fracciones orgánicas es la fracción plástica granulada con bajo contenido de cloro y metales. La mezcla se trasvasa a una unidad de separación en la que parte de los plásticos flotan y parte precipitan. Tras el proceso de separación, el fluido de la solución es recuperado y reutilizado. Esta fracción puede ser utilizada como agente reductor en hornos altos en sustitución de aceites pesados. Además, esta fracción orgánica puede separarse en diversas fracciones de plásticos con salida en el mercado como materias primas recicladas. Las principales fracciones de plásticos que se obtienen son PE, EPDM y PP. Por otro lado, la segunda fracción orgánica es la fracción plástica con alto contenido de cloro. Esta fracción está compuesta básicamente por PVC. Puede servir como materia prima para la producción de PVC aplicando la tecnología Vinyloop desarrollada por Solvay (Solvay Group, 2011). La mezcla de fibras textiles y espumas de asientos puede, o bien ser depositada en vertedero o utilizarse para el secado de lodos de depuradora en sustitución del polvo de carbón, además, posteriormente suele ser incinerada. La mezcla de minerales (vidrio, partículas finas de hierro, óxido, alambres de cobre y polvo) también puede ser deposita en vertedero o bien servir como relleno para en asfaltos, hormigones y otros materiales compuestos. Finalmente, los metales férricos y no férricos extraídos suelen ser remitidos a la industria siderometalúrgica para su reciclado (GHK y

Bio Intelligence Service, 2006; Krinke, Bobdorf-Zimmer y Goldmann, 2006). Considerando el total del sistema de fin de vida de vehículos, Moakley, Weller y Zelic (2010) estiman que esta tecnología permitiría alcanzar una tasa máxima de recuperación del 95% de la masa del vehículo.

Para determinar los aspectos ambientales del proceso VW-Sicon se ha tomado como referencia el estudio de GHK y Bio Intelligence Service (2006). Dicho estudio se utiliza para determinar las cantidades materiales de las fracciones y residuos obtenidas en el tratamiento. Sin embargo, la bibliografía analizada no ha permitido determinar el consumo energético del proceso. En su defecto, se ha estimado la demanda energética del proceso en base a la planta de tratamiento de residuos de fragmentación de ARN (2011), que aplica la tecnología VW-Sicon (Figura 31).

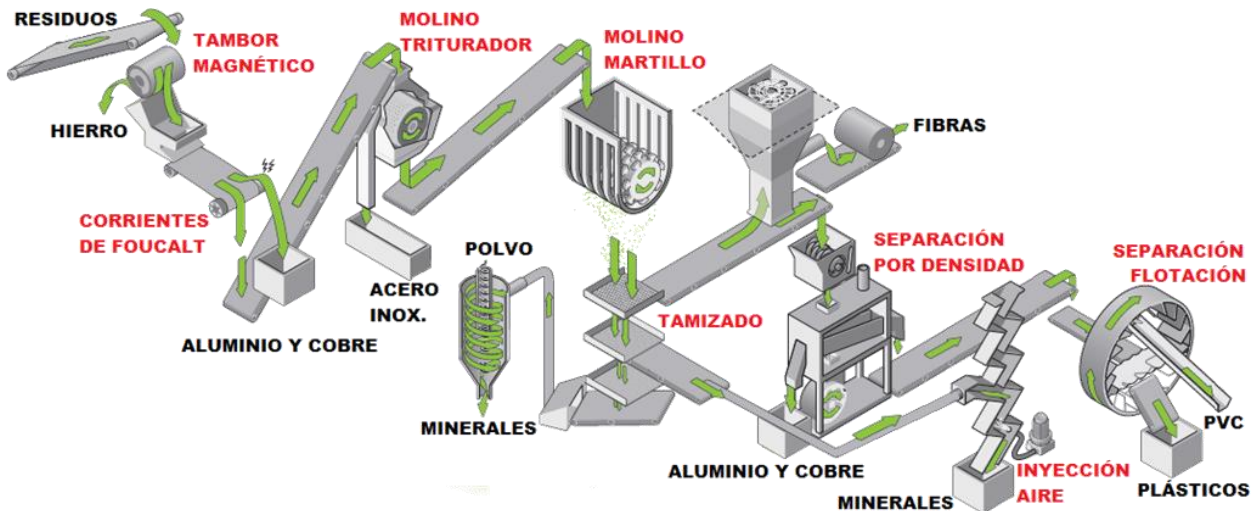


Figura 31. Planta tratamiento residuo de fragmentación, tecnología VW-Sicon (ARN, 2011)

Considerando las técnicas de tratamiento aplicadas en la planta y las distintas fracciones extraídas, se estima que:

- Todo el residuo tratado pasa por la etapa de separación magnética en la que se extrae el hierro (5% del flujo total). En la separación magnética se considera el dispositivo Magnetic Drum Separator RR Radial del fabricante Eriez y comercializado por Sicon (2011), con capacidad para tratar 40 t/h de residuo y potencia eléctrica instalada de 0,75 kW.
- La cantidad de residuo restante, 95% del flujo total, es tratada en las etapas de separación por corrientes de Foucault, trituración y reducción de tamaño (molino triturador y molino de martillo) y tamizado. Para la separación por corrientes de Foucault se considera el dispositivo para tal fin de Sicon (2011), con capacidad para 40 t/h y potencia instalada 5,5 kW. Para determinar la potencia eléctrica de las etapas de trituración y reducción de tamaño se aplica la Ley de Bond y las consideraciones descritas en el apartado 4.4.1, con la salvedad de que la reducción se produce en dos etapas: desde los 35 mm a los 25 mm de diámetro, y de los 25 mm a los 1,5 mm de diámetro de partícula.
- A partir del tamizado se generan dos flujos de residuos, uno que contiene los minerales y las partículas de polvo, y otro formado por la fracción orgánica, los metales no férricos y las fibras textiles y espumas. Se supone la instalación de tamices Manfredini & Schianchi de la serie IV modelo 145S, potencia eléctrica instalada de 2 kW y malla de 1,65x0,90 m² (Manfredini & Schianchi, 2011). Para estimar la capacidad de separación de los tamices se considera que por cada 1 mm de abertura de malla un tamiz puede tratar 0,27 kg/s·m² (McCabe, Smith y Harriot, 2002).
- A los minerales y las partículas de polvo (23,5% del flujo total) se les aplica el proceso de separación utilizando flujos de aire denominado Airsort de Sicon (2011). Se considera que

este proceso precisa de 7,6 kW de potencia eléctrica instalada por cada 30 t/h de producto procesado (Boettcher, 1972).

- Al conjunto restante formado por la fracción orgánica, los metales no férricos y las fibras textiles y espumas (71,5% del flujo total), se le extraen estas fracciones en tres etapas sucesivas. En la primera se extraen las fibras textiles y espumas (31% del flujo) mediante un sistema de aspiración. En la segunda etapa se completa la separación de los metales no férricos (3% del flujo total) mediante el proceso de separación por densidad Finestunig de Sicon (2011), que combina varias etapas de tamizado y separación magnética. En concreto, se consideran 2 etapas de tamizado y 2 etapas de separación por corrientes de Foucault. En conjunto suponen una potencia eléctrica instalada de 5,5 kW para una producción máxima de 30 t/h de residuo tratado.
- Finalmente, el material restante (37,5% del flujo total) es tratado mediante un proceso de flotación en agua denominado Polyfloat de Sicon (2011). El proceso se modeliza considerando como maquinaria principal 2 centrifugadoras mecánicas para el secado de plásticos Mechanical Drying Centrifuge Sicon 3e (Sicon, 2011), con una capacidad de producción de 7 t/h por unidad y 55 kW potencia eléctrica instalada por unidad.

Las consideraciones descritas permiten determinar un consumo eléctrico de 8,04 kWh ($6,91 \cdot 10^{-4}$ TEP) por tonelada de residuo tratado. Siendo la etapa de reducción de tamaño el 51,24% del consumo eléctrico (1,77% molino triturador y 49,46% molino de matillos), seguido de la separación por flotación en agua (36,63%), el tamizado (8,61%), la separación por corrientes de Foucault (1,62%), la separación por densidad (0,92%), la separación por flujo de aire (0,74%) y la separación magnética (0,23%).

Por último, en la Tabla 45 se detalla el inventario asociado al tratamiento de 1 t de residuo de fragmentación mediante la tecnología VW-Sicon.

Tabla 45. Inventario del tratamiento VW-Sicon (GHK y Bio Intelligence Service, 2006)

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Energía eléctrica	8,04	kWh
Salidas	Cantidad	Ud.
Metales ferrosos	50,00	kg
Metales no ferrosos	30,00	kg
Fibras textiles y espumas	310,00	kg
Mezcla de minerales	220,00	kg
Fracción plástico alto contenido PVC	30,00	kg
Mezcla de plástico granulado bajo contenido Cl	200,00	kg
Polietileno	20,00	kg
Caucho Etileno Propileno Dieno	50,00	kg
Polipropileno	50,00	kg
Lodos	10,00	kg
Agua de proceso	15,00	kg
Partículas de polvo	15,00	kg

4.4.4 ANL

Con el fin de separar las distintas fracciones poliméricas presentes en el residuo de fragmentación, el Argonne National Laboratory (ANL) desarrolló una tecnología que permite recuperar el 90% de los plásticos presentes con una pureza del 95%. Los estudios analizados hacen referencia a la existencia de una planta piloto del propio Argonne National Laboratory –

Estados Unidos– con capacidad para tratar hasta 18 t de residuo de fragmentación por hora. No se ha detectado la existencia de otras instalaciones que apliquen esta tecnología de tratamiento. En dichas instalaciones, los plásticos extraídos y clasificados pueden ser utilizados –sustituyendo a otros polímeros vírgenes– para fabricar nuevos productos plásticos. Considerando el total del sistema de fin de vida de vehículos, Moakley, Weller y Zelic (2010) estiman que esta tecnología permitiría alcanzar una tasa máxima de recuperación del 94% de la masa del vehículo. Básicamente, esta tecnología consta de una separación y reducción de tamaño mecánica (Figura 32) mediante procesos de trituración, separación en trómel, tambores magnéticos, corrientes de Foucault, tamizado y aspiración, y un sistema de separación por flotación (Figura 33). En la primera etapa se extraen los metales férricos y no férricos del flujo de plásticos, además de la espuma de PUR y mezclas de materiales finos. Como resultado de esta etapa se obtiene un flujo concentrado de plásticos que se procesa en la etapa siguiente. En la segunda etapa se separan los distintos plásticos y gomas que forman el concentrado de plásticos. En la separación por flotación se utiliza como medio una mezcla de agua, sal común y una mezcla de alcohol lineal alcoxilado y metil siloxano (como agente surfactante). Las principales fracciones poliméricas recuperadas son: polipropileno, polietileno, acrilonitrilo butadieno estireno y poliestireno de alto impacto (Jody y Daniels, 2006; Gallon y Binder, 2006; Argonne National Laboratory, 2007).

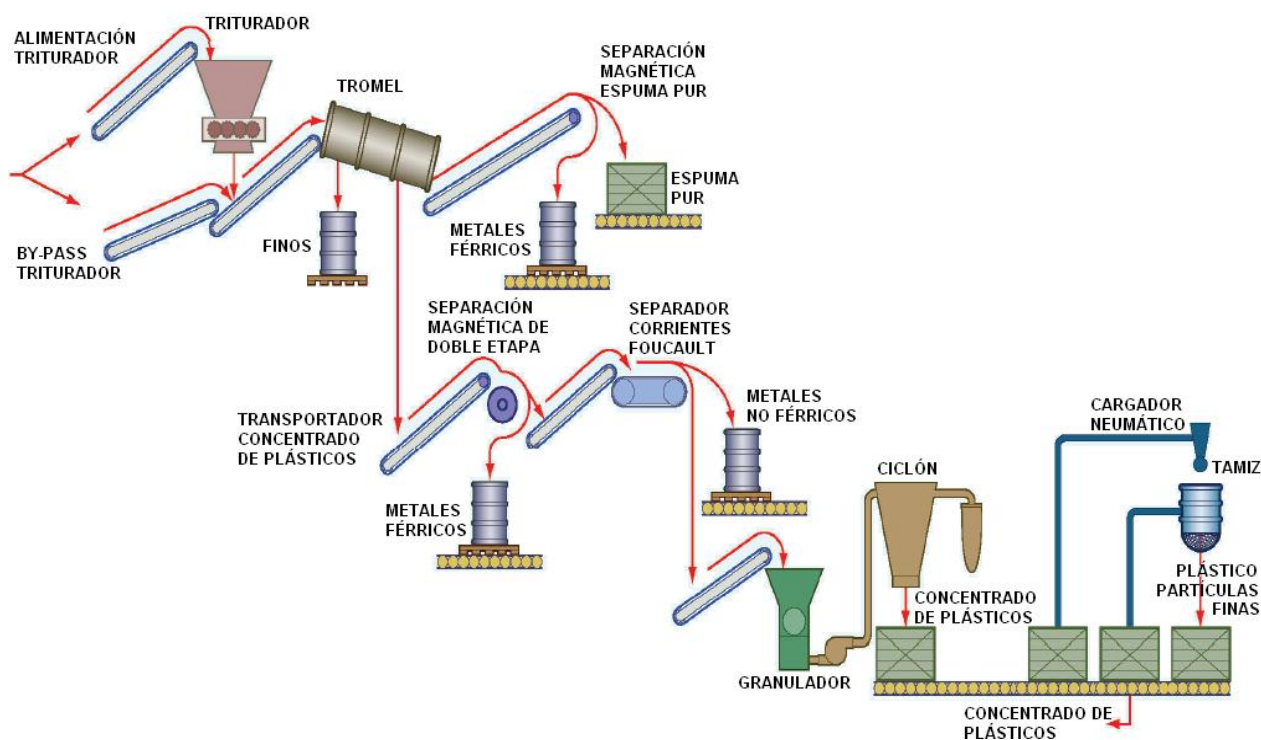


Figura 32. Reducción de tamaño y separación (Jody y Daniles, 2006)

El primer paso de la primera etapa del proceso ANL es la extracción de los trozos más grandes del residuo a tratar. Esta acción permite, además de facilitar el resto del proceso, extraer grandes piezas férricas, grandes piezas no férricas, grandes trozos de PUR e inertes. Los grandes trozos de PUR están compuestos en un 90% de PUR útil para su reciclado y en un 10% de fibras de PET que se remiten a vertedero. Los materiales inertes son remitidos para su depósito a vertedero. En las fases posteriores de separación de metales férricos y no férricos se obtienen acero, aluminio, cobre y latón. En dichas fases además se generan mezclas de materiales residuales y mezclas de finos sin valor comercial que se remiten a vertedero. El flujo principal de residuo restante servirá de base para la obtención del concentrado de plásticos a tratar en la segunda etapa. Durante su procesado, además del concentrado de plásticos, se extraen mezclas ligeras de materiales poliméricos, mezclas de polvo y partículas, y agua

evaporada. Las mezclas ligeras de materiales poliméricos pueden ser recuperadas energéticamente en otras instalaciones y con otras tecnologías, mientras que el polvo y las partículas son remitidos para su depósito a vertedero. El agua evaporada es como tal emitida a la atmósfera. Indicar además que, el total de las fracciones férricas y no férricas de esta etapa son remitidas a la industria metalúrgica para su reciclado.

La segunda etapa del proceso se inicia con la alimentación del concentrado de plásticos. En conjunto, las distintas fases del proceso permiten extraer mezclas de polipropileno y polietileno, de poliestireno de alto impacto y acrilonitrilo butadieno estireno, acrilonitrilo butadieno estireno y policarbonato, madera y gomas, y mezclas de plásticos sin caracterizar, además de materiales específicos como el acrilonitrilo butadieno estireno, goma, acero, aluminio y cobre. El acero, aluminio y cobre son remitidos a la industria metalúrgica para su reciclado. La mezcla de madera y goma, así como las mezclas de plásticos sin caracterizar pueden ser recuperadas energéticamente en otras instalaciones no consideradas en este apartado. Los materiales y mezclas restantes, dada su pureza, pueden ser recuperados materialmente sustituyendo a materias primas vírgenes para la obtención de:

- polipropileno, en el caso de la mezcla de polipropileno y polietileno;
- poliestireno, en el caso de la mezcla de poliestireno de alto impacto y acrilonitrilo butadieno estireno;
- acrilonitrilo butadieno estireno utilizando acrilonitrilo butadieno estireno;
- acrilonitrilo butadieno estireno y policarbonato utilizando la mezcla de acrilonitrilo butadieno estireno y policarbonato; y
- etileno propileno dieno, en el caso de la goma.

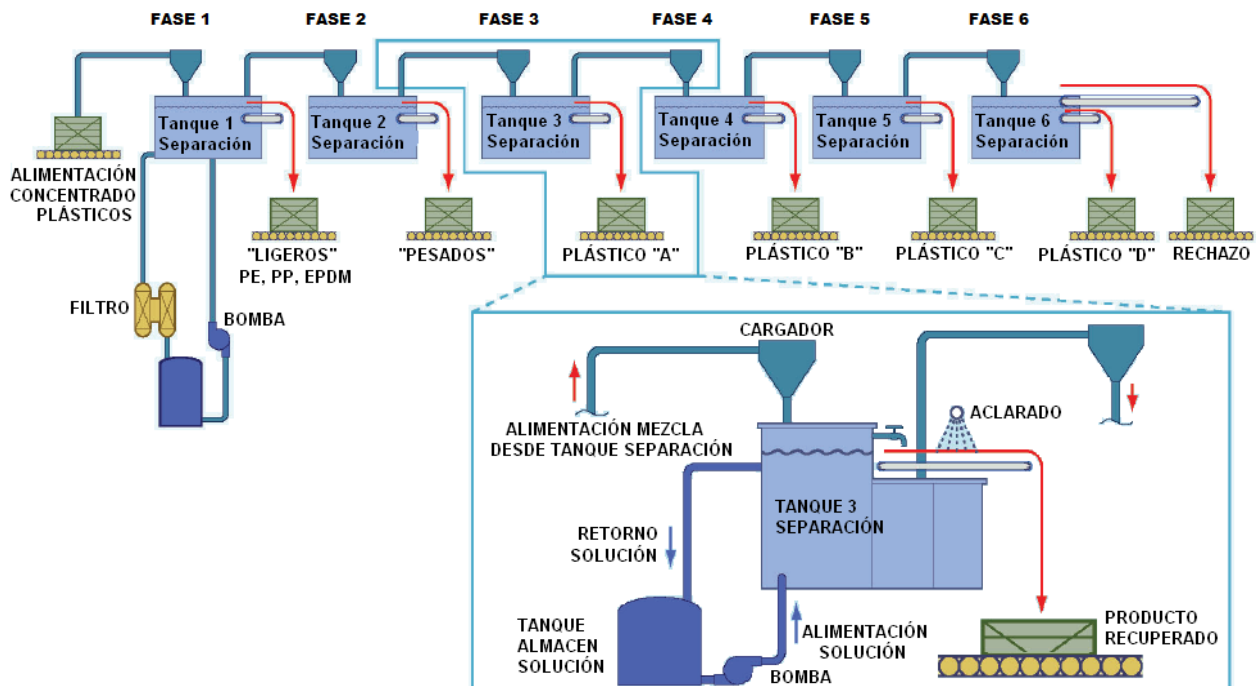


Figura 33. Separación por flotación mezcla de plásticos concentrados (Jody y Daniels, 2006)

Existen diversos estudios que analizan los aspectos ambientales del proceso ANL, entre los que destaca el inventario realizado por Gallon y Binder (2006). Tomando como referencia dicho estudio se han determinado los consumos de materiales auxiliares del proceso, las salidas de productos y residuos derivadas del tratamiento de una tonelada de residuo de fragmentación (Tabla 46). Además, se estima que el procesado de una tonelada de residuo de fragmentación precisa de 34,77 kWh de energía eléctrica ($2,99 \cdot 10^{-3}$ TEP).

Tabla 46. Inventario del tratamiento ANL (Gallon y Binder, 2006), entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Agua	12,73	l
Sal común	1,85	kg
Surfactante ^k	16,94	ml
Energía eléctrica	34,77	kWh

Tabla 47. Inventario del tratamiento ANL (Gallon y Binder, 2006), salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.	Salidas	Cantidad	Ud.
Metales ferrosos	30,32	kg	ABS	4,70	kg
Metales no ferrosos	13,96	kg	ABS/Policarbonato	1,60	kg
Aluminio	21,24	kg	Gomas	124,20	kg
Cobre	6,46	kg	Mezcla de plásticos, gomas y madera	101,10	kg
Estaño	0,95	kg	Mezcla de materiales	483,15	kg
Poliuretano	17,01	kg	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Polipropileno/Polietileno	43,00	kg	Agua evaporada	12,73	kg
PS de alto impacto/ABS	19,30	kg			

4.5 Tratamientos térmicos y químicos de recuperación material y energética

Tal y como se ha avanzado en el principio de este capítulo, la variabilidad y heterogeneidad del residuo de fragmentación tanto a nivel químico como físico ha motivado el desarrollo de diversos tratamientos. Entre estos tratamientos, y como alternativa a los tratamientos físicos y mecánicos avanzados, se deben destacar los tratamientos térmicos y químicos. En este grupo de tratamientos se pueden diferenciar cuatro tipos básicos: hidrólisis, combustión, pirólisis y gasificación. Considerando esta clasificación se exponen en los apartados siguientes un tratamiento de hidrólisis aplicado a residuos de fragmentación (apartado 4.5.1), dos tratamientos basados en la combustión del residuo (apartado 4.5.2), un tratamiento pirolítico (apartado 4.5.3) y dos tratamientos de gasificación (apartado 4.5.4).

4.5.1 Hidrólisis

La hidrólisis es una reacción química entre una molécula con otra molécula de agua. Esta reacción provoca que la molécula de agua se divida y sus átomos pasen a formar parte de otra especie química. Bajo este principio se han desarrollado diversos sistemas que convierten un material orgánico en un fluido combustible mediante el proceso de hidrólisis utilizando como disolvente agua. Esta técnica se puede aplicar para obtener combustible líquido a partir de diversos tipos de residuos (residuos de biomasa, residuos sólidos municipales, neumáticos fuera de uso y residuos de fragmentación entre otros) que contengan carbono, utilizando agua, energía calorífica y presión (Changing World Technologies Inc., 2011). La bibliografía consultada revela la existencia de pruebas industriales en las que, tras la adecuación de instalaciones para la hidrólisis de otros residuos, se han realizado pruebas industriales con residuos de fragmentación. Sin embargo, el análisis de la bibliografía no ha permitido identificar plantas industriales concretas que apliquen la tecnología de hidrólisis para el tratamiento de

^k Alcohol graso (25%), densidad 958 kg/m³, y metil siloxano (75%), densidad 965 kg/m³.

residuos de fragmentación derivados del automóvil.

El tratamiento mediante hidrólisis del residuo de fragmentación se divide en tres etapas: extracción de inertes, despolimerización y craqueo. La primera etapa es la extracción de la mayor cantidad posible de material inerte. Si se reduce la cantidad de la fracción inerte y se aumenta la concentración de la fracción orgánica (próxima al 70% del peso del residuo a tratar) se reducen las exigencias energéticas del proceso. En esta primera etapa se extraen materiales inertes y vidrio presentes en el residuo. Habitualmente el conjunto de materiales inertes es depositado en vertedero, mientras que el vidrio es reciclado como materia prima para la obtención de nuevo vidrio. En la etapa de despolimerización, el residuo de fragmentación restante es mezclado con agua para formar un lodo con alta concentración de materia orgánica. Este lodo será la materia prima del proceso de hidrólisis. El lodo generado es introducido en un reactor, a una temperatura de 210 °C y 30 atm de presión, en donde se produce la despolimerización acuosa de la materia orgánica, generándose una mezcla de aceite orgánico, agua y otros materiales inertes. En un tanque contiguo se extrae parte del agua residual y los materiales inertes (en forma de residuos sólidos y hierro) del flujo principal que contiene el aceite orgánico. Posteriormente, en la etapa de craqueo, el aceite orgánico obtenido es introducido en un reactor en el que se procede a su separación por craqueo en dos fracciones: un gasóleo ligero y una mezcla de gases de hidrocarburos. La mezcla de gases de hidrocarburos obtenida es energéticamente equivalente al 80% del poder calorífico del gas natural, siendo utilizada como combustible en una caldera que genera vapor de agua para el propio proceso de hidrólisis. El gasóleo ligero es el producto principal obtenido, que puede ser utilizado como combustible de sustitución o como materia prima en la industria química. En conjunto, el proceso de hidrólisis emite dióxido de carbono y otros contaminantes atmosféricos, derivados éstos últimos de la combustión para generar vapor de la mezcla de gases de hidrocarburos (Wheeler et ál., 2006; Boughton y Horvath, 2006).

Para determinar los aspectos ambientales del tratamiento de residuos de fragmentación mediante hidrólisis (Tabla 48 y Tabla 49) se ha considerado el estudio teórico de Boughton y Horvath (2006). El tratamiento de hidrólisis descrito precisa de energía eléctrica para la extracción previa de materiales inertes y vidrio, y para el tratamiento de hidrólisis propiamente dicho. Para determinar la energía eléctrica necesaria en la extracción de 250 kg de materiales no orgánicos del residuo de fragmentación se considera la tecnología de separación mecánica Salyp ya descrita en esta tesis (apartado 4.4.2). Esta tecnología de tratamiento mecánico del residuo de fragmentación consume 19,34 kWh de energía eléctrica por tonelada de residuo tratado. Posteriormente, para realizar la hidrólisis de los 750 kg de lodo de residuo con alta concentración de materia orgánica que se generan por tonelada de residuo de fragmentación, se precisan 113,89 kWh de energía eléctrica. En conjunto, el tratamiento de hidrólisis descrito precisa de 133,23 kWh de energía eléctrica ($1,15 \cdot 10^{-2}$ TEP) que se adquiere de la red eléctrica pública. Respecto a las emisiones del proceso, además de las emisiones durante la hidrólisis se consideran las emisiones derivadas de la combustión de la mezcla de gases de hidrocarburos para la generación de vapor de agua para el proceso. Indicar que, el proceso de hidrólisis transforma las sustancias orgánicas en hidrocarburos. Por dicho motivo se considera que se reducen o eliminan algunos de los contaminantes presentes en el residuo de fragmentación, como el policloruro de vinilo, los CFCs, los PCB o los retardantes de llama polibromados, considerándose sólo la generación de dióxido de carbono. Por otro lado, durante la hidrólisis la cantidad de mezcla de gases de hidrocarburos generada que es utilizada para generar vapor de agua es equivalente a 2.160 MJ de gas natural. Por lo tanto, se considera que las emisiones derivadas del proceso de combustión de la mezcla de gases de hidrocarburos son iguales a las emisiones de la combustión de 2.160 MJ de gas natural ($1,86 \cdot 10^{-3}$ TEP) para la generación de vapor. Los factores de emisión que se han considerado son los descritos para la generación de

energía eléctrica o calor utilizando gas natural en la tabla 3-5 de la *Guía para el inventario de emisiones atmosféricas* de la European Environment Agency (Tozzi et ál., 2009). Finalmente, indicar que el agua residual generada durante el proceso no es tratada en la propia planta.

Tabla 48. Inventario del tratamiento de hidrólisis (Boughton y Horvath, 2006), entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Agua	230,00	kg
Energía eléctrica	133,23	kWh

Tabla 49. Inventario del tratamiento de hidrólisis (Boughton y Horvath, 2006), salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Gasóleo ligero	335,00	kg	PM _{2,5}	1,94	g
Residuos de vidrio	50,00	kg	Plomo	432,00	µg
Chatarra férrica	20,00	kg	Cadmio	1,08	mg
Materiales inertes	425,00	kg	Mercurio	216,00	µg
Agua residual	83,00	l	Arsénico	194,40	µg
			Cromo	1,51	mg
			Cobre	864,00	µg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Dióxido de carbono	33,00	kg	Níquel	2,16	mg
Óxidos nitrosos	192,24	g	Selenio	21,60	µg
Monóxido de carbono	62,64	g	Cinc	30,24	mg
Compuestos orgánicos volátiles distintos del metano	3,24	g	PCDD/F	1,08	ng
Óxidos de azufre	648,00	mg	IPA	6,48	µg
Partículas totales en suspensión	1,94	g			
PM ₁₀	1,94	g			

4.5.2 Combustión

La combustión es una reacción química exotérmica de oxidación en la que se desprende una gran cantidad de energía en forma de calor y de luz. En toda combustión existe un agente combustible –que libera gran cantidad de energía cuando se oxida de forma violenta– y otro comburente –que oxida al combustible. Los combustibles más frecuentes son los materiales orgánicos que contienen carbono e hidrógeno. En una reacción completa de oxidación estos elementos completan su estado de oxidación, formando dióxido de carbono y agua. En función de la presencia de otros elementos como el azufre o el nitrógeno durante el proceso de combustión aparecen óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre, dependiendo de la temperatura y de la cantidad de comburente –oxígeno– presente en la reacción. Si la reacción de combustión es incompleta el combustible oxidado puede no completar su estado de oxidación, debido a que no existe suficiente comburente, produciéndose como resultado la formación de otros compuestos como el monóxido de carbono y cenizas. Este es el principio básico que se aplica para la destrucción de materiales por combustión, conocido como incineración.

La incineración de residuos se lleva a cabo en hornos de combustión mediante una reacción de oxidación química en exceso de oxígeno. Esta reacción permite la formación de mayor o menor cantidad de cenizas, gases diversos, contaminantes, así como energía calorífica útil para la obtención de vapor o energía eléctrica. En función del tipo de residuo y la tipología de horno el resultado de la incineración puede variar. Como todo proceso, en general, la incineración presenta ciertas ventajas y algunos inconvenientes. Entre las ventajas podemos encontrar:

- posibilita la recuperación de energía contenida en los residuos;
- puede ser aplicable a residuos de diversa procedencia, médicos y sanitarios, agrícolas, municipales, industriales y otros; y

- reduce el volumen de los residuos.

Mientras que entre los inconvenientes, se puede destacar que:

- no elimina la necesidad de depositar residuos en vertedero; y
- genera gases tóxicos (como por ejemplo dioxinas, furanos o hidrocarburos aromáticos policíclicos) que deben ser depurados y limpiados antes de ser emitidos a la atmósfera.

La aplicación de la combustión como tecnología para el tratamiento de los residuos de fragmentación se basa en la posibilidad que dicha tecnología ofrece para reducir la masa y el volumen de residuos que finalmente se deposita en vertedero, y para recuperar parte de la energía contenida en el residuo –variable entre 7 y 30 MJ/kg según apartado 4.1. Sin embargo, en general el residuo de fragmentación –incluido el derivado del fin de vida de vehículos– no es apto para su incineración en solitario. La excesiva generación de cenizas y formación de residuos fundidos son los principales motivos por los que su incineración debe realizarse mezclándolo con otros residuos. La co-incineración con otros residuos de menor poder calorífico permite incrementar el potencial de incineración y la eficiencia energética de la planta de tratamiento, al mismo tiempo que se mantienen las ventajas de la reducción de la masa y el volumen del residuo, y la recuperación de energía.

La incineración conjunta de residuos de fragmentación con residuos sólidos municipales es una alternativa de tratamiento que permite recuperar energía, y depurar y limpiar los gases que se emiten en el proceso (Redin, Hjelt y Marklund, 2001; Zevenhoven y Saeed, 2002; Vermeulen et ál., 2011). Esta tecnología de tratamiento se expondrá en el apartado 4.5.2.1 siguiente. Otra posibilidad es la utilización del residuo de fragmentación como suplemento energético y material en la producción de cemento (SIGRAUTO, 2001; Boughton y Horvath, 2006; Murray y Price, 2008; Vermeulen et ál., 2011), que se mostrará en el apartado 4.5.2.2.

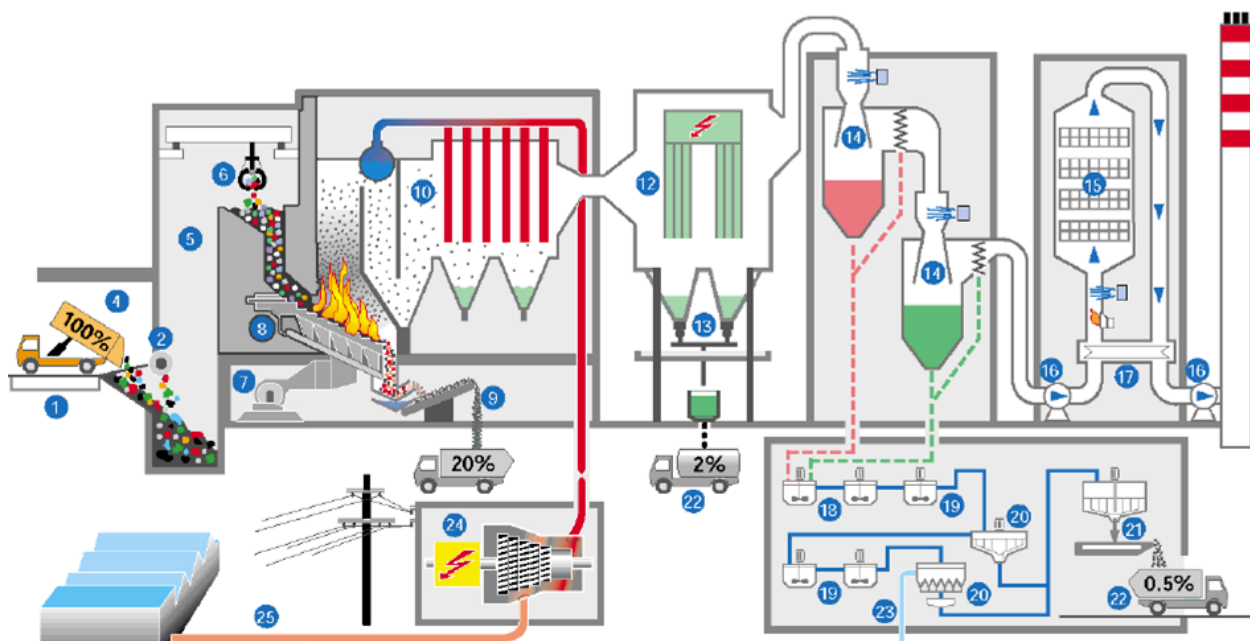
4.5.2.1 Co-incineración con residuos sólidos municipales

La incineración conjunta de residuos de fragmentación con residuos sólidos municipales en horno de parrilla es una tecnología ampliamente extendida, que dispone de un conjunto de buenas prácticas conocido. Según el Registro Europeo de Emisiones y Transferencias de Contaminantes de la Unión Europea, en el año 2009 existían un total de 365 instalaciones de incineración de residuos (European Environment Agency, 2009), con una capacidad media de tratamiento por instalación de 110.000 t de residuo¹ por año (Doka, 2009). En principio, estas instalaciones podrían ser utilizadas para el tratamiento de co-incineración del residuo de fragmentación con los condicionantes y las limitaciones que más adelante se detallan.

Sin embargo, diversos estudios resaltan la necesidad de limitar la cantidad de residuo de fragmentación que se aporta, pues dicha cantidad parece estar directamente relacionada con el incremento de las emisiones de algunos contaminantes. Pruebas industriales realizadas revelan que el aporte de hasta un 20% de residuo de fragmentación de vehículos no supone variación significativa de las emisiones de la incineración de residuos sólidos municipales, salvo para los PCBs que llegan a triplicar y quintuplicar su presencia en el gas de escape del proceso y a quintuplicar su presencia en las cenizas que se extraen del fondo del horno (Redin, Hjelt y Marklund, 2001). Mayores porcentajes, por ejemplo un 31% de residuo de fragmentación, pueden suponer además que las cantidades de cinc, plomo, antimonio, estaño y cobalto presentes en las cenizas volantes aumenten hasta 18 veces, o problemas operativos para la

¹ Considerando un residuo con poder calorífico inferior de 12,42 MJ/kg (Doka, 2009).

planta si el porcentaje del residuo de fragmentación se sitúa en el entorno del 40% (Zevenhoven y Saeed, 2002; Vermeulen et ál., 2011).



Notas: Recepción residuo; (1) pesaje, (2) triturador residuo grueso, (3) zona de descarga, (5) depósito de residuos, (6) grúa residuos. Horno incinerador; (7) ventilador aire incinerador, (8) incinerador de parrilla, (9) escoria (cenizas fondo), (10) caldera de vapor. Depuración y limpieza gases de combustión; (12) precipitador electrostático, (13) precipitador electrostático de cenizas, (14) abatidor húmedo gases de combustión, (15) filtro DeNOx, (16) soplante gases de combustión, (17) recuperador de calor. Depuración y limpieza de aguas: (18) neutralizador, (19) precipitador, (20) precipitador, (21) deshidratador de lodos, (22) residuos de lodos, (23) descarga de agua purificada. Transformación de energía: (24) turbina/generador de vapor, (25) sistema calefacción.

Figura 34. Esquema tipo planta de incineración de residuos sólidos municipales (Doka, 2009)

Dado que la co-incineración de residuos de fragmentación con residuos sólidos municipales se realiza en plantas de incineración de estos últimos, se describe a continuación el principio de funcionamiento de este tipo de plantas (Figura 34). Tras la recepción del residuo, éste es introducido en el incinerador de parrilla para su combustión. Durante la combustión se generan partículas no quemadas y partículas no incinerables en forma de cenizas y escorias de fondo, y cenizas volantes. Las cenizas y escorias de fondo son enfriadas en agua y extraídas de la cámara de combustión. En general, las cenizas y escorias de fondo representan el 20% de la masa del residuo inicial siendo su destino el depósito en vertedero. El gas obtenido durante la combustión –así como las cenizas volantes– es introducido en una caldera de vapor en donde se inicia el proceso de recuperación energética. Mediante la generación de vapor, la energía recuperada en forma de calor es remitida a una turbina para la generación de electricidad. Además, la energía remanente resultante de la expansión del vapor en la turbina puede ser utilizada en forma de vapor para calentar instalaciones industriales y hogares anexos. El gas de proceso, tras pasar por la caldera y enfriarse, es introducido en un precipitador electrostático para extraer las cenizas volantes. Como resultado de este proceso, habitualmente se extrae una cantidad de cenizas volantes aproximadamente igual al 2% de la masa de residuo tratado. Su destino es, al igual que en el caso de las cenizas y escorias anteriores, el depósito en vertedero. Tras la extracción de las cenizas volantes, el gas de proceso es limpiado en un proceso de depuración por baño de agua en torre vertical. En esta etapa se eliminan componentes y sustancias peligrosas como ácido clorhídrico, ácido fluorhídrico, partículas y metales pesados. En una segunda etapa, se extraen los óxidos de azufre y el ácido clorhídrico restante mediante filtros activos de óxido de calcio. La depuración por baño en agua genera un flujo de lodos –aproximadamente el 0,5% de la masa del residuo– que debe ser tratado antes de su vertido. La depuración de dicho flujo consiste en su neutralización, extracción de metales

pesados y extracción y depuración del agua que contiene antes de su vertido. Finalmente, el gas purificado es tratado en una unidad DeNOx para reducir la presencia de óxidos nitrosos antes de ser emitido al aire a través de la chimenea de la planta. En conjunto, este tratamiento permite que aproximadamente el 75% de la masa del residuo inicial se transforme en compuestos gaseosos como el dióxido de carbono, el nitrógeno elemental y agua –además de otras sustancias minoritarias (Doka, 2009).

Respecto a la recuperación de la energía contenida en el residuo hay que distinguir dos posibilidades: recuperación de energía en forma de energía calorífica para generar vapor en procesos industriales y calefacción doméstica y, recuperación de energía mediante la generación de electricidad. En el primer supuesto el grado de eficiencia energética bruta del tratamiento es del 24,4%. En el segundo supuesto, el grado de recuperación energética bruta del tratamiento se sitúa en el 13,0% (Doka, 2009). La mezcla de recuperación energética depende básicamente de si existe o no demanda de energía calorífica (industrial o doméstica) en los aledaños de la planta de tratamiento. En el supuesto de no existir el esfuerzo recuperador se centra en la generación de energía eléctrica.

Para determinar los aspectos ambientales del tratamiento de incineración se aplicarán similares consideraciones a las del tratamiento por incineración de residuos sólidos municipales (Doka, 2009), para estimar la formación escorias, cenizas, lodos, emisiones y energía generada durante el tratamiento (Figura 35).

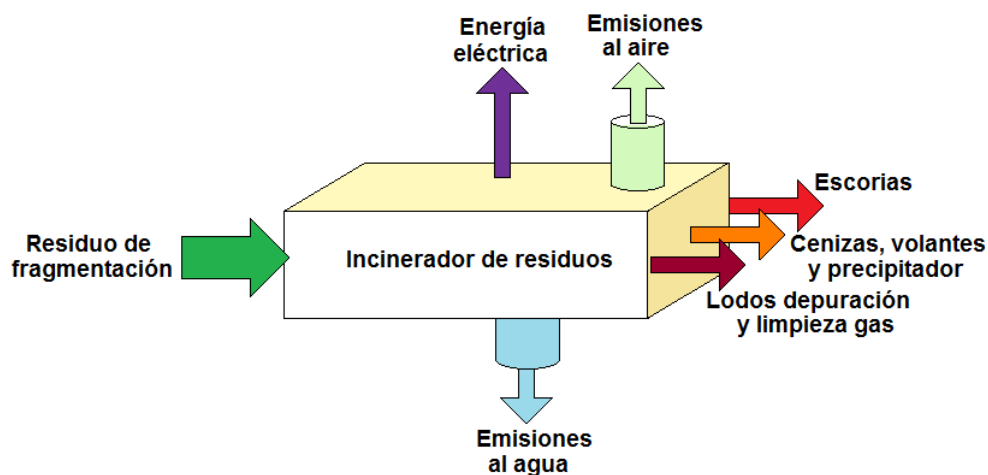


Figura 35. Productos y emisiones del tratamiento de incineración de residuos de fragmentación

Tomando como referencia la composición elemental media y cantidad de agua presente en el residuo basadas en el estudio de Zevenhoven y Saeed (2002), ampliada para incluir los metales pesados identificados por Boughton y Horvath (2006), se identifican los componentes elementales del residuo de fragmentación (Tabla 50).

Esta composición sirve de referencia para determinar las cantidades consumos auxiliares, escorias, cenizas, lodos, emisiones al aire y emisiones al agua generadas en el tratamiento del residuo. Considerando el trabajo de Doka (2009) en lo referente a la ratio de consumo de agua, los coeficientes de transferencia para residuos sólidos municipales, las ratios de consumo medio de auxiliares para la operación de la planta, limpieza y depuración del gas de combustión, las ratios de emisiones para compuestos orgánicos volátiles, dioxinas y partículas, y las consideraciones sobre las emisiones de monóxido de carbono y dióxido de carbono en incineradores posteriores a 1985, se determinan dichas cuestiones (Tabla 51 y Tabla 52).

Tabla 50. Componentes elementales del residuo de fragmentación, base húmeda

Sustancia	Cantidad	Ud.	Sustancia	Cantidad	Ud.	Sustancia	Cantidad	Ud.
Aluminio	27,57	g/kg	Magnesio	6,16	g/kg	Hierro	126,19	g/kg
Arsénico	0,88	g/kg	Manganeso	0,88	g/kg	Hidrógeno	45,98	g/kg
Bario	3,23	g/kg	Nitrógeno	17,31	g/kg	Mercurio	0,08	g/kg
Carbono	372,01	g/kg	Sodio	6,16	g/kg	Potasio	2,64	g/kg
Calcio	35,20	g/kg	Níquel	35,20	g/kg	Sílice	56,61	g/kg
Cadmio	3,52	g/kg	Oxígeno	106,04	g/kg	Titanio	7,92	g/kg
Cloro	14,19	g/kg	Fósforo	6,16	g/kg	Cinc	16,28	g/kg
Cromo	23,76	g/kg	Plomo	2,65	g/kg	Agua	64,33	g/kg
Cobre	16,19	g/kg	Azufre	2,86	g/kg			

Tabla 51. Inventario de la incineración de residuos de fragmentación: entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Agua	1.000,00	kg
Hidróxido de sodio	7,00	kg
Óxido de calcio	6,00	kg
Ácido clorhídrico	40,00	g
Cloruro de hierro (III)	100,00	g
TMT15 ^m	100,00	g
Polielectrolito inorgánico	20,00	g
Amoniaco	1,00	kg
Óxido de titanio (IV)	144,00	g
Óxido de vanadio (V)	2,95	g
Aire (externo)	4.277,32	kg

Tabla 52. Inventario de la incineración de residuos de fragmentación: salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Energía eléctrica	459,47	kWh	Hexaclorobenceno	700,00	mg
Escorias	316,81	kg	Pentaclorofenol	61,50	mg
Cenizas cámara combustión y volantes	68,66	kg	Benzo(a)pireno	8,10	mg
Lodos limpieza gases	8,47	kg	Dioxinas y furanos	3,00	mg
Agua de proceso	13,20	kg	Partículas _{2,5}	5,97	g
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Partículas _{2,5-10}	30,00	mg
Metano	5,76	kg	Óxidos de nitrógeno	3,18	kg
Benceno	384,00	g	Amoniaco	77,60	g
Tolueno	768,00	g	Monóxido de carbono	60,00	g
Pentaclorobenceno	1,79	g	Dióxido de carbono	1.471,43	kg

Debe indicarse que las cenizas y las escorias generadas son remitidas para su disposición final a vertederos adecuados, mientras que los lodos y el agua de proceso son remitidos para su tratamiento a instalaciones de depuración.

Por otro lado, para determinar las cuestiones energéticas del tratamiento se ha planteado el balance energético del tratamiento considerando la cantidad de energía aportada por el

^m Disolución acuosa con un 15% de sal trisódica de Trimercapto-S-Triazina, C₃N₃S₃Na₃, (EVONIK Industries, 2011)

proceso, la cantidad de energía recuperada –en forma de calor o electricidad– y la cantidad de energía consumida. Respecto a la energía aportada por el residuo de fragmentación, se ha considerado el estudio realizado por Vermeulen y otros (2011) para establecer un poder calorífico inferior medio de 20,15 MJ ($4,81 \cdot 10^{-4}$ TEP) por kg de residuo de fragmentación. Para la generación de energía se ha considerado una eficiencia bruta eléctrica del 13,0% y una eficiencia bruta de calor del 24,4%. El consumo de energía para el tratamiento del residuo se establece en 0,839 MJ ($2,00 \cdot 10^{-5}$ TEP) de energía en forma de calor y 0,144 kWh ($1,24 \cdot 10^{-5}$ TEP) de energía eléctrica (Doka, 2009). Se ha supuesto que toda la energía calorífica es generada en la propia planta, de modo que el resto de energía recuperada del residuo de fragmentación sirve para el propio autoconsumo eléctrico de la planta y para su exportación a la red eléctrica pública. Finalmente, indicar que la cantidad de energía eléctrica neta exportada a la red eléctrica pública por tonelada de residuo tratada es igual a 459,47 kWh ($3,95 \cdot 10^{-2}$ TEP).

4.5.2.2 Horno de cementera

En el año 2009 existían en el conjunto de la Unión Europea un total de 188 complejos dedicados a la obtención de clínker para producción de cemento (European Environment Agency, 2009). Con una producción variable de entre 1.600 a 4.000 t diarias de clínker, se ha detectado la existencia de múltiples precedentes sobre la utilización de combustibles alternativos similares al residuo de fragmentación derivado de los vehículos –neumáticos principalmente– en Europa desde la última década del Siglo XX (SIGRAUTO, 2001).

El cemento portland es un material que se obtiene mezclando en proporciones adecuadas y moliendo a un alto grado de finura una mezcla de materias primas calizas y arcillosas –denominada crudo– que, calentada hasta un principio de fusión, dan lugar al clínker. El proceso se basa en la utilización de hornos rotatorios con alimentación de crudo precalentado en contracorriente con los gases de combustión de la cabeza del horno. Este proceso permite la obtención del clínker. El clínker es un material pulverulento compuesto fundamentalmente por silicatos de calcio –responsables del endurecimiento– y de otros elementos como el aluminato tricálcico, el ferrito aluminato tetracálcico y pequeñas proporciones de otros óxidos (MgO, SO₃, Na₂O y K₂O) generados a partir de las materias primas o del combustible. Una vez enfriado, el clínker producido se mezcla con una proporción menor de yeso –cuya función es la regulación del fraguado– para su posterior molturación conjunta y obtención del cemento portland. Las distintas calidades de cemento se obtienen en función de la adición de materiales como la caliza, las cenizas volantes, cenizas puzolanas, etc., que modifican las características del producto final.

La base de la fabricación del cemento portland es lograr una combinación de cal con sílice para formar silicato tricálcico, que se puede considerar como el principal componente del clínker de cemento portland. En la práctica esto se consigue a partir de una mezcla de caliza y arcilla que contienen las principales materias primas para producir, mediante reacciones químicas de cocción, cantidades considerables de este silicato. Finalmente, el cemento portland se obtiene añadiendo al clínker una serie de adiciones para la obtención de diferentes tipos de cementos, con unas propiedades determinadas según el uso a que se vayan a destinar.

Aunque existen tecnologías para la producción del cemento portland en vía húmeda, semi-húmeda, semi-seca y seca, es la vía seca la más extendida (Kellenberger et ál., 2007). El proceso completo se puede subdividir en 4 fases principales (Figura 36):

- Fase 1, obtención y preparación de las materias primas. Esta fase comprende las etapas de extracción en cantera, trituración y almacenamiento de materias primas.
- Fase 2, homogenización, molienda del crudo y precalentado en ciclones. Esta segunda fase abarca las etapas de molienda del crudo, precalentamiento en intercambiador de ciclones y

filtrado de gases para la recuperación de partículas pulverulentas –evitando así su emisión a la atmósfera. Se denomina crudo a la mezcla de materias primas que se aportan al proceso como la bauxita, cal, piedra caliza, margas calcáreas, arena, arcillas y otras.

- Fase 3, fabricación del clínker. En la primera etapa de esta fase el crudo seco es introducido por la parte alta del horno rotativo –inclinado entre un 2 y 5%– mientras que por la parte inferior se produce la combustión del combustible (carbón, coque, gas natural, fuelóleo ligero o pesado, o mezclas de estos). De esta forma, el crudo avanza lentamente por el horno –de entre 150 y 200 m de longitud– mientras va adquiriendo cada vez mayor temperatura a la vez que se van produciendo una serie de transformaciones físicas y reacciones químicas. En una segunda etapa, el clínker obtenido es enfriado, de modo que se conserve la estructura cristalina generada en el horno. Finalmente, en la tercera etapa de la fase se procede a almacenar el clínker formado.
- Fase 4, molienda del cemento y expedición. En la primera etapa de esta fase se adiciona yeso (entre 3 y 5% del peso total), puzolanas naturales, cenizas volantes, escorias siderúrgicas y caliza al clínker para obtener las propiedades de fraguado y otras características deseadas. En una segunda etapa la mezcla formada es finamente molienda. Como resultado se obtiene el cemento portland listo para su expedición.

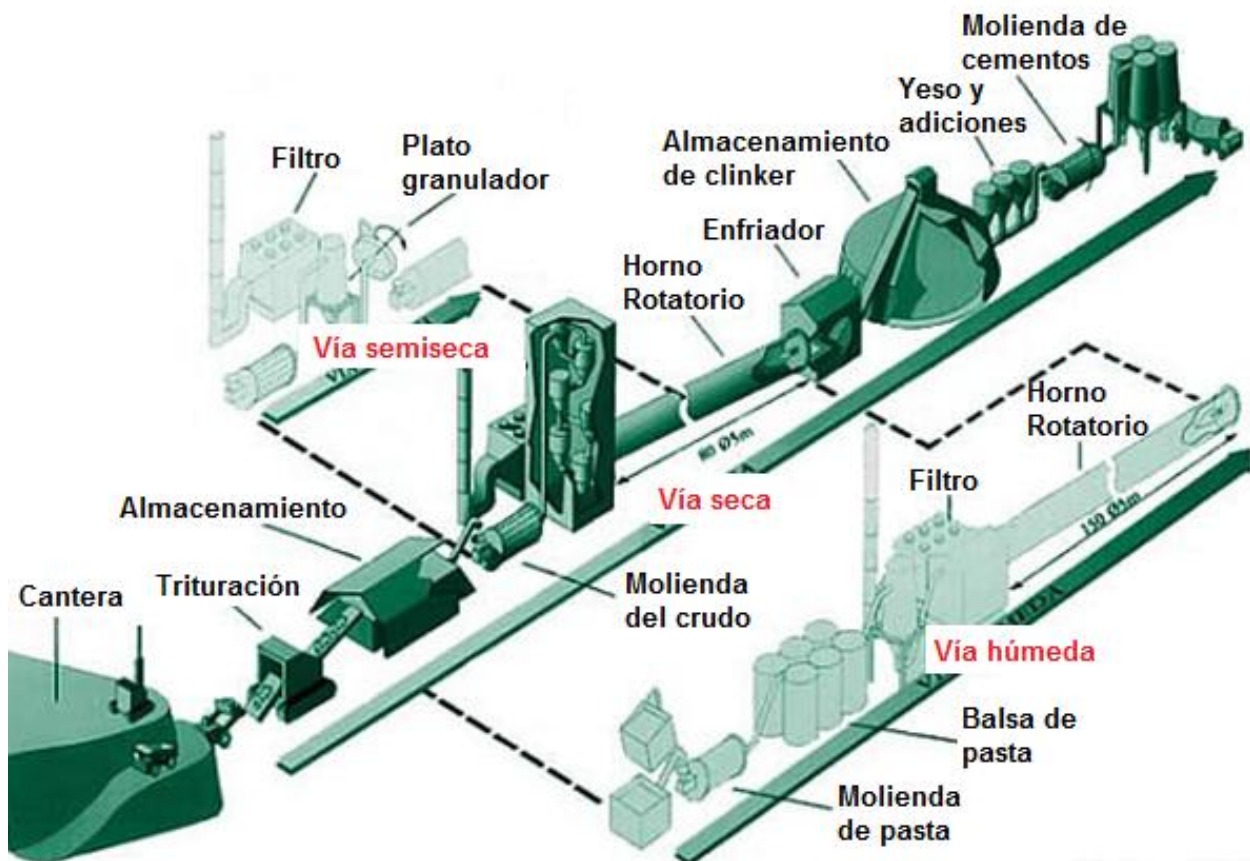


Figura 36. Proceso de fabricación del cemento portland (AFCA, 2011)

En el proceso descrito, el residuo de fragmentación puede sustituir tanto a una parte del combustible como a una parte del crudo, pues aproximadamente el 50% de su masa es combustible y el 40% del residuo está compuesto por silicatos, calcio, aluminio y hierro. La sustitución de crudo y combustible por residuo de fragmentación se produce en las etapas de fabricación del clínker, fases 1, 2 y 3. El porcentaje de sustitución debe determinarse en función de la composición del cemento portland deseado y las necesidades energéticas, ya que porcentajes elevados –del orden del 40% de la masa de crudo– pueden generar dificultades

operativas en la zona de inyección del combustible, e incrementos en la volatilización del mercurio y en la presencia de sustancias peligrosas emitidas (Vermeulen et ál., 2011). Sin embargo, si la cantidad de residuo de fragmentación es menor y se limita el aporte de cloro y metales muy volátiles como el mercurio y el talio –tratando el residuo de fragmentación– no se producen variaciones significativas en cuanto a la generación de emisiones al aire y al agua, ni en la generación de residuo sólidos (SIGRAUTO, 2001; Boughton y Horvath, 2006). Como tratamiento previo del residuo de fragmentación basta realizar la extracción de las fracciones de menor tamaño –con alto contenido en metales– y las partículas de plástico de policloruro de vinilo mediante procesos de separación mecánica (Boughton y Horvath, 2006).

Para determinar los aspectos ambientales de la utilización del residuo de fragmentación en hornos de cementera se consideran únicamente las etapas necesarias para la producción del clínker (Figura 37) en las que se sustituye en la etapa de cocción en el horno cantidades equivalentes de crudo y combustible primario –carbón– (Kellenberger et ál., 2007) por residuo de fragmentación tratado (Boughton y Horvath, 2006).

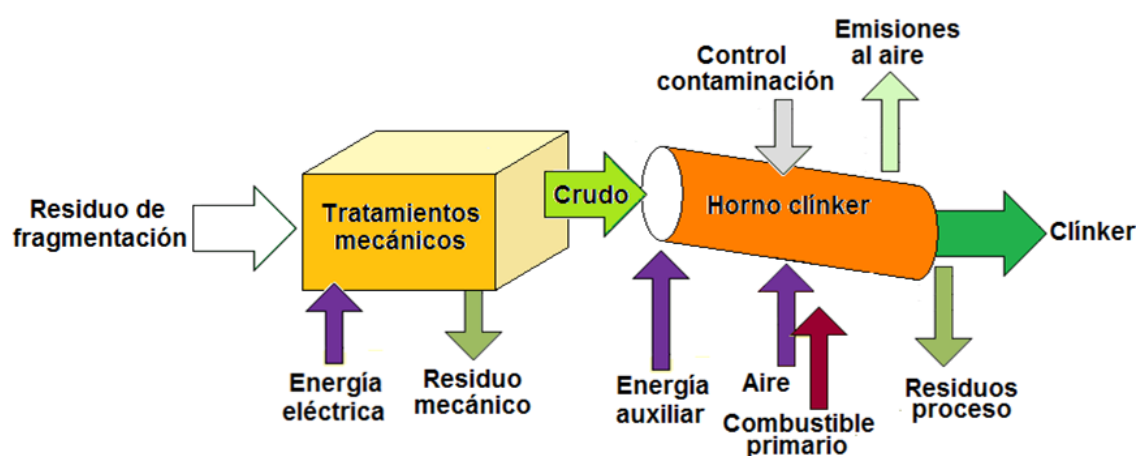


Figura 37. Esquema del aporte residuo fragmentación al proceso de fabricación de clínker

Durante la etapa de tratamiento mecánico, una tonelada de residuo de fragmentación –en la que se reduce la cantidad de cloro, mercurio y talio extrayendo los plásticos de policloruro de vinilo y la fracción fina con alta presencia de metales– supone un consumo de 19,44 kWh de energía eléctrica ($1,67 \cdot 10^{-2}$ TEP) y genera un residuo de material rechazado de 300 kg (Boughton y Horvath, 2006). El residuo de fragmentación tratado obtenido, 700 kg, equivale a $3,78 \cdot 10^{-1}$ TEP (325 kg de carbón y 150 kg de crudo). Tomando como referencia el inventario para la producción de clínker de Kellenberger y otros (2007) y la cantidad de combustible primario equivalente, se determina que en una tonelada de clínker se usan 76,24 kg de residuo de fragmentación tratado. Esta dosificación equivale al 0,99% del crudo aportado originariamente. En base a esta equivalencia, se determinan la cantidad de crudo evitado, combustible primario evitado, energía auxiliar del proceso (coque de petróleo y electricidad), materiales auxiliares para la limpieza de gases (amoníaco líquido y agua), cantidad de clínker obtenida, residuos del proceso (a depositar en vertedero e incineración en horno de parrilla) y emisiones al aire (Tabla 53 y Tabla 54).

Tabla 53. Inventario de la utilización de residuos de fragmentación en la producción de clínker en horno de cementera, entradas y salidas

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Amoniaco líquido	82,48	g
Agua	247,08	g
Bauxita (como crudo)	-10,90	g
Cal (como crudo)	-356,08	g
Caliza (como crudo)	-76,39	kg
Margas calcáreas (como crudo)	-42,33	kg
Arena (como crudo)	-841,15	g
Arcilla (como crudo)	-30,06	kg
Carbón (como combustible primario)	-325,00	kg
Energía eléctrica	24,71	kWh
Coque de petróleo	355,17	g
Salidas	Cantidad	Ud.
Clínker	90,84	kg
Residuos tratamiento residuo fragmentación	300,00	kg
Residuos inertes	7,27	g
Residuos combustibles	4,09	g

Tabla 54. Inventario de la utilización de residuos de fragmentación en la producción de clínker en horno de cementera, emisiones al aire

Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Partícula _{>10}	0,51	g	Mercurio	2,99	mg
Partículas _{<2,5}	2,19	g	Amoniaco	2,08	g
Partículas _{2,5-10}	0,72	g	Níquel	454,18	µg
Dióxido de carbono, fósil	18,80	kg	Compuestos org. volátiles distintos del metano	5,12	g
Dióxido de carbono	49,32	kg	Óxidos de nitrógeno	98,10	g
Monóxido de carbono, fósil	42,87	kg	Plomo	7,72	mg
Arsénico	1,09	mg	Antimonio	181,67	µg
Berilo	272,51	µg	Selenio	181,67	µg
Cadmio	635,86	µg	Estaño	817,53	µg
Metano, fósil	806,63	mg	Dióxido de sulfuro	32,25	g
Cobalto	363,35	µg	Dioxinas	87,20	ng
Cromo	131,71	µg	Talio	1,18	mg
Cromo VI	49,96	µg	Vanadio	454,18	µg
Cobre	1,27	mg	Cinc	5,45	mg
Ácido clorhídrico	573,18	mg			

4.5.3 Pirólisis

La pirólisis se define como la descomposición termoquímica a elevada temperatura de materia orgánica en ausencia de oxígeno. Es un proceso irreversible que implica una transformación química y física del material tratado. La pirólisis es un caso especial de termólisis habitualmente utilizado para la carbonización de materiales orgánicos. La principal diferencia respecto a otros procesos de alta temperatura como la incineración o la hidrólisis es la ausencia de reacciones con el oxígeno, el agua o cualquier otro aditivo. En la práctica no es posible lograr una atmósfera completamente libre de oxígeno, motivo por el que se producen algunas oxidaciones.

Según Jody y Daniels (2006) se trata de una técnica ampliamente extendida para la obtención de combustibles y productos químicos –líquidos y gaseosos– a partir de materiales orgánicos como la madera, el carbón, los plásticos, los neumáticos y diversos tipos de residuos, con formación de un resto de materia carbonizada. Los productos derivados de la pirólisis, su cantidad y calidad, dependen de la composición de la materia prima aportada al proceso, de la temperatura, la presión y el tiempo de residencia en el reactor. La pirólisis de materiales plásticos es un proceso conocido del que se sabe, por ejemplo, que:

- del polietileno se genera como productos principales: hidrógeno, benceno, metano, etileno y propano;
- del policloruro de vinilo se obtienen principalmente: benceno, acetileno, estireno y ácido clorhídrico; y
- del poliestireno se produce mayoritariamente: estireno, benceno, tolueno y metilestireno.

Dada la elevada cantidad de fracción plástica presente habitualmente en el residuo de fragmentación, es aceptado que su pirólisis generará similares resultados que la pirólisis de una mezcla de polietileno, policloruro de vinilo, polipropileno y poliestireno. Sin embargo, se pueden producir algunas inconvenientes en la pirólisis del residuo de fragmentación, como por ejemplo:

- mayores tiempos de residencia debido a la baja transmisión de calor de los plásticos respecto a otros hidrocarburos;
- problemas de operación al existir cierta tendencia a generar incrustaciones del residuo de carbono en las paredes del reactor; y
- debido a la viscosidad de los plásticos al calentarse dificultades durante la impulsión del material.

Particularmente, la pirólisis del residuo de fragmentación produce –independientemente de las características particulares del proceso– combustible líquido, combustible gaseoso y cierta cantidad de carbón o residuo sólido. Debiéndose destacar que:

- el hierro supone aproximadamente la cuarta parte de la masa de residuo sólido;
- el cobre puede llegar a suponer el 5% de la masa de residuo sólido, adoptando mayoritariamente forma de filamentos;
- la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos y la concentración de PCBs se puede reducir en un 90% y 99% respectivamente; y
- la presencia de metales pesados como el cadmio, níquel y cinc en el residuo sólido pueden ser impedimento para su depósito en vertedero.

Sin embargo, es la propia heterogeneidad y variabilidad del residuo de fragmentación el principal reto a considerar para su conversión en combustible o producto químico. La extracción de fracciones no deseadas (como por ejemplo los metales o el plástico de policloruro de vinilo), la molturación del residuo restante y la mezcla con otros residuos con mayor capacidad energética pueden ser posibles soluciones para reducir el residuo sólido, minimizar la formación de ácido clorhídrico y vitrificar el residuo sólido promoviendo su depósito en vertedero al reducir la posible formación de lixiviados (Harder y Forton, 2007). Otros autores refuerzan la posibilidad de depositar en vertedero los residuos vitrificados de la pirólisis dado que no promueven la generación de lixiviados que arrastren metales pesados (Zevenhoven y Saeed, 2002).

En el apartado siguiente se expondrá la tecnología Citrón para el tratamiento del residuo de fragmentación mediante pirólisis, que considera en parte la problemática descrita para este residuo.

4.5.3.1 Citron

La tecnología Citron permite el tratamiento de mezclas de residuos mediante un proceso de reducción-oxidación en un horno de combustión rotativo con quemadores de gas a una temperatura aproximada de 1.200 °C. Aproximadamente 1/3 del volumen de la fracción orgánica tratada por esta tecnología puede proceder del residuo de fragmentación. Básicamente esta tecnología permite la transformación de residuos de diversa procedencia que contengan metales pesados y fracciones orgánicas en carbón y energía. El objetivo del tratamiento Citron (también conocido como Oxyreducer) es generar a partir de residuos materiales que puedan ser utilizados en la construcción de carreteras, rellenos sanitarios, plantas de cemento y fundiciones de metales. Para lograrlo, en primer lugar el residuo a tratar es adecuado para su procesado en el horno rotativo. Para ello es triturado, molido y secado, de modo que cumpla los requisitos mecánicos necesarios para su procesado. En este proceso se suele extraer la chatarra metálica de mayor tamaño presente en el residuo y se homogeniza el residuo restante. En función de las características específicas del residuo a tratar, se puede adicionar una fuente de carbono externa como agente reductor (habitualmente carbón). Una vez tratado, el residuo es introducido en el lecho del horno rotativo en donde forma una fina capa de material. El carbono contenido en el residuo sirve como fuente de energía y agente reductor, permitiendo el reciclado de metales y óxidos metálicos. Las fracciones orgánicas de los residuos introducidos en la cámara del horno rotativo son carbonizadas en una atmósfera reductora. Durante esta etapa se produce, además, un torrente gaseoso que contiene, entre otros, metales con bajo punto de ebullición (cinc, plomo, cadmio y mercurio). El flujo de gas es oxidado (adicionando aire) a la salida del reactor a 1.200 °C, generando óxidos de cinc, cadmio y plomo que son extraídos mediante un proceso de condensación, y se destruyen las dioxinas formadas. Sin embargo, para la extracción del mercurio del torrente gaseoso es necesario aplicar un proceso de condensación por enfriamiento a 1.100 °C, precipitación húmeda electrostática y lavado del gas utilizando carbón activo, que reduce la temperatura del mismo hasta los 80 °C. Otros metales menos volátiles –con temperatura de punto de ebullición más elevada– como el hierro, manganeso, níquel, cromo, cobre, cobalto o molibdeno no pueden ser extraídos de este modo. Los óxidos e hidróxidos con alto punto de ebullición formados, como por ejemplo el FeO_2 , Al_2O_3 , CaO y SiO_2 , son extraídos como sólidos de la solera del reactor. Similar situación se produce con el cloro presente, que se transforma en cloruro de sodio (NaCl) y el cloruro de potasio (KCl), que son extraídos del reactor en fase sólida. Los materiales así extraídos son en primer lugar introducidos en un baño de agua, para posteriormente triturarlos y separarlos para aprovechamiento como fracción mineral para relleno en la construcción de carreteras, hormigones y rellenos sanitarios, o como materia prima de plantas cementeras (concentrado de hierro) y procesos metalúrgicos (ferromanganeso) (Zevenhoven y Saeed, 2002; Reinhardt, 2004; Ferrão, Nazareth y Amaral, 2006; Jody y Daniels, 2006).

En la bibliografía consultada se ha detectado la existencia de una planta industrial de tratamiento que aplica esta tecnología, denominada Citron. Dicha planta, situada en el puerto de La Havre en Rogerville, Francia, tiene capacidad para procesar una media de 80.000 t de residuo por año (Citron, 2010).

Para determinar los aspectos ambientales del tratamiento de una tonelada de residuo de fragmentación se han considerado y analizado los datos expuestos en los informes ambientales disponibles en la página web de Citron. Considerando los datos disponibles para el año 2008 se han establecido las entradas y salidas materiales del proceso de tratamiento, así como las emisiones al aire y los vertidos al agua (Citron, 2009). Los resultados obtenidos se exponen en la Tabla 55. Respecto al posible destino y aprovechamiento de los productos y residuos generados en el proceso, se debe indicar que:

- la chatarra extraída es reutilizada en la industria del acero;
- el concentrado de cinc, como $Zn(OH)_2$, es utilizado en procesos de galvanización y en la fabricación de latón;
- el concentrado de calcio y el concentrado de hierro es utilizado como aditivo para la corrección de composiciones en la industria cementera;
- el concentrado de aluminio y el concentrado de sílice puede ser utilizado como materia prima en la industria del acero, en la industria cementera o como material de relleno para asfaltos, carreteras, hormigones o similar;
- el concentrado de ferro-manganeso es utilizado como aditivo para la corrección de composiciones en procesos de fundición;
- el mercurio (con una pureza del 99,99%) es utilizado en la industria química; y
- el residuo generado en el proceso, al no ser aprovechable, es depositado en vertedero.

Para cuantificar la energía necesaria en el tratamiento, procedente de la red eléctrica y del suministro de gas natural, se ha considerado la evolución del consumo energético descrita para las anualidades 2008 y 2009 (Citron, 2009; Citron, 2010). Así, se ha determinado un consumo de energía eléctrica de red de 98,80 kWh ($8,50 \cdot 10^{-3}$ TEP) y un consumo de gas natural de 301,61 kWh ($2,59 \cdot 10^{-2}$ TEP) por tonelada de residuo tratada. En conjunto el tratamiento precisa de $3,44 \cdot 10^{-2}$ TEP de energía.

Tabla 55. Inventario del tratamiento Citrón, entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg	Ácido clorhídrico	8,23	g
Aire	2.453,77	kg	Carbono orgánico total	1,59	g
Agua	1.826,26	kg	Dióxido de carbono	341,20	kg
Aditivos (carbón y carbón activo)	8,09	kg	Oxígeno	346,39	kg
Energía eléctrica	98,80	kWh	Nitrógeno	1.908,73	kg
Gas natural	301,61	kWh	Óxidos nitrosos	321,04	g
Salidas	Cantidad	Ud.	Monóxido de carbono	48,91	g
Concentrado de hidróxido de cinc	27,58	kg	Partículas de polvo	2,41	g
Concentrado de calcio	137,60	kg	Mercurio	0,04	g
Concentrado de aluminio	137,60	kg	Agua (vapor)	1825,49	kg
Concentrado de hierro	137,60	kg	Vertidos al agua	Cantidad	Ud.
Concentrado de sílice	137,60	kg	Cinc	0,02	g
Chatarra	5,85	kg	Mercurio	2,53	mg
Concentrado de ferro-manganeso	31,23	kg	Carbono orgánico total	5,21	g
Mercurio (99,99% de pureza)	3,50	g	Cloro	3,07	kg
Residuos	17,45	kg	Flúor	1,62	g
Agua (de proceso)	238,28	kg	Cianuros	0,01	g
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Nitrógeno total	4,16	g
Metano	1,85	g	Materia en suspensión	2,98	g
Dióxido de sulfuro	32,34	g	Otros	5,31	g
Ácido clorhídrico	8,23	g			

4.5.4 Gasificación

La gasificación es un proceso termo-químico en el que el carbón presente en un material o residuo es transformado en un gas combustible o de síntesis mediante una serie de reacciones en presencia de un agente gasificante. Como agente gasificante se puede utilizar el aire, el oxígeno, el vapor de agua o el hidrógeno. La composición del gas de síntesis varía en función

del agente gasificante utilizado. Así, la utilización de aire promueve la formación de monóxido de carbono y nitrógeno. Mientras que la utilización de oxígeno puro forma monóxido de carbono sin nitrógeno. La combinación de oxígeno y agua produce monóxido de carbono e hidrógeno. Si la combinación utilizada es aire y agua se produce monóxido de carbono, hidrógeno y nitrógeno (de manera simultánea o sucesiva). Si el proceso se realiza bajo ciertas condiciones de presión y se utilizan catalizadores adecuados se puede obtener gas metano de síntesis.

El gas obtenido depende en gran medida de las condiciones de gasificación, siendo habitual que contenga altas cantidades de monóxido de carbono e hidrógeno, y menores cantidades de dióxido de carbono, metano y otros hidrocarburos. En cuanto al poder calorífico del gas combustible que se obtiene, su contenido en energía depende principalmente del origen del sustrato carbonoso y del agente gasificante utilizado. En general, la utilización del aire como agente gasificante produce un gas de síntesis con menor poder calorífico que la utilización de oxígeno, vapor de agua e hidrógeno, siendo éste último el que mayor poder calorífico genera. El gas de síntesis obtenido puede ser aprovechado energéticamente para la generación de calor, vapor o electricidad.

En los apartados siguientes se expondrán las tecnologías de gasificación en horno rotativo que posibilita la recuperación energética del residuo de fragmentación (apartado 4.5.4.1) y la gasificación catalítica con recuperación de hidrógeno para la generación de energía eléctrica (apartado 4.5.4.2).

4.5.4.1 Gasificación secuencial en horno rotativo

Para describir la tecnología de gasificación secuencial en horno rotativo del residuo de fragmentación se considera el estudio de campo realizado por Mancini y otros (Mancini, Tamma y Viotti, 2010). En su trabajo exponen los resultados obtenidos de las pruebas industriales realizadas para la gasificación del residuo de fragmentación en un molino rotativo utilizado en una planta industrial para la recuperación de neumáticos al final de su vida útil. A parte de las mencionadas pruebas a escala industrial, no se han identificado otras instalaciones de gasificación secuencial en horno rotativo que traten residuos de fragmentación derivados del fin de vida de vehículos.

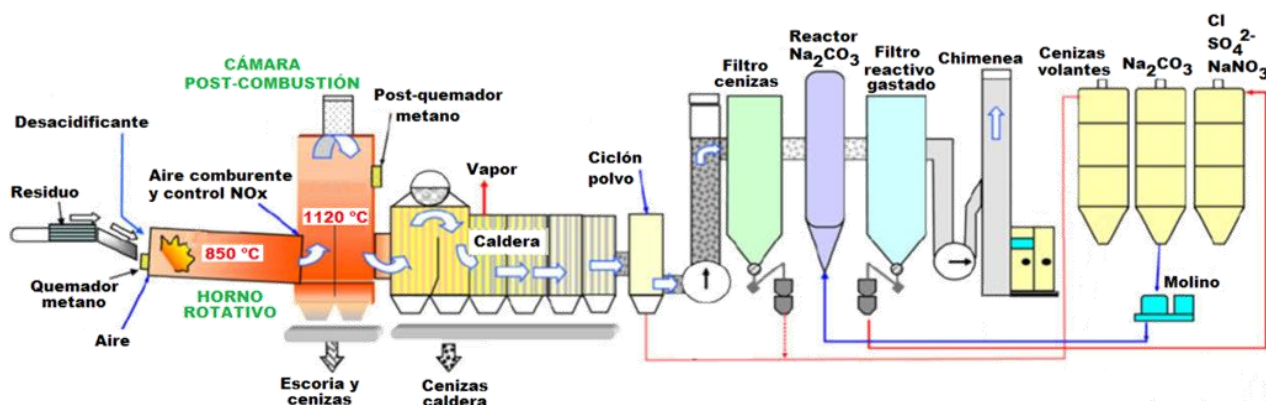


Figura 38. Tratamiento de gasificación secuencial en horno rotativo (Mancini, Tamma y Viotti, 2010)

El tratamiento de gasificación del residuo de fragmentación comienza con la introducción del residuo a la cámara del horno rotativo. En esta primera etapa a una temperatura de 850 °C, y con un aporte de aire que asegure un factor estequiométrico inferior a 1, para favorecer (a través de la volatilización, la destilación destructiva y la combustión parcial) la formación de gases. En la segunda etapa, cámara de combustión a 1.120 °C, se completa el proceso de combustión. Para asegurar que la temperatura de combustión se mantiene se puede adicionar

metano. La sección entre la zona de combustión y la parte superior de la cámara de post-combustión permite asegurar un tiempo de residencia del flujo de gas de 2 segundos. De esta forma, los componentes inorgánicos y metálicos se funden y pasan a formar parte de la escoria sólida que es extraída por la parte inferior de la cámara.

El flujo de gas generado en la combustión es transferido a la caldera. La energía contenida en el gas es aprovechada para la generación de vapor a 43 bares de presión y 430 °C de temperatura. El vapor formado es utilizado para generar electricidad en una turbina dispuesta a tal fin.

Posteriormente, el gas es enfriado y limpiado en un proceso multi-etapa de modo que se asegura el cumplimiento de los requisitos legales sobre emisiones atmosféricas. En primer lugar un dispositivo ciclónico extrae las partículas de polvo del flujo de gas. Seguidamente, se extraen las cenizas volantes presentes en el gas haciendo que el flujo restante atraviesa un filtro de mangas. Acto seguido se introduce el flujo de gas en un reactor en el que se adiciona bicarbonato sódico, de forma que se puedan extraer los ácidos y óxidos de sulfuro del flujo gaseoso en un segundo filtro de mangas. Finalmente, tras el proceso de limpieza, el flujo de gas emitido a la atmósfera a través de una chimenea.

Para determinar los aspectos ambientales principales del tratamiento de gasificación secuencial en horno rotativo se consideran las entradas y salidas de materiales, las energías y las emisiones descritas por Mancini, Tamma y Viotti (2010). Como entradas al proceso se consideran, además de la entrada del propio residuo de fragmentación, el aire aportado para la gasificación secuencial y el bicarbonato sódico utilizado para el control de las emisiones del gas de síntesis. Las escorias y materiales fundidos extraídos del horno rotativo y las cenizas generadas durante el proceso se identifican con las salidas del tratamiento. Las escorias y materiales fundidos, dado que en los análisis realizados por los autores no identifican contaminantes, son remitidas para su depósito a vertedero de materiales inertes. Sin embargo, dado el carácter peligroso de las cenizas recolectadas detectado mediante ensayos de lixiviación su destino final será la disposición en un depósito de residuos peligrosos. Respecto a la cuantificación de la energía para el tratamiento, se identifica la energía eléctrica generada en la planta mediante una turbina de vapor a partir de la energía contenida en el propio residuo. Como resultado del tratamiento, el conjunto de las instalaciones genera un excedente de 1.024 kWh de energía eléctrica ($8,81 \cdot 10^{-2}$ TEP) que es vertida a la red eléctrica. Para la estimación de las emisiones al aire se han considerado los valores de emisión por Nm^3 expuestos en la tabla 10 del estudio de Mancini, Tamma y Viotti (2010), y un volumen de gas generado de $4,33 \text{ Nm}^3$ basado en el estudio de Delgado, Barruetabeña y Salas (2007). En la Tabla 56 y Tabla 57 se exponen los valores de las entradas, salidas y emisiones considerados.

Tabla 56. Inventario del tratamiento de gasificación secuencial, entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Aire	4.463,05	kg
Bicarbonato sódico	68,00	kg

Tabla 57. Inventario del tratamiento de gasificación secuencial, salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Escorias y materiales fundidos	180,00	kg	Ácido fluorhídrico	4,33	mg
Cenizas	30,00	kg	Dióxido de azufre	43,34	mg
Energía eléctrica	1.024,00	kWh	Óxidos nitrosos	433,39	mg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Cd + Ti	43,34	µg
Dióxido de carbono	1.640,00	kg	Mercurio	86,68	µg
Monóxido de carbono	21,67	mg	Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn	0,43	mg
Partículas de polvo	8,67	mg	PCDD/F	0,22	mg
Sustancias orgánicas	43,34	mg	Alcohol isopropílico	43,34	µg
Ácido clorhídrico	21,67	mg			

4.5.4.2 Gasificación catalítica

Asumiendo que la gasificación del residuo de fragmentación es una tecnología conocida y que puede ser adecuada para la generación de hidrógeno útil como fuente de energía renovable, Lin, Chowdhury y Wang (2010) analizan la gasificación catalítica como fuente para la obtención de energía eléctrica a nivel industrial. En su estudio, a escala de laboratorio se plantea y analiza la viabilidad de este tratamiento cuando es aplicado al residuo de fragmentación. Indicar que en la bibliografía consultada no se han detectado instalaciones industriales que apliquen dicha tecnología, por lo que no se dispone de datos sobre la capacidad de procesado del tratamiento.

El proceso de gasificación catalítica (Figura 39) consta de cuatro etapas básicas: gasificación, recuperación, control de emisiones y generación eléctrica. El corazón de la gasificación catalítica es un gasificador de lecho fijo que utiliza un catalizador de níquel. El proceso se completa con una unidad de recuperación de coque, alquitrán, cenizas y absorción de agua, una unidad de recuperación de energía térmica, un sistema de control de la contaminación atmosférica, una unidad de combustión interna para la producción de energía eléctrica a partir del gas de síntesis, una unidad de depuración del gas mediante adsorción por oscilación de presión y una célula de combustible de hidrógeno del tipo membrana de intercambio de protones.

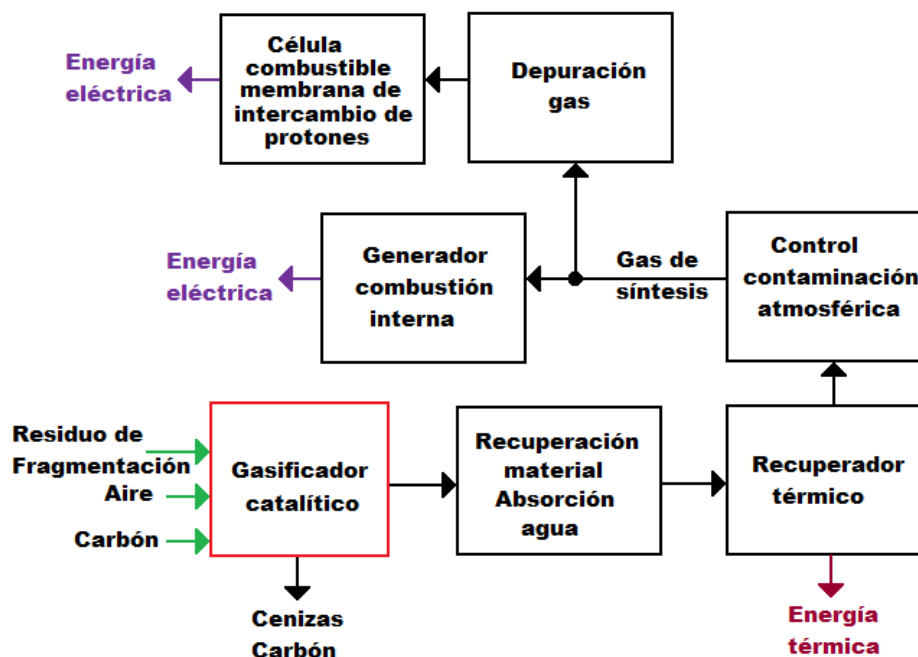


Figura 39. Tratamiento de gasificación catalítica (Lin, Chowdhury y Wang, 2010)

Como catalizador se utiliza óxido de níquel (II), NiO, sobre un sustrato de óxido de aluminio, Al₂O₃. Para su obtención se utiliza a partes iguales óxido de aluminio y nitrato hexahidratado de níquel, Ni(NO₃)₂·6H₂O finamente molturados. Como agente gasificante se utiliza aire, y además, se aporta carbón extra al proceso para favorecerlo. Como resultado directo del proceso de gasificación catalítica se generan cenizas, carbón, coque, alquitranes y escorias. Mientras que las cenizas y el carbón son extraídos como residuo sólidos del gasificador, el coque, los alquitranes y las escorias son reutilizados en el propio proceso para incrementar la cantidad de materia orgánica a tratar. Las cenizas extraídas son habitualmente depositadas en vertedero, mientras que el carbón puede ser utilizado como combustible de sustitución o como materia prima. Destacar además, que durante el proceso de extracción del coque, alquitranes y escorias, también se extrae agua que se reutiliza en la propia gasificación. El flujo principal restante, con una temperatura aproximada de 630 °C, es introducido en un recuperador térmico del que sale a una temperatura aproximada de 200 °C. El gas de síntesis es entonces tratado en una unidad de control de contaminación atmosférica. Tras la reducción de la carga de contaminantes, parte del gas de síntesis es remitido a una unidad de combustión interna en donde se genera electricidad, y parte es procesado en una unidad de depuración para obtener hidrógeno. La unidad de depuración está formada por una unidad de adsorción por oscilación de presión y un purificador de membrana, así se asegura una pureza del gas hidrógeno obtenido del 99,999% y la presencia de monóxido de carbono en cantidad inferior a 10 ppm. El hidrógeno obtenido es utilizado como combustible en una célula de combustible del tipo membrana de intercambio de protones para la generación de electricidad.

Para estimar las cuestiones ambientales asociadas al tratamiento de una tonelada de residuo de fragmentación en el proceso de gasificación catalítica (Tabla 58 y Tabla 59) se ha tomado como referencia el balance de material y energía expuestos en el estudio de Lin, Chowdhury y Wang (2010). Las emisiones del tratamiento se deben principalmente a la combustión del gas de síntesis en el motor-generator de combustión interna durante la generación de electricidad y los procesos de descontaminación y limpieza del gas de síntesis. Las emisiones y consumos debidos a la célula de combustible, son poco significativas al no implicar un proceso de combustión y utilizar hidrogeno de alta pureza (Primas, 2007), por lo que no son consideradas. Para determinar las emisiones derivadas de la generación de 100 kWh de energía eléctrica en el motor de combustión internaⁿ se considera la combustión de 1.241,38 MJ de gas de síntesis en un motor de combustión interna, según factores de emisión expuestos en la tabla 2.3 del informe de Primas (2007). En el cálculo de las emisiones tras los procesos de descontaminación y limpieza del gas de síntesis se han considerado los valores de emisiones por Nm³ expuestos en la tabla 10 del estudio de gasificación de Mancini, Tamma y Viotti (2010).

Finalmente, respecto a los flujos energéticos del proceso descritos por Lin, Chowdhury y Wang (2010), se debe indicar que:

- el recuperador térmico previo a la descontaminación del gas de síntesis permite extraer 3.135,5 MJ de energía reaprovechada en el propio proceso;
- el motor-generator de combustión interna genera, a partir de 1.241,38 MJ de gas de síntesis, 100 kWh de energía eléctrica ($8,60 \cdot 10^{-3}$ TEP); y
- la célula de combustible de hidrógeno utiliza 510.000 l de hidrógeno para generar 175 kWh de energía eléctrica ($1,51 \cdot 10^{-2}$ TEP).

ⁿ Se considera una ratio de generación eléctrica para un motor de combustión interna de 0,29 MJ/MJ_{entrada}, según datos expuestos en la tabla 2.1 del informe de Primas (2007).

En conjunto, el tratamiento genera un total de 1.250 kWh de energía eléctrica neta ($1,08 \cdot 10^{-1}$ TEP) por tonelada de residuo tratado que se puede exportar a la red eléctrica o utilizar en otras instalaciones.

Tabla 58. Inventario del tratamiento de gasificación catalítica, entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Carbón	516,36	kg
Aire	7.272,73	kg
Óxido de aluminio	1,50	kg
Nitrato hexahidratado de níquel	1,50	kg

Tabla 59. Inventario del tratamiento de gasificación catalítica, salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Carbón	150,91	kg	Ácido fluorhídrico	2,67	g
Cenizas	26,77	kg	Dióxido de azufre	29,77	g
Energía eléctrica	1.250,00	kWh	Óxidos nitrosos	447,27	g
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Cd + Ti	26,67	mg
Dióxido de carbono	4.899,63	g	Mercurio	53,33	mg
Monóxido de carbono	171,33	g	Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn	267,67	mg
Partículas de polvo	5,33	g	PCDD/F	133,33	mg
Partículas _{<2,5}	2,82	g	Alcohol isopropílico	2,67	mg
Sustancias orgánicas	26,67	g	Compuestos orgánicos volátiles no metano	3,39	g
Ácido clorhídrico	13,33	g	Metano	30,47	g

4.6 Tratamientos híbridos

Los tratamientos híbridos del residuo de fragmentación combinan varias de las tecnologías anteriormente descritas. Los cuatro tratamientos seleccionados, Reshment, TwinRec, Thermosteact-Process y SVZ Schwarze Pumpe, combinan la generación de energía o productos útiles para la generación de energía, con la producción de diversos productos con valor comercial. Además, todos ellos se basan en la aplicación de procesos de gasificación combinados con otros procesos de tratamiento del residuo de fragmentación –mecánicos y físicos o termo-químicos.

4.6.1 Reshment

Concebido como la combinación de un proceso de gasificación en horno ciclónico con oxígeno y un proceso de combustión con aporte de aire, Conzepte Technik Umwelt AG diseñó el proceso Reshment para el tratamiento del residuo de fragmentación. En la Figura 40, se puede observar un esquema simplificado de la tecnología, que consta de cuatro etapas: adecuación del residuo, combustión y gasificación, generación de electricidad, y control y limpieza de gases.

El tratamiento se inicia aplicando una etapa de adecuación del residuo en la que se procede a extraer parte de la chatarra de hierro, cobre y aluminio presente. Además, en esta etapa se reduce a un tamaño inferior a los 5 mm el flujo de residuo principal. Estas medidas persiguen reducir la proporción de material no orgánico e incrementar la reactividad del residuo. El flujo de residuo principal es entonces apto para alimentar al gasificador tipo ciclón, que trabaja a una temperatura próxima a los 2.000 °C. Además del flujo de residuo, el ciclón es alimentado con cenizas volantes procedentes de la incineración de residuos sólidos municipales y oxígeno. Este último favorece la oxidación de la materia orgánica del residuo y la reducción de los óxidos metálicos. El proceso térmico de gasificación aprovecha la energía contenida en la fracción

orgánica del residuo. Como consecuencia de dicho proceso térmico se forman dos flujos diferentes de materiales: uno de fundidos y otro de gases. El material fundido forma un flujo de metales no ferrosos y escoria vitrificada que es extraído por la parte inferior de la cámara de gasificación. Al tratarse de un material vitrificado este residuo puede ser posteriormente remitido a vertedero para su depósito (Swiss Auto Recycling Foundation, 2002). Como producto principal de la gasificación se obtiene un gas de síntesis. El gas de síntesis es el resultado de la conversión de la fracción orgánica en, entre otros, dióxido de carbono, monóxido de carbono, hidrógeno, ácido clorhídrico, dióxido de azufre y agua (Ignatenko, van Schaik y Reuter, 2008). Para minimizar la presencia de contaminantes tóxicos y peligrosos en el gas de síntesis y posibilitar mayores tasas de recuperación energética, el gas de síntesis completa su combustión en una cámara adyacente de post-combustión con aporte de aire. La energía calorífica obtenida es utilizada en una caldera de vapor adecuada para la generación eléctrica y el aporte de calor a otros procesos propios o externos. Finalmente, los gases de escape son introducidos en una unidad de control y depuración de gases en donde son depurados. El proceso de depuración y limpieza permite evitar emisiones no deseadas y a su vez obtener diversos materiales valiosos. En una primera etapa se procede a la recuperación de diversos metales pesados que, tras ser volatilizados en la gasificación, se han condensado en la caldera en forma de partículas de polvo. Los metales así obtenidos pueden ser reciclados en instalaciones externas. En una segunda etapa se procede a la depuración de los ácidos presentes en los gases de escape, derivados de la descomposición térmica del policloruro de vinilo, teflón, caucho, etc. Los ácidos clorhídrico y fluorhídrico son neutralizados, mientras que el dióxido de azufre es transformado en yeso apto para ser utilizado como material de construcción. La tercera etapa del proceso de depuración de gases consta de un filtro de carbón activo que actúa como sistema redundante de las dos etapas anteriores. La última etapa de depuración permite la eliminación de los óxidos de nitrógeno mediante un filtro catalítico. Finalmente, el gas depurado es emitido a la atmósfera a través una chimenea (Schaub, 2002; Zevenhoven y Saeed, 2002; Jody y Daniels, 2006).

Sin embargo, y aun siendo referenciada en la bibliografía como una tecnología con un alto potencial para el tratamiento del residuo de fragmentación, no existe ninguna planta industrial o piloto que la aplique. Debido a la paralización, parece que por causas financieras, del consorcio que debía implementar la tecnología en Suiza las inversiones e instalaciones proyectadas no han sido completadas ni mucho menos puestas en marcha.

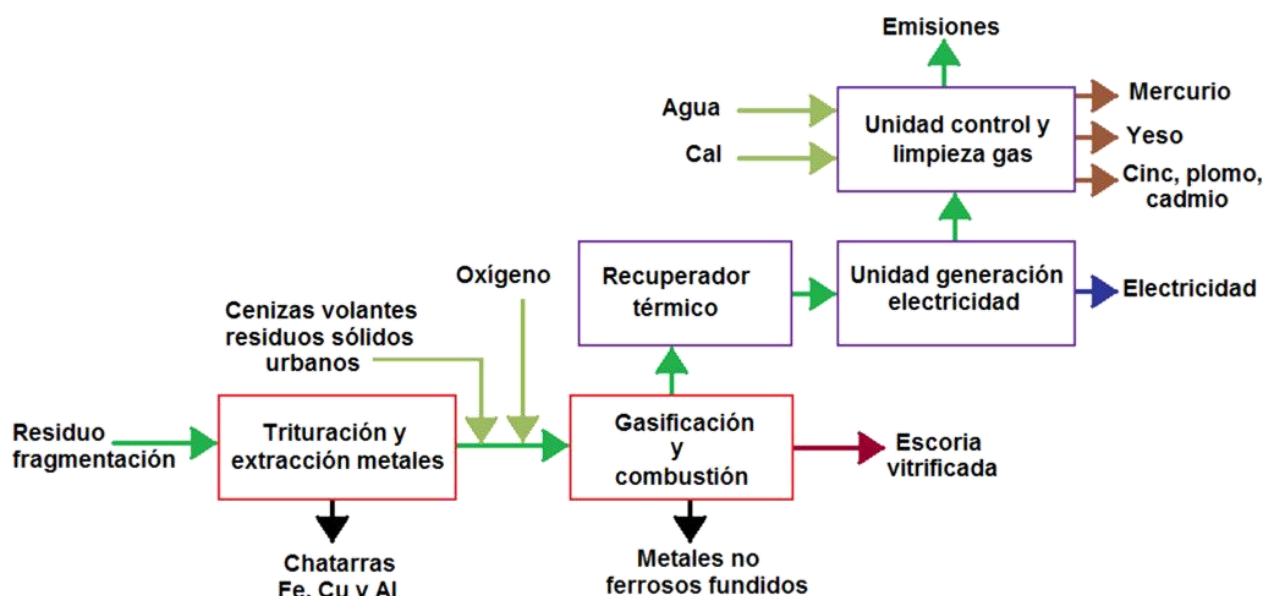


Figura 40. Esquema simplificado de la tecnología Reshment (Zevenhoven y Saeed, 2002)

Para determinar los aspectos ambientales de la tecnología Reshment se considera el balance

de materiales y la energía neta generada del proceso (Zevenhoven y Saeed, 2002), Tabla 60 y Tabla 61. Para completar las entradas y salidas de materiales asociadas a las emisiones del proceso se aplicarán similares consideraciones a las realizadas para el tratamiento por combustión de residuos (Doka, 2009) aplicadas en el apartado 4.5.2.1. Por último, indicar que el tratamiento de una tonelada de residuo de fragmentación permite generar un excedente de 266,75 kWh de energía eléctrica ($2,29 \cdot 10^{-2}$ TEP).

Tabla 60. Inventario de la tecnología de tratamiento Reshment, entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.	Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg	Cloruro de hierro (III)	168,32	g
Cenizas volantes de residuos sólidos municipales	726,09	kg	TMT15	168,31	g
Oxígeno	514,21	kg	Polielectrolito inorgánico	33,66	g
Agua	1.683,19	kg	Amoniaco	1,68	kg
Óxido de calcio	71,85	kg	Óxido de titanio	242,38	g
Hidróxido de sodio	11,78	kg	Óxido de vanadio (V)	4,96	g
Ácido clorhídrico	67,33	g			

Tabla 61. Inventario de la tecnología de tratamiento Reshment, salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Chatarra férrica	33,35	kg	Tolueno	1,29	kg
Chatarra de cobre	3,92	kg	Pentaclorobenceno	3,01	g
Chatarra de aluminio	5,62	kg	Hexaclorobenceno	1,18	g
Aleación Fe-Cu	39,39	kg	Pentaclorofenol	103,51	mg
Escoria vitrificada granulada	823,31	kg	Benzo(a)pireno	13,63	mg
Concentrado Zn/Cd/Pb	77,31	kg	Dioxinas y furanos	5,0496	µg
Mercurio	28,61	g	Partículas _{<2,5}	10,05	g
Yeso	175,99	kg	Partículas _{2,5-10}	50,49	mg
Energía eléctrica	266,75	kWh	Óxidos nitrosos	5,35	kg
Agua de proceso	12,64	kg	Amoniaco	130,61	g
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Monóxido de carbono	252,48	g
Metano	9,70	kg	Dióxido de carbono	2.476,70	kg
Benceno	646,35	g			

4.6.2 TwinRec

En el año 2000 la EBARA Corporation japonesa presentó la tecnología de tratamiento térmico de residuos de fragmentación TwinRec. Esta tecnología combina la gasificación de residuos en lecho fluido y la recuperación de los metales fundidos con la combustión en una cámara ciclónica del gas de síntesis obtenido. Esta tecnología se basa en el aprovechamiento del poder calorífico del residuo de fragmentación, entre 13 y 20 MJ/kg, para la generación de energía y en el reciclado de los materiales inertes presentes (Ando et ál., 2002; Selinger, Steiner y Shin, 2003).

Durante el proceso de desgasificación se neutralizan las sustancias tóxicas presentes en la materia orgánica, se separan los metales, los materiales inertes y la ceniza, de modo que se limpia el combustible aumentando su poder calorífico, además de, limitar las emisiones atmosféricas finales del proceso (GHK y Bio Intelligence Service, 2006).

La tecnología TwinRec combina el reciclado de material (metales, minerales y cenizas) con la recuperación energética. Según el esquema mostrado en la Figura 41, el tratamiento TwinRec consta de cuatro etapas: gasificación en lecho fluido, combustión, generación de electricidad, y

control y limpieza de gases. El tratamiento comienza en el gasificador de lecho fluido, que es alimentado con residuos de fragmentación sin acondicionamiento previo, es decir, tal y como salen de las instalaciones de fragmentación. La principal función del gasificador es separar la fracción combustible de las partículas metálicas e inertes presentes en el residuo de fragmentación. De este modo, es posible extraer de la masa del residuo de fragmentación metales como el aluminio, cobre o hierro (por la parte inferior del gasificador), mientras que la fracción combustible forma un gas de síntesis (extraído por la parte superior) que servirá de combustible para la etapa posterior. Durante el proceso de gasificación se neutralizan las sustancias tóxicas presentes en la materia orgánica, se separan los metales, los materiales inertes y la ceniza, de modo que se limpia el combustible aumentando su poder calorífico, además de, limitar las emisiones atmosféricas finales del proceso. El gas de síntesis es quemado en una cámara de combustión ciclónica a una temperatura de trabajo de 1.350-1.450 °C sin adición de combustibles fósiles ni oxígeno (excepto durante el encendido), aprovechándose el calor generado para la calentar vapor de agua en una caldera asociada a un generador de energía eléctrica. Durante la combustión, las partículas finas que han sido arrastradas desde el gasificador por el flujo de gas de síntesis son recogidas en las paredes del quemador en forma de escoria vitrificada fundida. Dicha escoria vitrificada es extraída del quemador por su parte inferior. Posteriormente, los gases de escape de la combustión son filtrados y limpiados para reducir la cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera.

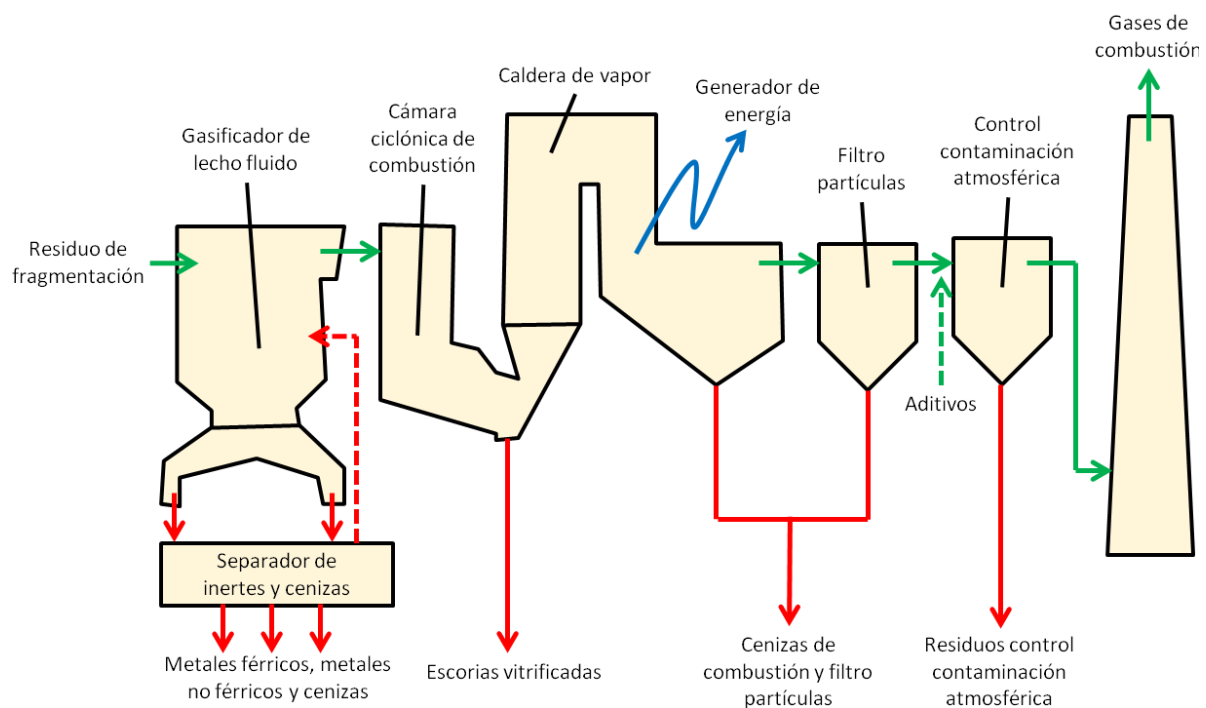


Figura 41. Esquema básico del proceso TwinRec (Ando et ál., 2002)

Como resultado del tratamiento TwinRec aplicado a los residuos de fragmentación, se obtienen diversas fracciones materiales y energía útil para la generación de electricidad. En la descarga inferior del gasificador de lecho fluido es posible obtener metales férricos y no férricos (aluminio y cobre fundamentalmente) no oxidados o sinterizados con otras materias. Además, en la descarga del gasificador se extraen cenizas y otros materiales inertes que son en parte reciclados para mantener el lecho fluido. Los metales férricos y no férricos, dadas sus características y valor, son remitidos a instalaciones de reciclado. Las cenizas y otros materiales inertes, dado su carácter inerte, son depositadas en vertedero. Tal y como se había indicado anteriormente, en la parte inferior de la cámara de combustión ciclónica se extraen escorias vitrificadas. Estas escorias vitrificadas poseen una excelente resistencia al lixiviado, motivo por

el que pueden ser útiles como material de relleno para la construcción. Por otro lado, la combustión del gas de síntesis produce cenizas de combustión y arrastre de partículas. Tanto las cenizas de combustión como las partículas arrastradas son separadas del flujo principal de gas de combustión aprovechando la geometría ciclónica de la cámara y mediante equipos de filtrado de partículas. En ambos casos, las cenizas y las partículas separadas serán posteriormente depositadas en vertedero al tratarse de materiales inertes. Para el tratamiento de los gases de combustión se aplica un sistema redundante de limpieza en seco de gases de combustión en dos etapas. La primera etapa consiste en la inyección de carbono activo y cal hidratada y posterior filtrado mecánico del flujo de gases. La segunda etapa consiste en la inyección de carbón activado y bicarbonato sódico seguido de un nuevo filtrado mecánico del flujo de gases. Posteriormente al filtrado, se realiza una reducción catalítica selectiva mediante la inyección de amoníaco para la disminuir la presencia de óxidos nitrosos (NOx) en el flujo de gases final. La redundancia de este tratamiento permite cumplir con los límites de emisión, e incluso evitar picos de concentración de gases ácidos debidos a la gran variabilidad de la composición del residuo de fragmentación (Viganò et ál., 2010). Los residuos generados en la unidad de tratamiento de gases de combustión son habitualmente depositados en vertederos.

En la bibliografía consultada se indica la existencia de una planta industrial para el tratamiento del residuo de fragmentación derivado del fin de vida de vehículos. Con una capacidad de tratamiento para 100.000 t de residuo por año –70% residuo de fragmentación y 30% lodos de depuradora. La citada planta se localiza Kawaguchi, Japón.

Para determinar los aspectos ambientales del tratamiento de una tonelada de residuo de fragmentación se considera el estudio realizado por Viganò y otros (2010). Dicho estudio permite determinar el inventario de entradas y salidas asociadas al tratamiento TwinRec (Tabla 62 y Tabla 63). Las emisiones al aire se determinan considerando los valores indicados en la tabla 6 del mencionado estudio. Para determinar la cantidad de energía consumida durante el proceso se ha considerado que la planta en régimen estacionario genera energía eléctrica que exporta a la red eléctrica de media tensión y no precisa de más aporte energético que el del propio residuo de fragmentación que trata. En su estudio Viganò y otros (2010) consideran que el poder calorífico del residuo de fragmentación tiene un valor de 19,2 MJ/kg y el rendimiento eléctrico de la planta de tratamiento del 22,5%. Este valor parece coherente con el estudio de Vermeulen y otros (2011) en el que se analiza tanto la composición material del residuo de fragmentación como su composición elemental y características físico-químicas. En la tabla 4 de su estudio, recopila 15 valores para el poder calorífico inferior del residuo de fragmentación reportados por distintos autores. Dichos valores oscilan entre los 10,20 MJ/kg y los 29,30 MJ/kg, con una media de 20,15 MJ/kg y una mediana de 21,00 MJ/kg. Ante esta variabilidad, se ha considerado el valor reportado por Viganò y otros (2010) en su estudio. Bajo estas consideraciones, el tratamiento de 1.000 kg de residuo de fragmentación mediante el proceso TwinRec permite generar 1.200 kWh de energía eléctrica ($1,03 \cdot 10^{-1}$ TEP) que es vertida a la red pública de media tensión.

Tabla 62. Inventario del tratamiento TwinRec (Viganò et ál., 2010), entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Cal hidratada	70,00	kg
Bicarbonato sódico	30,00	kg
Amoniaco	1,40	kg
Carbón activo	2,00	kg

Tabla 63. Inventario del tratamiento TwinRec (Viganò et ál., 2010), salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.
Metales ferrosos	24,53	kg
Aluminio	13,15	kg
Cobre	6,58	kg
Residuos lecho fluido	4,88	kg
Escorias vitrificadas (secas)	191,40	kg
Cenizas quemador ciclónico	13,44	kg
Cenizas volantes y residuos limpieza gases combustión	200,00	kg
Energía eléctrica	1.200,00	kWh
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
CO ₂ fósil	1.386,00	kg
CO ₂ biogénico	154,00	kg
Partículas en suspensión	49,00	g
CO	98,00	g
HCl	69,00	g
HF	7,00	g
SO ₂	343,00	g
NOx (como NO ₂)	980,00	g
Hg	0,50	g
Cd + Ti	0,50	g
Otros metales	4,90	g
PCDD/F	1,00	g

4.6.3 Thermoselect-Process

Thermoselect-Process es una tecnología de tratamiento de residuos que permite obtener un gas de síntesis, minerales vitrificados, metales ricos en hierro y azufre. Su principio de funcionamiento se basa en la gasificación a alta temperatura de la fracción orgánica y la fusión directa de la fracción inorgánica. Por otro lado, el tratamiento del agua de proceso permite obtener subproductos como la sal y el cinc. Según el esquema mostrado en la Figura 42, el tratamiento consta de cuatro etapas: prensado, desgasificación, gasificación, y control y limpieza de gases. El proceso completo evita la generación de cenizas, escorias y polvo de filtración.

En la primera fase del proceso los residuos –sin tratamiento previo– son compactados en una prensa, de modo que se extraen los líquidos (mezclas con agua) y el aire contenido (eliminando así nitrógeno). Los residuos prensados son introducidos en el canal de desgasificación. El aumento de la temperatura en el canal seca los residuos y permite que los componentes orgánicos se desgasifiquen, siendo finalmente (tras una hora de residencia) introducidos en la cámara del reactor de alta temperatura. El carbono y los compuestos carbonados obtenidos por desgasificación y coquefacción son gasificados en una atmósfera saturada de vapor a una temperatura de 2.000 °C, con aporte de oxígeno. Las reacciones exotérmicas que se producen en esta etapa del reactor generan CO y CO₂. Al mismo tiempo se producen reacciones endotérmicas como la reacción de Boudouard y reacciones del agua con los gases. La permanencia de los gases a temperaturas superiores a 1.200 °C destruye los compuestos de hidrocarburos clorados, las dioxinas, los furanos y otros compuestos orgánicos. Posteriormente, el flujo de gas es enfriado rápidamente hasta los 90 °C para impedir la formación de hidrocarburos clorados. Además, el flujo de gas es sometido a un proceso de depuración y limpieza para reducir o eliminar el HCl, HF, H₂S, partículas, compuestos metálicos y otras

impurezas que contiene. El gas de síntesis obtenido está compuesto por moléculas de H_2 , CO , CO_2 y H_2O . Este gas de síntesis puede ser utilizado como portador de energía en plantas de generación de energía eléctrica o calorífica, o bien servir como materia prima para la síntesis de sustancias químicas básicas como el metanol.

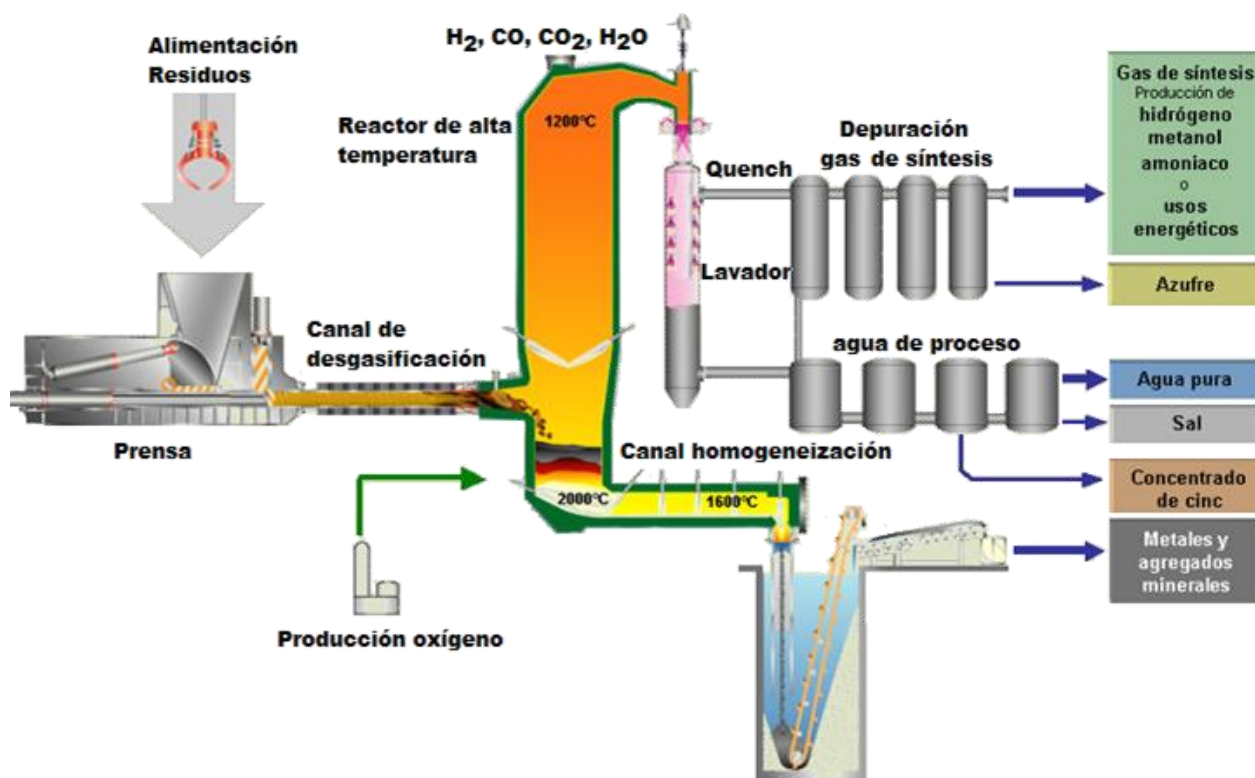


Figura 42. Esquema general tecnología Thermoselect-Process (Thermoselect, 2003)

En la parte inferior del reactor de alta temperatura, las fracciones inorgánicas metálicas y minerales se funden a temperaturas de hasta 2.000 °C. La masa fundida es homogeneizada en un canal anexo al reactor. En este canal, aproximadamente a 1.600 °C se producen dos fases estables, una mineral y otra metálica. La masa fundida homogeneizada se somete seguidamente a un enfriamiento ultrarrápido en agua, que provoca su granulación y la separación de los metales de los minerales. Los gránulos metálicos y los gránulos minerales son clasificados mediante un sistema de separación magnética. Los metales son aptos para la industria metalúrgica, mientras que los minerales pueden sustituir a otros minerales naturales.

El proceso se completa con la recuperación del agua contenida como humedad en el residuo inicial y la gasificación, que es aprovechada como refrigerante en el proceso. Durante su lavado se extrae la sal, el cinc concentrado y el azufre, que pueden ser reutilizados en otros procesos industriales.

En la bibliografía consultada se indica la existencia y funcionamiento de tres plantas industriales que aplican la tecnología de tratamiento Thermoselect-Process al residuo de fragmentación, localizadas en Karlsruhe (Alemania), Fondotoce (Italia) y Chiba (Japón). La planta de Karlsruhe trata anualmente 225.000 t de residuos, entre los que se incluye el residuo de fragmentación. Por otro lado, la planta asiática trata anualmente 100.000 t de residuo de fragmentación derivado del fin de vida de vehículos.

Para determinar los aspectos ambientales del tratamiento de una tonelada de residuo de fragmentación se consideran los estudios realizados por Thermoselect (2003) e IWT (2005) para el tratamiento de una mezcla de residuo de fragmentación y residuo sólido urbano y, el informe del Instituto de Prospectiva Tecnológica (Delgado, Barruetaña y Salas, 2007). Según

la bibliografía consultada, se recopilan las entradas y salidas materiales (Tabla 64), así como las emisiones (Tabla 65) correspondientes al tratamiento de una tonelada de residuo (40-55% residuo de fragmentación y resto residuo sólido urbano). Con un poder calorífico inferior de la mezcla de residuos de 13.438,8 MJ/t, su tratamiento permite obtener 705 kWh de energía eléctrica ($6,06 \cdot 10^{-2}$ TEP) que es vertida a la red pública.

Tabla 64. Inventario del tratamiento Thermosteect-Process, entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Residuos sólidos urbanos	1.105,26	kg
Gas natural	338,83	Nm ³
Oxígeno	811,03	kg

Tabla 65. Inventario del tratamiento Thermosteect-Process, salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Metales (aleación hierro-cobre)	61,05	kg	NOx	1.609,05	mg
Agregados minerales vitrificados	484,21	kg	SO2	107,68	mg
Sal	21,05	kg	Partículas	9,54	mg
Concentrado de cinc	6,32	kg	Dioxinas/Furanos	64,61	mg
Azufre	4,21	kg	CO	99,68	mg
Energía eléctrica	705,00	kWh	CO ₂	3.452,63 ⁽¹⁾	kg
			HCl	1,54	mg
			Metales pesados	0,27	mg
			Hg	0,06	mg
			Cadmio/Talio	0,44	mg
			Agua pura (evaporada)	736,84	kg

Nota: ⁽¹⁾ Considerando un factor de emisión medio para el proceso de gasificación igual a 1,64 t CO₂/t residuo (Mancini, Tamma y Viotti, 2010).

4.6.4 SVZ Schwarze Pumpe

El proceso SVZ Schwarze Pumpe GmbH aplica la tecnología de gasificación en lecho fijo y extracción de escoria BGL-G (Figura 43). Esta tecnología permite, partiendo de un residuo líquido, viscoso o sólido como es el residuo de fragmentación, generar gas de síntesis útil para la producción de energía, metanol, amoníaco, ácido fórmico, ácido acético o combustibles de síntesis (Buttker et ál., 2005; Picard, Kamka y Jochmann, 2005). Es posible utilizar como materia prima una amplia gama de mezclas de difícil caracterización, como por ejemplo: residuos sólidos municipales, lodos de depuración, residuos de pinturas, residuos biológicos, alquitrán, residuos comerciales, gomas y residuos de fragmentación de automóviles y de aparatos eléctricos y electrónicos.



Figura 43. Esquema de la tecnología BGL-G (Envirotherm GmbH, 2011)

La bibliografía consultada indica la realización de pruebas industriales para el tratamiento de 30 t de residuo de fragmentación por hora. Las pruebas se refieren a la planta industrial de SVZ de Sajonia, Alemania, y muestran la viabilidad técnica de la tecnología. No se han detectado otras instalaciones que utilicen la tecnología de gasificación en lecho fijo y extracción de escoria BGL-G para el tratamiento del residuo de fragmentación derivado del fin de vida de vehículos.

Según Buttker y otros (2005), durante la gasificación, a temperaturas de 1.300-1.600 °C y presiones de 25 bar, se produce la oxidación parcial con vapor y oxígeno de la fracción orgánica presente en los residuos. El origen del carbono e hidrógeno presentes en los residuos tratados no supone una variación en la composición del gas de proceso obtenido. La proporción de hidrógeno, monóxido de carbono, metano y dióxido de carbono en el gas obtenido depende fundamentalmente de la ratio oxígeno/vapor con que se alimenta el proceso. Además, el proceso de craqueo logra que compuestos peligrosos como las dioxinas, los furanos, los compuestos policíclicos aromáticos y los bifenilos se descompongan generando parte del gas obtenido. Tras el procesado y limpieza del gas de proceso, se obtiene un gas de síntesis con una ratio H₂/CO específica aprovechable para la síntesis de diversos compuestos químicos o la generación de energía. Como residuo del proceso se obtiene escoria vitrificada que contiene los metales pesados presentes en el residuo inicial. Las características propias de la escoria fundida vitrificada imposibilitan el lixiviado de las mismas al medio ambiente, por lo que las escorias fundidas pueden ser granuladas y utilizadas como material de relleno en diversas aplicaciones (asfaltos, obra civil, hormigones, etc.).

La tecnología SVZ Schwarze Pumpe de GmbH incluye el tratamiento previo y granulación de una mezcla de residuos (50% residuo de fragmentación y 50% residuo sólido urbano), la gasificación para producir gas de síntesis, la depuración de los gases obtenidos y el tratamiento para la obtención de metanol y energía eléctrica (Buttker et ál., 2005; Picard, Kamka y Jochmann, 2005). En el tratamiento previo y granulación de los residuos supone reducir un 7,7% la cantidad de metales, un 6,1% la fracción inerte y un 12,7% el agua (evaporada) presente en el flujo de residuos. El residuo tratado restante se utiliza como materia prima en el gasificador. En el gasificador, por cada 100 kg de residuo tratado deben aportarse 26,2 kg de oxígeno, 22, 8 kg de vapor de agua y 16,0 kg de carbón (1,12·10⁻² TEP) con un poder calorífico aproximado de 4,16 MJ/kg. Como resultado del proceso, se obtienen 1.267,9 m³ de gas de síntesis (Tabla 66) que se utilizan para producir 155,1 kg de metanol (con una pureza del 99,9%) y 29,4 kWh de energía eléctrica (2,53·10⁻³ TEP) mediante una turbina de gas de 45 MW. Aproximadamente, un 70% del gas de síntesis se utiliza para la producción del metanol, un 20% en la generación eléctrica y el resto en otros usos no determinados.

Tabla 66. Composición del gas de síntesis (Buttker et ál., 2005)

Entradas	Gas de síntesis bruto [% Volumen]	Gas de síntesis limpio [% Volumen]
Hidrógeno	13,8	59,1
Metano	27,6	11,6
Monóxido de carbono	29,6	23,5
Dióxido de carbono	19,4	2,1
Otros	9,6 ⁽¹⁾	3,7 ⁽²⁾

Nota: ⁽¹⁾ Aceites ligeros y nitrógeno. ⁽²⁾ Nitrógeno.

Por otro lado, la gasificación genera un total de 25,4 kg de residuo en forma de escoria vitrificada granulada útil como material de sustitución de áridos en asfaltos, hormigones y otros materiales compuestos. Finalmente indicar que, aunque las emisiones totales de CO₂ del proceso son inferiores en un 34% a las emisiones de CO₂ de una instalación de incineración convencional, en la bibliografía consultada no se especifica ni las sustancias ni las cantidades emitidas. Por dicho motivo, y dada la similitud entre esta tecnología de gasificación y la

tecnología de gasificación y de tratamiento del gas de síntesis Thermoselect-Process, se estiman las emisiones considerando los datos reportados por (Delgado, Barrueta y Salas, 2007). El inventario del proceso completo SVZ Schwarze Pumpe se detalla en la Tabla 67 y en la Tabla 68.

Tabla 67. Inventario del tratamiento SVZ Schwarze Pumpe, entradas por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuo de fragmentación	1.000,00	kg
Residuos sólidos urbanos	1.000,00	kg
Oxígeno	385,14	kg
Vapor de agua	335,16	kg
Carbón (4,16 MJ/kg)	235,20	kg

Tabla 68. Inventario del tratamiento SVZ Schwarze Pumpe, salidas por t de residuo

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Metales férricos y no férricos	154,00	kg	Óxidos nitrosos	1.123,52	mg
Fracción inertes	122,00	kg	Dióxido de azufre	75,18	mg
Agregados minerales vitrificados	373,72	kg	Partículas	6,66	mg
Agua pura (evaporada)	254,00	kg	Dioxinas/Furanos	45,12	mg
Energía eléctrica	294,00	kWh	Monóxido de carbono	69,60	mg
			Dióxido de carbono	971,14 ⁽¹⁾	kg
			Ácido clorhídrico	1,08	mg
			Metales pesados	0,18	mg
			Mercurio	0,04	mg
			Cadmio/Talio	0,30	mg

Nota: ⁽¹⁾ Calculado como el 66% de las emisiones del proceso de incineración (apartado 4.5.2.1).

4.7 Comparativa entre tratamientos

En la exposición de las tecnologías de tratamiento realizada se observa una amplia disparidad de consumos auxiliares, rendimientos energéticos, productos obtenidos y emisiones asociadas. Si bien se comentarán en los párrafos siguientes las principales cuestiones detectadas, el análisis ambiental de dichas cuestiones se realizará en el contexto del Capítulo 6.

Respecto al consumo de auxiliares, se diferencian dos grupos importantes. De un lado las tecnologías de tratamiento físico y mecánico del residuo, y de otro, las tecnologías fundamentadas en procesos termo-químicos. Mientras que las primeras prácticamente no precisan de auxiliares (sólo las tecnologías Salyp y ANL precisan ciertas cantidades de consumos auxiliares que suponen aproximadamente el 3,00% del flujo de entradas), las segundas precisan flujos de materiales para el control de las emisiones atmosféricas derivadas del proceso y, en algunos casos, combustibles o residuos auxiliares que son procesados con el residuo de fragmentación. Los flujos auxiliares de estas tecnologías pueden suponer desde el 6,80% de la gasificación secuencial en horno rotativo, de valor similar a la entrada de residuo de fragmentación a tratar (tecnologías Reshment, Thermoselect-Process, SVZ Schwarze Pumpe), o ser casi el doble de la masa de residuo de fragmentación tratada (tecnología Citron). Además, estos flujos materiales de entrada son también variables en cuanto a su composición. Algunas tecnologías precisan de reactivos para las unidades de control de las emisiones (agua, carbón activo, hidróxido de sodio, etc.), mientras que otras tecnologías precisan de materiales complementarios (residuos sólidos municipales, cenizas procedentes de la incineración de residuos sólidos municipales, carbón, etc.). Esta cuestión, la consideración de flujos de entrada auxiliares, deberá de considerarse durante la imputación de los impactos ambientales de cada

una de las tecnologías en el Capítulo 6. Pues, aunque el flujo de entrada de residuos de fragmentación se ha normalizado para todas las tecnologías a 1.000 kg, los impactos ambientales debidos a las salidas de los procesos deberán asignarse estableciendo criterios de reparto entre entradas.

El segundo aspecto destacable se refiere a la eficiencia energética de las distintas tecnologías (Tabla 69). Se observan dos grupos fundamentales de tecnologías: tecnologías que demandan energía y tecnologías que generan energía. En las primeras encontramos el depósito en vertedero –dado que no se genera biogás–, las tecnologías físico-mecánicas R-Plus/Wesa SLF, Salyp y VW-Sicon, ANL, la hidrólisis, la utilización como suplemento material y energético en horno de cementera y la tecnología de pirólisis Citron. Respecto a la cantidad de energía demandada los valores oscilan entre unos pocos kilovatios y algunos cientos de kilovatios. Por otro lado, las tecnologías que generan energía son la incineración en hornos para residuos sólidos municipales, la gasificación (tanto secuencial como catalítica) y las tecnologías híbridas Reshment, TwinRec, Thermosteact-Process y SVZ Schwarze Pumpe. Estas tecnologías llegan a generar hasta algo más de 1,00 MWh de electricidad por tonelada de residuo de fragmentación tratado –sin entrar en consideraciones sobre su asignación.

Tabla 69. Comparativa energética entre tecnologías de post-fragmentación

Tecnología	Consumo/Generación energético ⁽¹⁾
Depósito en vertedero	1,51 l gasóleo 1,31·10 ⁻³ TEP
R-Plus/Wesa SLF	2,44 kWh electricidad, 10,63 Nm ³ GLP 9,35·10 ⁻³ TEP
Salyp	16,34 kWh electricidad 1,66·10 ⁻³ TEP
VW-Sicon	8,04 kWh electricidad 6,91·10 ⁻⁴ TEP
ANL	34,77 kWh electricidad 2,99·10 ⁻³ TEP
Hidrólisis	133,23 kWh electricidad 1,15·10 ⁻² TEP
Co-incineración con residuos sólidos municipales	-459,47 kWh electricidad -3,95·10 ⁻² TEP
Horno de cementera	24,71 kWh electricidad, 355,17 gr coque 2,40·10 ⁻³ TEP
Citron	98,80 kWh electricidad, 301,61 kWh gas natural 3,44·10 ⁻² TEP
Gasificación secuencial en horno rotativo	-1.024,00 kWh electricidad -8,81·10 ⁻² TEP
Gasificación catalítica	-1.250,00 kWh electricidad -1,08·10 ⁻¹ TEP
Rehsment	-266,75 kWh electricidad -2,29·10 ⁻² TEP
TwinRec	-1.200,00 kWh electricidad -1,03·10 ⁻¹ TEP
Thermosteact-Process	-705,00 kWh electricidad -6,06·10 ⁻² TEP
SVZ Schwarze Pumpe	-294,00 kWh electricidad -2,53·10 ⁻² TEP

Nota: ⁽¹⁾ Valores positivos representan consumos energéticos. Valores negativos representan generación energética.

En cuanto a los productos generados derivados del tratamiento del residuo de fragmentación la situación es diversa. En primer lugar, se deben destacar aquellas tecnologías que no generan productos, como el depósito en vertedero, la incineración en hornos para residuos sólidos municipales y la gasificación secuencial. En segundo lugar, deben indicarse aquellas tecnologías de tratamiento que permiten la extracción directa de productos –todo tipo de metales, polímeros, vidrio, etc., útiles para su reciclado o recuperación– del residuo de fragmentación. En este grupo se encuentran los tratamientos físico-mecánicos: R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon y ANL. Y por último, aquellos que generan productos derivados del residuo de fragmentación, además de extraer directamente productos del residuo de fragmentación. Este grupo englobaría a los tratamientos de hidrólisis, complemento material y energético en horno de cementera, Citron, gasificación catalítica, Reshment, TwinRec, Thermosteact-Process y SVZ Schwarze Pumpe. Los productos obtenidos pueden ser metales, vidrio, polímeros y otros productos extraídos del flujo de residuos de fragmentación, o productos

derivados del tratamiento como el gasóleo, el clínker, calcio, mercurio, sílice, carbón, yeso, sal, azufre o metanol, entre otros.

Respecto a la generación de residuos, emisiones y vertidos, asumiendo que todas las tecnologías de tratamiento generan residuos que son característicos de cada tecnología, se detectan dos grupos diferenciados. El primer grupo incluiría las tecnologías de tratamiento que no generan –o son poco significativas– emisiones al aire, como el depósito en vertedero, R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon y ANL. El segundo grupo se corresponde con aquellas tecnologías de tratamiento que generan emisiones al aire, como son la hidrólisis, la incineración en hornos para residuos sólidos municipales, el complemento material y energético en horno de cementera, la pirólisis Citron, la gasificación secuencial, la gasificación catalítica, Reshment, TwinRec, Thermoselect-Process y SVZ Schwarze Pumpe. Claramente se observa que la generación de emisiones al aire es función directa de la aplicación de tratamientos que utilicen tecnologías termo-químicas. Las cantidades de residuos, emisiones y vertidos son características de cada una de las tecnologías consideradas.

4.8 Conclusiones

El presente capítulo se iniciaba con un estudio bibliográfico que ha permitido conocer la composición y las principales características del residuo de fragmentación derivado del tratamiento de vehículos. Tras analizar múltiples estudios, se ha concluido que el residuo de fragmentación es una mezcla heterogénea compleja de diversos materiales que presenta dificultades a la hora de su tratamiento como residuo y cuando se pretenden separar o aislar las distintas fracciones materiales que lo forman. Dado que la composición original de los vehículos de los que procede el residuo de fragmentación no es homogénea ni constante y dado que, además, el residuo de fragmentación es el resultado de la aplicación –o no– de múltiples procesos en los centros autorizados de tratamiento y en las instalaciones de fragmentación al residuo denominado Vehículos al final de su vida útil, el residuo de fragmentación no muestra una composición material homogénea. Se han observado, por ejemplo, variaciones en la cantidad de fracción polimérica que oscilan aproximadamente entre el 40% y el 80% de la masa de residuo. La variabilidad material del residuo de fragmentación supone a su vez que las propiedades químicas y físicas del residuo presente también una elevada inestabilidad. Por ejemplo, la presencia de una cantidad mayor o menor de polímeros supone que exista mayor o menor presencia de hidrocarburos en el residuo, siendo este –junto a la existencia de fracciones inertes– el motivo principal para que el poder calorífico del residuo pueda variar un 300%. Además, la bibliografía consultada muestra como las propiedades del residuo de fragmentación varían no sólo por la composición inicial del vehículo y los tratamientos previos que lo generan, pues hasta la composición granulométrica del residuo influye en las mismas.

Por otro lado, el estudio del residuo de fragmentación ha permitido identificar las cuestiones principales que se deben de considerar en su tratamiento. Además de la variabilidad y heterogeneidad, la presencia de materiales de distinta naturaleza como por ejemplo polímeros, minerales o metales, la presencia de sustancias contaminantes o tóxicas como los metales pesados, el cloro o residuos de aceites y lubricantes, la coexistencia de materiales con distintos tamaños de partícula, así como sus propiedades energéticas serían las cuestiones fundamentales que dichas tecnologías de tratamiento deben resolver de forma satisfactoria. En consonancia con dichas cuestiones, y mediante un amplio análisis de la bibliografía existente, se han determinado cuáles son las cuatro principales tendencias tecnológicas para tratar el residuo de fragmentación, como son:

- el depósito en vertedero;
- el tratamiento físico y mecánico avanzado;

- el tratamiento térmico y químico para la recuperación material y energética; y
- los tratamientos combinados o híbridos.

Posteriormente, tras identificar las tecnologías de tratamiento con mayor interés según la bibliografía analizada, se han mostrado un total de quince tecnologías de tratamiento. Para cada una de las tecnologías mostradas –depósito en vertedero, R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon, ANL, el tratamiento de hidrólisis, la co-incineración con residuos sólidos urbanos, la utilización como suplemento energético y mineral en horno de cementera para la obtención de clínker, pirólisis Citron, la gasificación secuencial en horno rotativo, la gasificación catalítica, Reshment, TwinRec, Thermoselect-Process y SVZ Schwarze Pumpe– se han descrito sus principales características y se ha inventariado los flujos materiales y energéticos fundamentales que las definen. Los inventarios obtenidos servirán de referencia para la evaluación ambiental del tratamiento de fin de vida de vehículos que se realizará en el Capítulo 6.

La primera tecnología de tratamiento seleccionada es el depósito en vertedero. Esta opción de tratamiento es la más extendida actualmente, si bien la presión legislativa –a través de la Directiva 2000/53/CE– hace que sea una opción a reducir en el futuro.

El segundo grupo de tecnologías está formado por aquellas tecnologías que aprovechan las características físicas y mecánicas del residuo para la separación y posterior aprovechamiento de las distintas fracciones materiales presentes. Existen diversas alternativas de tratamiento que, en algunos casos, podrían considerarse parecidas al tratamiento que se aplica en las instalaciones de fragmentación y medios densos anteriormente descritos. De entre las alternativas de tratamiento posibles se han seleccionado cuatro tecnologías que según la bibliografía presentan mayor interés al lograr mayores tasas de recuperación, como son: R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon y ANL. Con similitudes y diferencias, puede decirse que estas tecnologías de tratamiento promueven la extracción de las fracciones poliméricas –con mayor o menor éxito– y la separación de los metales presentes en el residuo tratado. Otra característica común es la generación de residuos sólidos o líquidos y la no generación –o muy escasa generación– de emisiones directas a la atmósfera. Si bien existen diferencias entre los procesos unitarios aplicados y el rendimiento de cada una de ellas, la principal reseña que debe hacerse es que sólo la tecnología VW-Sicon se aplica a nivel industrial, en concreto en tres plantas de tratamiento europeas. Las otras tecnologías funcionan en un nivel inferior, en su correspondiente planta piloto no comercial o semi-comercial.

En el grupo de tecnologías basadas en el tratamiento térmico y químico para la recuperación material y energética del residuo de fragmentación se han identificado cuatro subgrupos (hidrólisis, combustión, pirólisis y gasificación) en función del principio térmico o químico que aplican, y un total de seis tecnologías de tratamiento, como son: hidrólisis, co-incineración con residuos sólidos municipales, incineración en horno de cementera para la recuperación material y energética, el tratamiento de pirólisis Citron, la gasificación secuencial en horno rotativo y la gasificación catalítica.

En el primer subgrupo se ha descrito el tratamiento basado en la hidrólisis del residuo de fragmentación. La conversión química de la materia orgánica utilizando como reactivo el agua es el principio fundamental que se aplica. Esta tecnología permite, a partir de residuos que contengan materia orgánica, generar un combustible líquido. Se trata de una tecnología ya aplicada a nivel industrial para otros residuos con elevado contenido de materia orgánica, de la que sólo se tiene evidencia de pruebas y ensayos industriales.

En el segundo subgrupo se han descrito las tecnologías de tratamiento basadas que aplican procesos de combustión para la recuperación de residuos. En este subgrupo las tecnologías seleccionadas han sido la co-incineración del residuo de fragmentación con otros residuos en

incineradores de residuos sólidos municipales y la combustión en hornos de cementera. Ambas tecnologías están implantadas ampliamente a nivel industrial, existiendo múltiples instalaciones que aplican sus principios, por lo que la inclusión del residuo de fragmentación como residuo a tratar depende fundamentalmente de las limitaciones inherentes para cada tipo de instalación. Así, la incineración conjunta con residuos sólidos municipales puede alcanzar una carga máxima de residuos de fragmentación del 20% de la masa a tratar y de aproximadamente el 30% del combustible en la incineración en horno de cementera. Si bien ambas tecnologías de tratamiento se basan en el mismo principio, los resultados y rendimientos son sustancialmente diferentes. Así, la co-incineración con residuos sólidos municipales tiene como principales beneficios la recuperación de energía –se genera energía eléctrica– y la reducción del volumen de residuos a remitir a vertedero, mientras que la combustión en horno de cementera permite recuperar energía contenida en el combustible, evitar la utilización de combustibles –carbón evitado– y materias primas –cal, calizas, arcillas y arenas– y limitar sustancialmente la generación de residuos sólidos. Sin embargo, ambas tecnologías de tratamiento generan emisiones al aire de contaminantes derivados de la combustión, pero sólo la co-incineración con residuos sólidos municipales precisa de consumos auxiliares importantes para las unidades de control y limpieza de emisiones, pues el proceso de producción del clínker fija parte de esas emisiones.

En el tercer subgrupo sólo se ha seleccionado una tecnología de tratamiento, denominada Citron. Utilizado ampliamente para la obtención de combustibles y productos químicos (líquidos y gaseosos) a partir de materia orgánica. En la única planta industrial identificada se utiliza el residuo de fragmentación como materia prima combustible para un proceso de reducción-oxidación que permite obtener diversos concentrados sólidos –de calcio, hierro, aluminio, etc. El principal inconveniente que presenta la utilización del residuo de fragmentación es la heterogeneidad y variabilidad de la composición del propio residuo, principalmente la variabilidad de la cantidad de fracciones plásticas y poliméricas que suponen el principal aporte de materia orgánica. Además de los productos obtenidos, la principal ventaja del tratamiento, que se debe de destacar es la reducción significativa del volumen de residuos. Como contrapartidas, el tratamiento genera emisiones al aire y vertidos al agua de contaminantes y sustancias tóxicas.

El cuarto subgrupo corresponde a las tecnologías de tratamiento que aplican procesos de gasificación, en los que el carbón presente en un material o residuo es transformado en un gas combustible o de síntesis en presencia de un agente gasificante. El gas combustible o de síntesis obtenido suele ser utilizado como combustible en procesos de generación eléctrica. En este estudio, las tecnologías de tratamiento seleccionadas han sido la gasificación secuencial en horno rotativo y la gasificación catalítica. La tecnología de gasificación secuencial en horno rotativo es una tecnología implementada a nivel industrial para otros residuos en la que se sustituyen los residuos habitualmente tratados por residuo de fragmentación derivado del fin de vida de vehículos. Al igual que sucedía con la co-incineración con residuos sólidos municipales, los principales beneficios de esta tecnología son la recuperación de energía y la reducción del volumen de residuos a depositar en vertedero, y como inconvenientes, las emisiones al aire de contaminantes y sustancias tóxicas. En el caso de la gasificación catalítica, y de forma similar, se aprovecha el conocimiento existente para realizar ensayos piloto a escala de laboratorio con residuos de fragmentación que son gasificados para producir hidrógeno útil para una célula de combustible. Las ventajas y los inconvenientes son aproximadamente similares a los de la gasificación secuencial, con la salvedad de que el proceso de generación eléctrica no se basa en la combustión de un gas sino en el intercambio iónico en membranas.

El último grupo de tecnologías es aquel en el que las tecnologías aplicadas para el tratamiento del residuo de fragmentación son en realidad la combinación de varias de las tecnologías

existentes. Para este grupo se han seleccionado, tomando como referencia la bibliografía consultada, las tecnologías denominadas Reshment, TwinRec, Thermosteact-Process y SVZ Schwarze Pumpe. La tecnología Reshment combina un tratamiento de separación –extracción de fracciones inertes y metálicas– y granulación del material restante, con la gasificación del material granulado y la combustión del gas de síntesis que se obtiene para producir energía eléctrica y reducir el volumen de residuos a depositar en vertedero. Si bien esta tecnología es referenciada en la bibliografía consultada, no se tienen evidencias sobre su implantación en ninguna planta industrial o piloto. Compartiendo algunas similitudes con la tecnología anterior, la tecnología TwinRec combina la gasificación del residuo de fragmentación con la combustión del gas de síntesis obtenido de modo que se recupere la energía contenida en el residuo en forma de electricidad. A diferencia de la tecnología Reshment, existe como mínimo una planta industrial en Japón que aplica esta tecnología de tratamiento al residuo de fragmentación. La tercera tecnología de este grupo, Thermosteact-Process se basa en la gasificación del residuo de fragmentación a elevada temperatura, de modo que el gas de síntesis obtenido se puede utilizar para la producción de productos químicos como el metanol o para la generación de energía eléctrica. Esta tecnología de tratamiento se aplica en tres plantas industriales en todo el mundo, dos en Europa y una en Japón. La cuarta tecnología de tratamiento seleccionada se denomina SVZ Schwarze Pumpe. Esta tecnología de tratamiento combina la extracción de las fracciones inertes y metálicas, la granulación del residuo, la gasificación y la producción de energía eléctrica o metanol. Sólo se tienen evidencias de la realización de pruebas industriales en instalaciones de tratamiento que aplican esta tecnología a otros residuos, no habiéndose detectado ninguna instalación que la aplique de forma industrial continuada a los residuos de fragmentación. Por otro lado, comentar que dado que los procesos básicos de estas tecnologías son la gasificación o la combustión, todas las tecnologías emiten al aire contaminantes y sustancias tóxicas. Para limitar dichas emisiones, además de optimizar los parámetros de funcionamiento de las instalaciones, es necesaria la aplicación de unidades de control y limpieza de emisiones que precisan de consumibles auxiliares para su funcionamiento. Indicar por último que, las tecnologías de este grupo tienen en común la particularidad de generar escorias y residuos vitrificados que sirven como depósitos estables para la contención o estabilización de contaminantes y sustancias tóxicas. En mayor o menor medida las cuatro tecnologías seleccionadas generan residuos vitrificados que retienen parte de los contaminantes y sustancias tóxicas, de modo que dichos residuos puedan ser gestionados como material inerte o incluso ser utilizados como cargas para, por ejemplo, hormigones o asfaltos.

Para cada uno de los tratamientos del residuo de fragmentación estudiados –depósito en vertedero, R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon, ANL, el tratamiento de hidrólisis, la co-incineración con residuos sólidos urbanos, la combustión como suplemento energético y mineral en horno de cementera para la obtención de clínker, la pirólisis Citron, la gasificación secuencial en horno rotativo, la gasificación catalítica, Reshment, TwinRec, Thermosteact-Process y SVZ Schwarze Pumpe– se han inventariado los flujos materiales y energéticos fundamentales que los caracterizan. Los inventarios obtenidos servirán de referencia para la evaluación ambiental del tratamiento de fin de vida de vehículos que se realizará en el Capítulo 6. Indicar que los datos obtenidos han revelado una gran variabilidad en los flujos de entrada y salida de los tratamientos, cuestión lógica si se tiene en cuenta la variabilidad de los principios aplicada por el conjunto de tecnologías de tratamiento. Sin llegar a alguna conclusión definitiva, pues para ello será necesaria la evaluación ambiental a realizar en capítulos posteriores, parece a priori que aquellas tecnologías que generen mayores cantidades de productos y logren recuperar a la vez importantes cantidades de energía serán las que supongan un impacto ambiental más favorable para el medio ambiente.

Los datos obtenidos han revelado una gran variabilidad en los flujos de entrada y salida de los tratamientos, cuestión lógica si se tiene en cuenta la variabilidad de los principios aplicada por el conjunto de tecnologías de tratamiento. Sin llegar a alguna conclusión, pues para ello será necesaria la evaluación ambiental a realizar en capítulos posteriores, tal y como parece lógico aquellas tecnologías que generen mayores cantidades de productos y logren recuperar a la vez importantes cantidades de energía serán las que supongan un impacto ambiental más favorable para el medio ambiente.

Para finalizar, y no por ello menos importante, debe destacarse que sólo el depósito en vertedero, la co-incineración con residuos sólidos municipales y la combustión en horno de cementera son tecnologías que se aplican generalmente a los residuos de fragmentación (además de a otros residuos). Si bien es verdad que el depósito en vertedero es actualmente la tecnología de tratamiento más habitual, existiendo una gran diferencia entre las cantidades tratadas por las otras dos tecnologías mencionadas y el citado depósito en vertedero. El resto de tecnologías, aun cuando se corresponden con tecnologías comúnmente aplicadas para otros residuos o materiales, en el mejor de los casos sólo son aplicadas en unas pocas instalaciones industriales en todo el mundo. En algunos casos, como en el caso de la tecnología Reshment, una tecnología puede que no cuente ni con una instalación industrial o piloto en todo el mundo. Ante la poca difusión de las tecnologías disponibles, puede concluirse que el principal problema que plantea el residuo de fragmentación –además de la problemática que supone el tener que tratar un residuo de fragmentación heterogéneo, complejo y variable– es no contar con tecnologías más o menos estandarizadas o comunes que permitan y faciliten la existencia de plantas e instalaciones de tratamiento operativas a lo largo de la geografía en donde se genera el residuo.

Capítulo 5. Tratamiento de otros residuos y materiales

Tras analizar en los capítulos anteriores el tratamiento del flujo principal de residuos que se generan en el fin de vida de los vehículos, que abarca desde el tratamiento del residuo LER 160104* hasta el tratamiento del residuo de fragmentación, en este capítulo se abordará el estudio de todos aquellos otros residuos que se generan directa o indirectamente en dicho fin de vida.

Desde el punto de vista de las etapas del fin de vida del vehículo es en los centros autorizados de tratamiento en donde más tipologías de residuos se generan. Por un lado, durante la descontaminación del vehículo se extraen residuos peligrosos como los aceites y lubricantes, los líquidos de freno, los anticongelantes y refrigerantes, baterías, mezclas de combustibles, filtros de aceite o zapatas de freno que contienen amianto. Por otro lado, durante el desmontaje se extraen residuos como los neumáticos fuera de uso, plásticos y polímeros, vidrios o catalizadores, además de múltiples piezas y componentes que son reutilizadas como recambios. A todos ellos deben sumarse los residuos derivados del funcionamiento de estas instalaciones de tratamiento, en donde se suelen generar residuos peligrosos derivados de materiales absorbentes y del material de filtración contaminado, disolventes y mezclas de disolventes, aguas aceitosas y lodos de sistemas de separación agua-aceite. En las etapas posteriores y en los tratamientos a aplicar a los residuos hasta ahora generados los residuos generados suelen ser principalmente derivados de los procesos y tecnologías aplicadas. Así, los tratamientos del residuo de fragmentación pueden generar desde aguas residuales industriales a residuos inertes o vitrificados, pasando por lodos de proceso y limpieza, cenizas o escorias.

En consonancia con lo expuesto en el párrafo anterior el objeto del presente capítulo es identificar las tecnologías que se pueden aplicar al tratamiento de todos estos residuos. Para cada uno de ellos se pretende identificar algunas de las tecnologías que son habituales y aplicables, y determinar los flujos de entrada y salidas fundamentales para realizar el inventario de sus aspectos ambientales más significativos, como complemento necesario a la evaluación ambiental a realizar en el Capítulo 6.

Para lograrlo, se identificarán posibles tecnologías aplicables a los residuos generados en los centros autorizados de tratamiento de vehículos (Figura 44). En primer lugar, se estudiarán los residuos peligrosos –aceites y lubricantes usados, anticongelantes y refrigerantes, líquidos de frenos, baterías y otros residuos– y, posteriormente, los residuos no peligrosos –neumáticos fuera de uso, plásticos y polímeros, vidrios y catalizadores. Seguidamente se mostrará el planteamiento considerado en el caso de las piezas y componentes que son vendidas como recambios en el mercado de segunda mano. Si bien, a las piezas y componentes no se les aplica un proceso o tecnología de tratamiento como tal, se tratará de ver qué aspectos ambientales deberían considerarse y cómo aplicarlos en la posterior evaluación ambiental del sistema de fin de vida de vehículos. A continuación, se estudiarán todos aquellos residuos derivados de los procesos aplicados en cualquier etapa del tratamiento de fin de vida de vehículos. Las cenizas y escorias, los residuos inertes o vitrificados y cualquier otro residuo de tratamientos físicos o mecánicos, químicos o térmicos, directamente relacionados con el vehículo en su fin de vida o derivados de tratamientos aplicados a otros residuos generados, serán considerados. Por último, y aun cuando no se trata de una tecnología o tratamiento aplicado a un residuo o material, se plantearán las implicaciones posibles del transporte de los flujos materiales generados en el fin de vida del vehículo. En este sentido, se mostrará la

variabilidad que puede existir a la hora de definir las distancias que recorren los residuos o materiales, y se fijarán los valores que se considerarán en la evaluación ambiental a realizar en el presente trabajo.

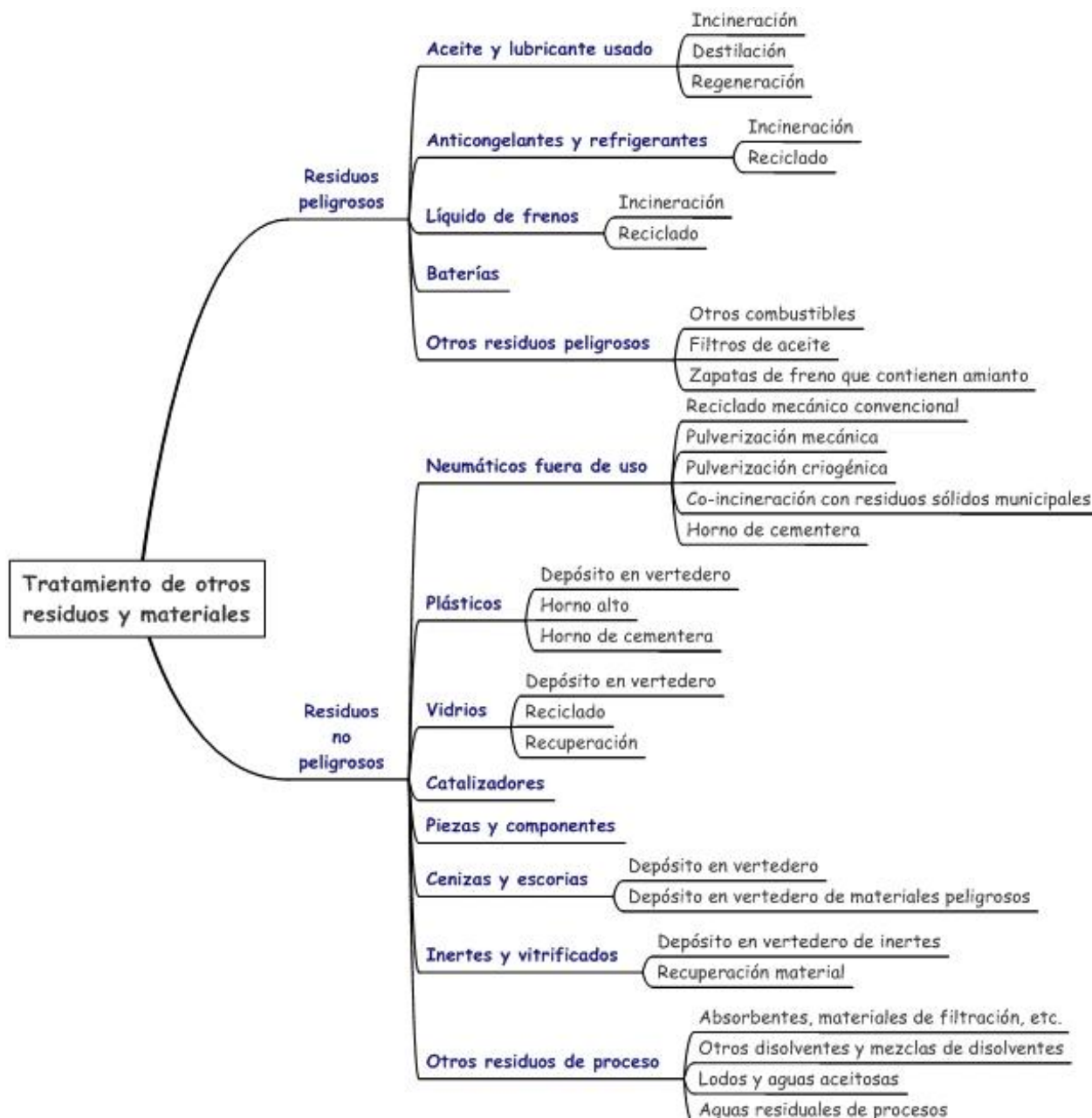


Figura 44. Tratamientos de otros residuos y materiales considerados

5.1 Aceite y lubricante usado

Los aceites y lubricantes usados son el resultado de la degradación derivada de su uso de los aceites minerales y sintéticos habitualmente utilizados, entre otros usos, en automoción. Su degradación imposibilita su utilización para los usos y propósitos que fue formulado, por lo que son retirados y desechados, momento en el que pasan a ser considerados como residuo. Aproximadamente el volumen de residuos de aceite y lubricante usado generado es igual a la mitad del volumen de aceite y lubricante inicial utilizado, pues durante su uso se consume parte del mismo. En el contexto europeo, el aceite y lubricante usado está compuesto por aceites y lubricantes derivados de automoción (aproximadamente el 65%) y aceites industriales (aproximadamente el 35%)(Monier y Labouze, 2001).

Entre las características del residuo de aceites y lubricantes usados destaca su elevada capacidad energética –con un poder calorífico inferior de 34,70 MJ/kg–, la presencia de gran cantidad de carbono y la presencia de metales pesados en su composición (Tabla 70). Estas características hacen que el Listado Europeo de Residuos (LER) clasifique a los residuos de aceites hidráulicos y los residuos de aceites de motor, de transmisión mecánica y lubricantes como residuos peligrosos, por lo que su gestión o tratamiento debe realizarse en base a dicha clasificación.

Tabla 70. Composición elemental del residuo de aceites y lubricantes usados (Doka, 2009)

Componente	Porcentaje [%]
Agua	10,00
Hidrógeno	12,00
Carbono	77,83
Fósforo	0,075
Arsénico	0,00012
Cadmio	0,00008
Cromo	0,00112
Cobre	0,01
Mercurio	0,00000012
Níquel	0,00032
Plomo	0,0184
Cinc	0,068
Talio	0,00006

Considerando las distintas alternativas de tratamiento aplicables a los residuos de aceites y lubricantes usados Monier y Labouze (2001) identifican un total de 7 posibilidades:

- reutilización como fluidos hidráulicos y de corte previa limpieza de los residuos de aceites y lubricantes;
- regeneración o re-refino para la obtención de aceite base;
- craqueo o destilación térmica para la obtención entre otros de gasóleo, gasóleo marino o aceite base;
- gasificación para la formación de hidrógeno y metanol derivados de gas sintético;
- destilación pesada para obtención de gasóleo marino o combustibles para plantas térmicas;
- generación de combustibles de sustitución (RFO por sus siglas en inglés, *Replacement Fuel Oil*) útiles para la producción de asfaltos, cementos, etc., o combustibles para grandes motores marinos; e
- incineración directa con otros residuos, en cementeras, etc. para la generación de energía eléctrica o térmica.

Según los citados autores, todas las alternativas de tratamiento son tecnológicamente viables y, excepto la reutilización como fluidos hidráulicos y de corte, aplicables a los residuos de aceites y lubricantes derivados del fin de vida de vehículos.

Por otro lado, su estudio permite identificar el origen del beneficio ambiental derivado del tratamiento del residuo de aceites y lubricantes. La cantidad de producto útil que se genera como consecuencia del tratamiento del residuo contribuye en gran medida a dicho beneficio ambiental, más aun que la mejora ambiental que pueda suponer el propio tratamiento. En esta línea, los autores identifican como tratamientos menos favorables la incineración directa para aprovechar la energía del residuo en instalaciones de producción de asfaltos y en plantas cementeras. Como alternativas ambientalmente más favorables identifican, de mayor a menor beneficio, la regeneración, la gasificación y la destilación del residuo de aceites y lubricantes.

Dentro de estas alternativas, la aplicación de tecnologías de tratamiento más modernas o más antiguas puede generar variaciones de la mejora ambiental (Monier y Labouze, 2001). Otros estudios coinciden en señalar como la alternativa menos favorable a la incineración del residuo de aceites y lubricantes, frente a la destilación y la regeneración (Boughton y Horvath, 2004). Revelando además, la existencia de emisiones al aire de metales pesados que deben ser consideradas (Doka, 2003; Boughton y Horvath, 2004; European Environment Agency, 2007).

Para el objeto de la presente investigación, evidenciar la variabilidad de la gestión de residuos, en el caso de los aceites y lubricantes se seleccionarán tres tratamientos que puedan mostrar dicha variabilidad. El primero corresponderá a la situación más desfavorable, el segundo a una intermedia y el tercero a la más favorable, desde el punto de vista ambiental. En base a la bibliografía consultada, se consideran las siguientes tres alternativas de tratamiento:

- incineración directa en instalaciones de incineración de residuos peligrosos, apartado 5.1.1;
- destilación para la obtención de gasóleo marino y asfalto fluxado, apartado 5.1.2; y
- regeneración para la obtención de aceite base, apartado 5.1.3.

5.1.1 Incineración

La incineración de aceites y lubricantes usados además de reducir el volumen y calidad de los residuos que deberían de ser tratados para su disposición final en vertedero permite la recuperación de una parte de la energía que contiene.

La utilización de aceites y lubricantes usados como combustibles para procesos de incineración puede suponer incrementar la concentración de metales pesados, fósforo y halógenos, respecto a otros combustibles pesados producidos con baja presencia de azufre. Para evitar o minimizar esta posibilidad, es habitual que los aceites y lubricantes usados –con una baja calidad como combustibles– se mezclen con otros combustibles. De esta forma, los niveles de contaminantes finales en la mezcla combustible se reducen y se sitúan por debajo de los límites aceptables para las instalaciones y los límites legales de emisiones. De este modo, la incineración del residuo de aceites y lubricantes usados mezclado con otros residuos no supone una modificación sustancial de las emisiones del tratamiento (Boughton y Horvath, 2004). Debe indicarse que no todas las técnicas de incineración son legalmente aplicables. Por ejemplo, la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos, no permite la utilización de aceites y lubricantes usados como combustibles para calderas de calefacción, pero si su utilización como combustible para la fabricación de cementos, asfaltos e instalaciones de incineración con procesos de recuperación energética (Murray y Price, 2008; Doka, 2009).

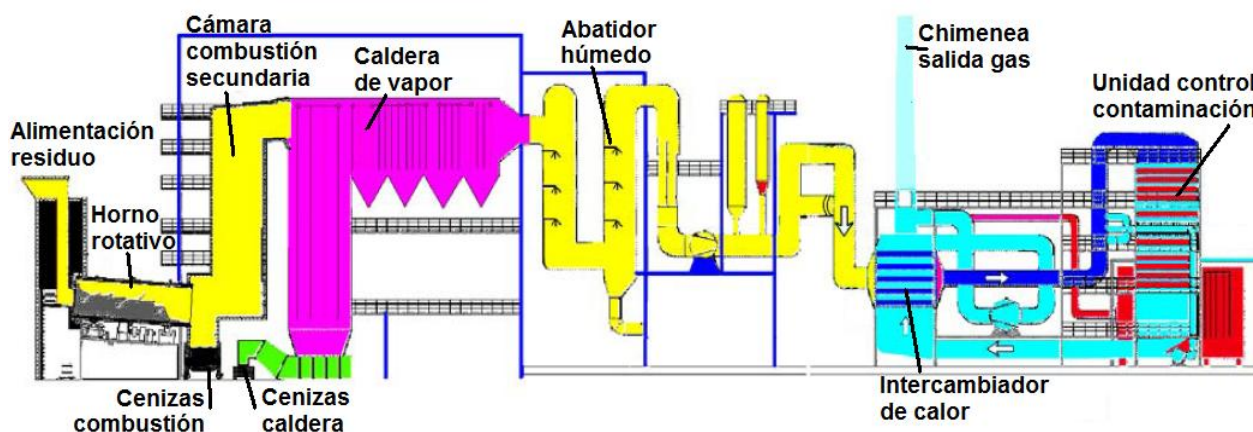


Figura 45. Esquema simplificado de un incinerador de residuos peligrosos (Doka, 2003)

Las instalaciones para la incineración de aceites y lubricantes usados –también utilizadas para la incineración de otros residuos peligrosos– son similares a las instalaciones de incineración de residuos sólidos municipales. Se han detectado 13 instalaciones de valorización de residuos peligrosos en el territorio europeo (European Environment Agency, 2009). En este tipo de instalaciones (Figura 45) se combinan distintos tipos de residuos –sólidos, semi-sólidos y líquidos– a los que se les adiciona –en el supuesto de ser necesario– combustibles auxiliares para asegurar las elevadas temperaturas de combustión del proceso. Para introducir en la cámara del horno rotativo los residuos líquidos, como los aceites y lubricantes usados, es habitual utilizar inyectores que pulverizan el residuo en forma de gotas. Opcionalmente, los residuos líquidos son a veces inyectados en la cámara de combustión secundaria, dependiendo de las necesidades de la planta de tratamiento. En el horno rotativo se produce una primera combustión a temperaturas entre 800 °C y 1.600 °C y tiempos de residencia variables en función del residuo tratado. Los gases generados en esta primera cámara son traspasados a una segunda cámara de combustión en la que se completa su oxidación, habitualmente a temperaturas de 1.200 °C y 2 segundos de tiempo de residencia. Tras la combustión los gases de combustión son conducidos a una caldera de vapor que permite la generación de energía eléctrica y calor aprovechable para procesos externos. Seguidamente son conducidos a un abatidor en húmedo complementado por una unidad de control de contaminación típica –precipitador electrostático y reductor no catalítico de óxidos nitrosos– que limitan las emisiones al aire a través de la chimenea. Los procesos aplicados para la limpieza de los gases de combustión y control de emisiones precisan de diversos materiales auxiliares, que varían en función de la tecnología aplicada. Por otro lado, los metales no combustibles y otros residuos del proceso –como las cenizas– son extraídos por la parte inferior de las cámaras de combustión y estabilizados (Doka, 2003).

Como resultado de la incineración de aceites y lubricantes se produce energía eléctrica útil para ser vertida a la red eléctrica pública, se forman escorias, cenizas y residuos de combustión que son remitidos para su depósito a vertederos adecuados, además de lodos derivados de la limpieza de gases que son tratados en instalaciones externas aptas para tal fin. El proceso de incineración genera emisiones al aire que son limitadas en las unidades de control del proceso. Dichas unidades precisan para su funcionamiento de materiales auxiliares como el hidróxido de sodio, la cal o el ácido clorhídrico entre otros. En la Figura 46 se muestra el esquema considerado para la incineración de aceites y lubricantes usados.

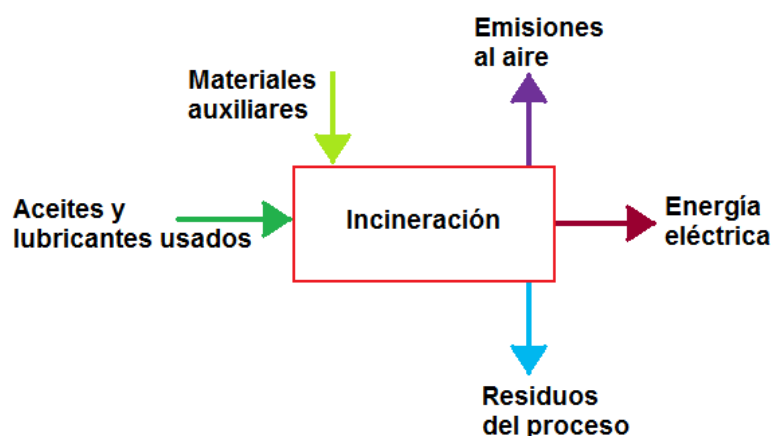


Figura 46. Esquema de la incineración de aceites y lubricantes usados (Doka, 2003)

Para determinar los aspectos ambientales de la incineración de aceites y lubricantes usados se han considerado la entrada de residuos, los consumos de materiales auxiliares, los rendimientos energéticos y las emisiones al aire de una incineradora de residuos peligrosos

particularizada para el tratamiento de aceites y lubricantes usados con un contenido de agua del 10,0% (Doka, 2003; Burger y Bauer, 2007). La incineración de aceites y lubricantes usados genera cenizas y otros residuos sólidos que son remitidos a vertedero. A nivel energético, la incineración de una tonelada de residuo genera 7.263,32 kWh ($6,25 \cdot 10^{-1}$ TEP) de energía eléctrica neta. En la Tabla 71 y en la Tabla 72 se muestra el inventario considerado en este estudio para la incineración de aceites y lubricantes usados.

Tabla 71. Inventario de la incineración de aceites y lubricantes usados, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Aceites y lubricantes usados (10% de agua)	1.000,00	kg
Hidróxido de sodio (al 50% en agua)	1,82	kg
Cal viva	141,12	g
Ácido clorhídrico (al 30% en agua)	19,61	g
Cloruro de hierro (III) (al 40% en agua)	568,37	g
TMT15	5,07	g
Polielectrolito inorgánico	32,69	g
Cloruro de calcio	2,60	kg
Agua	4.300,00	l

Tabla 72. Inventario de la incineración de aceites y lubricantes usados, salidas por t tratada

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Energía eléctrica	530,14	kWh	Níquel	2,24	mg
Residuos sólidos, cenizas, etc.	10,14	kg	Plomo	6,82	mg
Lodos limpieza	148,71	g	Cinc	476,00	mg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Talio	600,00	µg
Monóxido de carbono	12,07	g	Emisiones al agua	Cantidad	Ud.
Dióxido de carbono	2.822,2	kg	Carbono	7,86	g
Fosforo	525,00	mg	Arsénico	120,00	µg
Arsénico	12,24	ng	Cadmio	352,80	µg
Cadmio	40,00	µg	Cromo	35,72	mg
Cromo	828,14	ng	Mercurio	12,60	µg
Cobre	70,00	mg	Plomo	3,42	mg
Mercurio	41,00	pg	Cinc	110,84	mg

5.1.2 Destilación

La destilación es una operación básica en la industria del petróleo. La destilación del petróleo crudo permite separar los hidrocarburos del petróleo crudo en fracciones según su punto de ebullición. La separación se realiza en una torre que opera a presión atmosférica. Durante la destilación, debido a las diferentes volatilidades de los compuestos hidrocarbonados que componen el producto a tratar, se van separando o extrayendo distintas fracciones o componentes. Los líquidos fluyen hacia la parte inferior de la torre, mientras que los gases lo hacen hacia arriba. El grado de separación de los componentes está ligado al punto de ebullición de cada uno de los compuestos presentes. Simplificando se puede decir que el fin de la destilación es conseguir, mediante el aporte de calor, separar las diversas fracciones o componentes que forman el petróleo. Habitualmente además de gas natural para la generación de calor útil para el proceso las instalaciones de destilación de derivados del petróleo requieren energía eléctrica para el funcionamiento de la planta e hidróxido de sodio como aditivo básico en diversos procesos. En el año 2009 existían en Europa 119 complejos industriales para el refinado de petróleo (European Environment Agency, 2009).

El tratamiento del residuo de aceites y lubricantes usados permite generar gasóleo marino, asfalto fluxado, un resto de fracción ligera (compuesta por metano, etano y butano principalmente) y diversas emisiones derivadas del proceso. Indicar que la destilación permite concentrar y transferir los metales pesados y otros contaminantes presentes en el residuo de aceites y lubricantes usados al asfalto fluxado obtenido. El asfalto fluxado generado puede ser utilizado para la construcción de carreteras y otras aplicaciones en las que tradicionalmente se utilizan alquitranes, asfaltos y bitúmenes. Si bien la concentración de contaminantes transferidos al asfalto fluxado puede presuponerse potencialmente peligrosa, existen estudios que indican la baja lixiviación de dichas sustancias en las matrices de alquitrán, motivo por el que se considera aceptable su uso y nula su incidencia en la contaminación por lixiviados (Boughton y Horvath, 2004). En la Figura 47 se muestra el esquema simplificado del tratamiento de destilación.

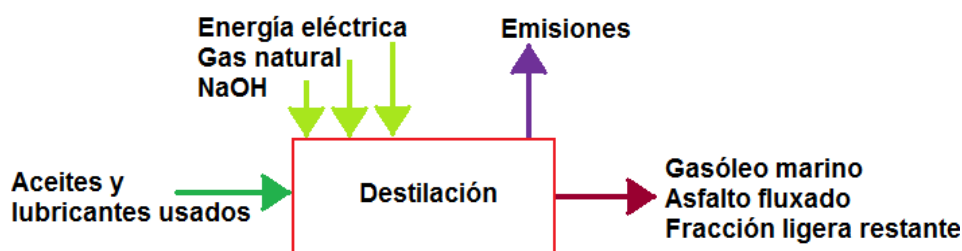


Figura 47. Esquema del tratamiento de destilación de aceites y lubricantes usados (Boughton y Horvath, 2004)

Considerando datos medios de la industria petrolífera californiana durante el año 2002 Boughton y Horvath (2004) inventarían las entradas y salidas de materiales y energías del tratamiento de destilación de aceites y lubricantes usados. Indicar los consumos energéticos del proceso: $6,93 \cdot 10^{-3}$ TEP de energía eléctrica y $1,43 \cdot 10^{-1}$ TEP de gas natural por metro cúbico de aceite y lubricante usado sin agua tratado. Para estimar las emisiones del tratamiento se consideran los factores de emisión para el proceso de destilación expuestos en la *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook* (European Environment Agency, 2007). En particular, se han considerado:

- la tabla 8.4 para las emisiones de partículas, óxidos de azufre como dióxidos de azufre, monóxido de carbono, hidrocarburo total, óxidos de nitrógeno como dióxido de nitrógeno, aldehídos y amoniaco; y
- la tabla 8.5 para los compuestos orgánicos volátiles.

En la Tabla 73 y la Tabla 74 se exponen las entradas y salidas del tratamiento de destilación de aceites y lubricantes usados considerados en el presente estudio.

Tabla 73. Inventario de la destilación de aceites y lubricantes usados, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Aceites y lubricantes usados (10% de agua)	1.000,00	kg
Energía eléctrica	120,03	kWh
Gas natural	2.483,49	kWh
Hidróxido de sodio	4,17	kg

Tabla 74. Inventario de la destilación de aceites y lubricantes usados, salidas por t tratada

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Gasóleo marino	583,52	kg	Compuestos orgánicos volátiles	76,88	
Asfalto fluxado	774,84	kg	Óxidos de azufre	n.s.	
Fracción ligera restante	0,48	kg	Monóxido de carbono	n.s.	
			Hidrocarburos totales	77,48	
			Óxidos nitrosos	n.s.	
			Aldehídos	n.s.	
			Amoniaco	n.s.	

Nota: n.s. Valores no significativos.

5.1.3 Regeneración

Como tratamiento aplicable a la regeneración de aceites y lubricantes usados se considera el tratamiento de refino del petróleo. Si bien el refino del petróleo es un proceso complejo que puede presentar variaciones en función de las características del su origen, el tratamiento de refino suele comprender las etapas de evaporación flash para la extracción de la fracción ligera (metano, etano y butano principalmente) y agua, craqueo térmico (para la extracción de gasóleos, lubricantes y residuos pesados) y tratamiento de hidrogenación (para la extracción de impurezas, principalmente azufre). El tratamiento de refino consume gas natural para la generación de calor útil para el proceso, energía eléctrica para la operación de la planta, hidrógeno y un catalizador específico para la extracción de impurezas e hidróxido de sodio como aditivo básico en diversos procesos.

La regeneración del residuo de aceites y lubricantes usados permite obtener aceite base, asfalto, gasóleo, un resto de fracción ligera (compuesta por metano, etano y butano principalmente) y diversas emisiones derivadas del proceso. Al igual que en el caso anterior, debe indicarse que la regeneración permite concentrar y transferir los metales pesados y otros contaminantes presentes en el residuo de aceites y lubricantes usados al asfalto obtenido. El asfalto generado puede ser utilizado para la construcción de carreteras y otras aplicaciones en las que tradicionalmente se utilizan alquitranes, asfaltos y bitúmenes. Si bien la concentración de contaminantes transferidos al asfalto puede presuponerse potencialmente peligrosa, existen estudios que indican la baja lixiviación de dichas sustancias en las matrices de alquitrán motivo por el que se considera aceptable su uso y nula su incidencia en la contaminación por lixiviados (Boughton y Horvath, 2004). En la Figura 48 se muestra el esquema simplificado del tratamiento de regeneración.

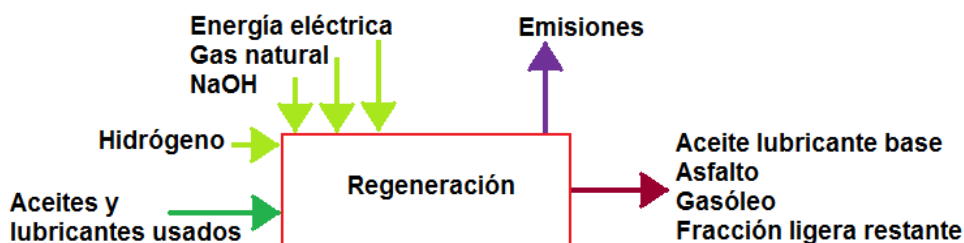


Figura 48. Esquema del tratamiento de regeneración de aceites y lubricantes usados (Boughton y Horvath, 2004)

Considerando datos medios de la industria petrolífera californiana para los años 2001 y 2002, Boughton y Horvath (2004) inventarían las entradas y salidas de materiales y energías del tratamiento de regeneración de aceites y lubricantes usados. Destacar los consumos energéticos del proceso: $9,32 \cdot 10^{-3}$ TEP de energía eléctrica y $1,03 \cdot 10^{-1}$ TEP de gas natural por metro cúbico de aceite y lubricante usado sin agua tratado. Para estimar las emisiones del

tratamiento se consideran los factores de emisión para una unidad de regeneración de craqueo catalítico de una refinería de petróleo expuestos en la *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook* (European Environment Agency, 2007). En particular, se han considerado:

- la tabla 8.1 para las emisiones de PM₁₀, óxidos de azufre como dióxidos de azufre, monóxido de carbono, compuestos orgánicos volátiles no metanos, óxidos de nitrógeno como dióxido de nitrógeno, amoniaco y benceno;
- la tabla 8.2 para las emisiones de metales pesados; y
- la tabla 8.3 para las emisiones de hidrocarburos policíclicos aromáticos, considerando una masa de coque equivalente a la energía del gas natural aportado al proceso.

En la Tabla 75 y la Tabla 76 se exponen las entradas y salidas del tratamiento de regeneración de aceites y lubricantes usados considerados en el presente estudio.

Tabla 75. Inventario de la regeneración de aceites y lubricantes usados, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Aceites y lubricantes usados (10% de agua)	1.000,00	kg
Energía eléctrica	161,42	kWh
Gas natural	1.779,83	kWh
Hidróxido de sodio	7,59	kg
Hidrógeno	1,49	kg

Tabla 76. Inventario de la regeneración de aceites y lubricantes usados, salidas por t tratada

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Aceite base	654,55	kg	Cadmio	93,13	mg
Asfalto	268,21	kg	Cobre	207,12	mg
Gasóleo	75,99	kg	Mercurio	103,56	mg
Fracción ligera restante	0,48	kg	Níquel	911,93	mg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Plomo	476,83	mg
PM ₁₀	818,06	g	Cinc	175,83	mg
Dióxido de azufre	2,10	kg	Benzo(a)pireno	596,64	µg
Monóxido de carbono	58,41	kg	Benzo(b)fluoranteno	586,39	µg
Compuestos orgánicos volátiles no metanos	938,76	g	Benzo(k)fluoranteno	581,76	µg
Dióxido de nitrógeno	303,97	g	Indeno(1,2,3-cd)pireno	579,95	µg
Amoniaco	230,96	g	Benzo(g,h,i)perileno	580,55	µg
Benceno	1,56	g	Fluoranteno	1,10	mg
Arsénico	20,71	mg			

5.2 Anticongelantes y refrigerantes

Los anticongelantes y refrigerantes son productos en los que a un principio activo se adiciona un disolvente, habitualmente agua en los sistemas de refrigeración de los motores de combustión interna de automóviles y en los limpiaparabrisas, para disminuir su punto de congelación y, permitir así, en un amplio rango de temperaturas la extracción de calor del sistema. Los principios activos anticongelantes y refrigerantes más usados son el etilenglicol y el propilenglicol, aunque también se puede usar metanol, etanol, alcohol isopropílico o dietilenglicol. Con una densidad media entre 1.036 kg/m³ y 1.113 kg/m³, su composición teórica revela la presencia de oxígeno (22,55%), hidrógeno (4,88%) y carbono (20,79%), y un poder calorífico variable entre 10,91 MJ/kg y 0,55 MJ/kg. Además del carácter tóxico de su principio activo, la presencia de metales pesados como el plomo, cadmio o cromo en niveles elevados, e incluso la posible presencia de benceno, hacen que su residuo se clasifique como peligroso

(Randall y Gavaskar, 1993; Rincón, Ortiz de Zárate y Mengual, 1999; Fonseca et ál, 2009).

Para su tratamiento de fin de vida existen fundamentalmente dos alternativas posibles: disposición final como residuo o reciclado mediante tecnologías de filtración y destilación. En su disposición final como residuo puede ser tratado en instalaciones de incineración de residuos peligrosos (Burger y Bauer, 2007). La incineración de anticongelantes y refrigerantes usados es similar a la incineración de otros residuos peligrosos como los aceites usados, con las variaciones necesarias para tratar otras sustancias. Sin embargo, estas instalaciones precisan de unidades para el control y limpieza de emisiones de contaminantes más exigentes que las primeras, pues su generación es mayor. Es una tecnología bien extendida en Europa, Norte América o Japón. Por otro lado, su posible reciclado se puede lograr aplicando tecnologías de filtración o destilación que permiten la extracción del agua y de los contaminantes presentes (Randall y Gavaskar, 1993; Fonseca et ál., 2009). Las tecnologías de filtración se basan en la utilización de membranas para extraer, en función de un tamaño de partícula determinado, las sustancias no deseadas y el agua del fluido tratado. Respecto a las tecnologías de destilación cabe decir que se aplican tecnologías bien conocidas en la industria química para separar el solvente del principio activo.

De forma similar al caso de los aceites y lubricante usados (apartado 5.1), se seleccionan dos tecnologías de tratamiento que representen una situación desfavorable y otra favorable desde la perspectiva ambiental. Dichas alternativas de tratamiento son la incineración (apartado 5.2.1) y el reciclado (apartado 5.2.2) de anticongelantes y refrigerantes.

5.2.1 Incineración

Tomando como referencia diversas plantas de incineración de residuos peligrosos suizas Burger y Bauer (2007) analizan esta tecnología de tratamiento e inventaría el proceso. Según su estudio, el tratamiento de incineración de anticongelantes y refrigerantes disueltos en un 51,8% de agua permite obtener energía eléctrica y calorífica aprovechable para otros usos y reducir el volumen del residuo a depositar en vertedero. Las emisiones generadas se limitan al limpiar los gases de proceso en abatidores húmedos y unidades de reducción catalítica selectiva. El esquema del proceso considerado para este estudio se muestra en la Figura 49.

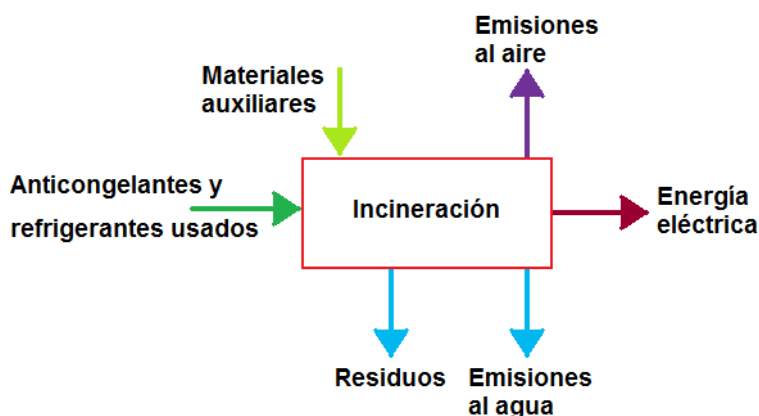


Figura 49. Esquema de la incineración de anticongelantes y refrigerantes (Burger y Bauer, 2007)

Para determinar los aspectos ambientales del tratamiento de incineración de anticongelantes y refrigerantes se ha supuesto que: la energía generada es aprovechada en su totalidad transformándola en energía eléctrica, y se utiliza cemento como estabilizador del residuo del proceso. Debe resaltarse que el proceso precisa aproximadamente 525,66 kg de combustible ligero ($5,31 \cdot 10^{-1}$ TEP) que es adicionado durante el proceso de incineración y genera en conjunto hasta 4,80 MWh netos de electricidad ($4,13 \cdot 10^{-1}$ TEP) que pueden ser exportados a la red eléctrica pública. En la Tabla 77 y la Tabla 78 se exponen las entradas y salidas del

tratamiento de incineración de anticongelantes y refrigerantes usados considerado en el presente estudio.

Tabla 77. Inventario de la incineración de anticongelantes y refrigerantes usados, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Anticongelantes y refrigerantes usados	1.000,00	kg
Combustible ligero (quemador caldera)	6.234,72	kWh
Ácido clorhídrico	40,03	g
Poliectrolito inorgánico	66,71	g
Cemento	914,66	g

Tabla 78. Inventario de la incineración de anticongelantes y refrigerantes usados, salidas por t tratada

Salidas	Cantidad	Ud.
Energía eléctrica	4.800,19	kWh
Residuo a vertedero	2,28	kg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Monóxido de carbono, fósil	120,76	g
Dióxido de carbono, fósil	753,88	kg
Emisiones al agua	Cantidad	Ud.
Demanda biológica de oxígeno	10,44	g
Demanda química de oxígeno	10,44	g
Carbono orgánico total	4,57	g
Carbono orgánico disuelto	4,57	g

5.2.2 Reciclado

Reciclar anticongelantes y refrigerantes es una opción que permite reducir el coste del nuevo anticongelante y refrigerante, además de reducir la demanda de recursos naturales. Dado que el principio activo básico de estos productos es un recurso natural no renovable, el etilenglicol se obtiene del gas natural, el reciclado es una alternativa de tratamiento medioambientalmente interesante.

El proceso de reciclado de anticongelantes y refrigerantes usados consta de dos etapas fundamentales:

- extracción de contaminantes; y
- restauración de las propiedades críticas mediante adición de aditivos.

En la primera etapa, aplicando tecnologías de filtración de membranas o tecnologías de destilación, se extraen las partículas metálicas en suspensión, calcio, magnesio, cloro o sulfato presentes. En la segunda etapa, y debido a la presencia de los contaminantes anteriores generados o introducidos durante su uso, se adicionan compuestos para elevar su acidez a valores en los que se minimiza la corrosión del fluido. Una vez estabilizada la acidez, se adiciona principio activo virgen y agua para lograr el punto de congelación deseado.

Para determinar los aspectos ambientales del reciclado de anticongelantes y refrigerantes usados se considerarán el consumo energético de unidades de reciclado comerciales (EET Corporation, 2011), la adición de principio activo –etilenglicol y propilenglicol concentrados a partes iguales– y la generación de residuos (Randall y Gavaskar, 1993). El esquema básico del tratamiento de reciclado se muestra en la Figura 50. Se considera además, que los residuos generados –básicamente fluido anticongelante y refrigerante con alta concentración de contaminantes– son remitidos a instalaciones de incineración de residuos peligrosos similares a las descritas en el apartado 5.2.1 anterior.

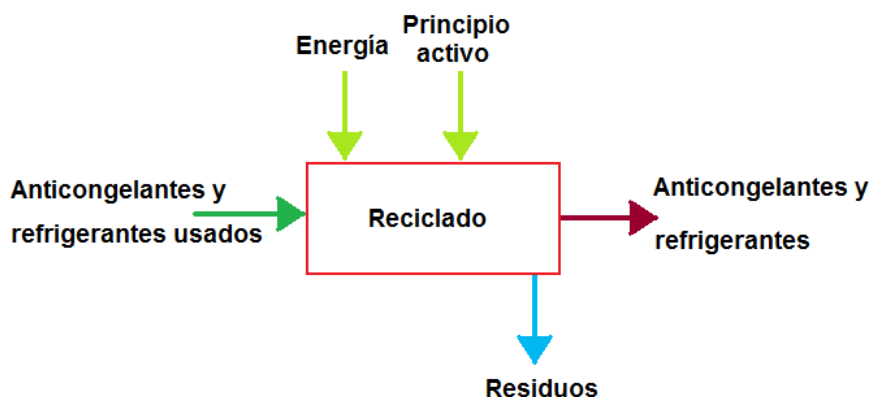


Figura 50. Esquema del reciclado de anticongelantes y refrigerantes

Debe indicarse que como principio activo se ha considerado que los anticongelantes y refrigerantes son una solución al 51,8% de agua de etilenglicol o propilenglicol, pero no su mezcla. Como productos evitados se consideran el etilenglicol y el propilenglicol contenidos en el volumen de anticongelante y refrigerante reciclado que proceden del fluido inicial que se trata. En la Tabla 79 se exponen las entradas y salidas del tratamiento de reciclado de anticongelantes y refrigerantes usados considerado en el presente estudio.

Tabla 79. Inventario del reciclado de anticongelantes y refrigerantes usados, entradas y salidas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Anticongelantes y refrigerantes usados	1.000,00	kg
Energía eléctrica	19,42	Wh
Agua	25,87	kg
Etilenglicol	12,52	kg
Propilenglicol	11,62	kg
Salidas	Cantidad	Ud.
Etilenglicol (producto evitado)	237,79	kg
Propilenglicol (producto evitado)	220,75	kg
Residuo concentrado	50,00	kg

5.3 Líquido de frenos

El líquido de frenos es un fluido hidráulico encargado de transmitir el esfuerzo de frenado a los discos de frenos del automóvil. Debido a que los aceites derivados del petróleo pueden degradar los sellos y manguitos de goma, el principio activo del líquido de frenos suele ser el glicol. El líquido de frenos actualmente más usado se obtiene a partir de una base de glicol, aunque existen otras opciones con bases de aceite mineral o silicona. Las alternativas de tratamiento más habituales son, al igual que sucedía con los residuos de anticongelantes y refrigerantes, la incineración o valorización energética y su reutilización tras un proceso de reciclado (ANFAC et ál., 2001). Por lo tanto, al igual que en caso de los residuos de anticongelantes y refrigerantes (apartado 5.2), se considera como alternativa más desfavorable la incineración (apartado 5.3.1) y como más favorable su reciclado (apartado 5.3.2).

5.3.1 Incineración

Dada la semejanza con los líquidos anticongelantes y refrigerantes se considera que para determinar los aspectos ambientales del tratamiento de incineración de los líquidos de frenos es aplicable lo descrito en el apartado 5.2.1. De forma análoga se determinan las entradas y salidas del tratamiento de incineración considerado, Tabla 80.

Tabla 80. Inventario de la incineración de líquido de frenos usado, entradas y salidas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Líquido de frenos	1.000,00	kg	Monóxido de carbono, fósil	120,76	g
Combustible ligero (quemador caldera)	6.234,72	kWh	Dióxido de carbono, fósil	753,88	kg
Ácido clorhídrico	40,03	g	Emisiones al agua	Cantidad	Ud.
Polielectrolito inorgánico	66,71	g	Demanda biológica de oxígeno	10,44	g
Cemento	914,66	g	Demanda química de oxígeno	10,44	g
Salidas	Cantidad	Ud.	Carbono orgánico total	4,57	g
Energía eléctrica	4.800,19	kWh	Carbono orgánico disuelto	4,57	g
Residuo a vertedero	2,28	kg			

5.3.2 Reciclado

Igual que sucedía en el apartado anterior, dada la semejanza con los líquidos anticongelantes y refrigerantes se considera que para determinar los aspectos ambientales del tratamiento de reciclado de los líquidos de frenos es aplicable lo descrito en el apartado 5.2.2. Sin embargo, dado que el principio activo más común en los líquidos de frenos es el glicol, se considerará que el componente principal es etilenglicol. Bajo esta suposición se determinan las entradas y salidas del tratamiento de reciclado propuesto Tabla 81.

Tabla 81. Inventario del reciclado de líquido de frenos usado, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Anticongelantes y refrigerantes usados	1.000,00	kg
Energía eléctrica	18,70	Wh
Etilenglicol	50,00	kg
Salidas	Cantidad	Ud.
Etilenglicol (producto evitado)	950,00	kg
Residuo concentrado	50,00	kg

5.4 Baterías

En los vehículos convencionales, no eléctricos ni híbridos, las baterías de plomo-ácido son habitualmente las más utilizadas. Su aplicación en este campo supone aproximadamente el 52,5% del consumo de plomo mundial, motivo por el que el tratamiento para la recuperación o reciclado de este componente del vehículo o de sus partes es una práctica habitual (Rydh, 1999; Salomone et ál., 2005).

Las baterías de plomo-ácido están constituidas por una carcasa de plástico que contiene un electrolito habitualmente de ácido sulfúrico y unos electrodos de plomo que, en conjunto, permiten el almacenamiento de energía para las funciones de arranque, iluminación e ignición del motor del vehículo. Su composición (Tabla 82) es conocida y aproximadamente estándar.

Por otro lado, indicar que en las baterías usadas los electrodos suelen presentar importantes reducciones de masa debidas a la corrosión, mientras que parte del electrolito se ha transformado en cristales de sulfato de plomo. Ambas cuestiones impiden su reutilización. Por lo tanto, la alternativa de tratamiento más extendida es el reciclado. Como técnica más habitual se aplica la separación por rotura de los materiales que conforman la batería, seguida del reciclado o recuperación de los mismos –principalmente del plomo y el ácido sulfúrico. Como alternativa de tratamiento el reciclado de materiales supone una mejora ambiental frente a su producción primaria (Gaines y Singh, 1995; Salomone et ál., 2005; Sullivan y Gaines, 2010). El propileno u otros plásticos que puedan existir en la carcasa o la cubierta de la batería son

lavados, granulados y reutilizados como materia prima para la producción de nuevas carcasas y cubiertas, o incinerados en procesos de recuperación energética. También es posible su depósito en vertedero cuando dicho material no tiene salida comercial. El plomo es reciclado en hornos de fundición, en donde se obtienen lingotes que son posteriormente utilizados para la fabricación de nuevos electrodos de baterías. El electrolito, ácido sulfúrico disuelto en agua, puede ser neutralizado o convertirse en sulfato de sodio para la fabricación de detergentes u otros productos químicos. En conjunto, el tratamiento de reciclado aplicado a las baterías usadas permite que en las baterías nuevas se utilice entre un 60% y 80% de componentes y materiales reciclados (Sullivan y Gaines, 2010).

Tabla 82. Composición material de las baterías de plomo-ácido [%]

% Material	Ref. 01	Ref. 02	Ref. 03
Plomo, incluido sus óxidos [%]	69,00	61,20	60,00
Agua [%]	14,10	13,30	16,00
Ácido sulfúrico (puro) [%]	7,90	9,60	10,00
Fibra de vidrio [%]	2,10		2,00
Polipropileno [%]	6,10	8,20	10,00
Polietileno [%]		2,00	
Poliéster [%]		0,30	
Cobre [%]		0,30	
Antimonio, estroncio y arsénico [%]		2,10	1,00
Otros materiales [%]	0,80	3,00	1,00

Nota: Ref. 01 (Gaines y Singh, 1995); Ref. 02 (Rydh, 1999) y Ref. 03 (Sullivan y Gaines, 2010).

Si bien la alternativa de tratamiento descrita es la más extendida, llegando a tratar el 90% de las baterías de plomo-ácido mundiales, existen estudios y tecnologías que persiguen la implantación de otras posibilidades de tratamiento con una menor carga ambiental al producir menores emisiones de plomo y óxidos de azufre (Sullivan y Gaines, 2010; Lin y Qiu, 2011).

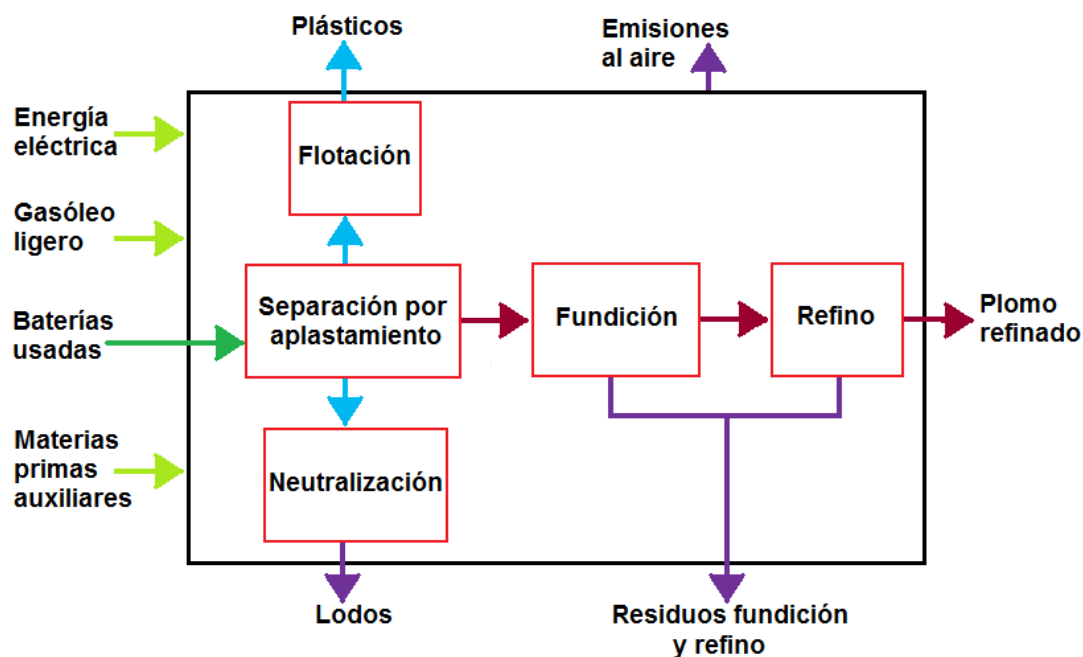


Figura 51. Esquema básico del tratamiento de reciclado de baterías usadas (Salomone et ál., 2005)

Sin embargo, en esta investigación se considerará únicamente el reciclado más habitual de baterías de plomo-ácido usadas. Es decir, los procesos y tratamientos asociados a la recuperación pirometalúrgica del plomo presente en las baterías de plomo-ácido (Daniel et ál.,

2003; Salomone et ál., 2005). En particular se considerarán los procesos de aplastamiento de baterías para la separación de sus componentes, la separación de los materiales plásticos por flotación, la neutralización del electrolito y el proceso pirometalúrgico de fundición del plomo en todas las formas en que se encuentre presente y su posterior refinado (Figura 51).

Para determinar el inventario del tratamiento de baterías usadas se ha considerado el estudio de una planta de reciclado de baterías de plomo-ácido realizado por Salomone y otros (2005). La planta de reciclado que analizan en su estudio permite obtener como productos plomo refinado y plásticos (mezclados o separados), en función de las baterías tratadas. Para el funcionamiento de las instalaciones se precisan 92,47 kWh de energía eléctrica ($7,95 \cdot 10^{-3}$ TEP) por tonelada de baterías usadas. Correspondiendo, aproximadamente, el 56% a los procesos de fundición y refinado, y el resto a los procesos de separación por aplastamiento, flotación y neutralización. Además, los procesos de fundición y refinado precisan para su funcionamiento combustible líquido (gasóleo ligero). El consumo de combustible por tonelada de baterías usadas tratadas es de 31,67 kg ($3,22 \cdot 10^{-2}$ TEP). El tratamiento precisa de diversos materiales auxiliares para los procesos de neutralización, fundición, refinado y control de emisiones, además de agua de red para las instalaciones en general y el proceso de flotación en particular. En la Tabla 83 se detallan las entradas del tratamiento descrito. Como residuos del tratamiento se generan lodos, residuos de la fundición y el refinado y, emisiones al aire. En la Tabla 84 se detallan los productos, los residuos y las emisiones del tratamiento de una tonelada de baterías de plomo-ácido usadas.

Tabla 83. Inventario del reciclado de baterías usadas, entradas por t tratada (Salomone et ál., 2005)

Entradas	Cantidad	Ud.	Entradas	Cantidad	Ud.
Baterías usadas	1.000,00	kg	Oxígeno	37,03	kg
Electricidad	92,47	kWh	Carbonato potásico	122,86	g
Gasóleo ligero	31,67	kg	Selenio	11,43	g
Agua	26,32	kg	Carbonato sódico	5,60	kg
Antimonio	5,43	kg	Cloruro sódico	111,43	g
Arsénico	474,29	g	Hidróxido sódico	1,72	kg
Coque	22,70	kg	Nitrato sódico	711,43	g
Chatarra de hierro	80,15	kg	Azufre	271,43	g
Cal apagada	13,35	kg	Estaño	160,00	g

Tabla 84. Inventario del reciclado de baterías usadas, salidas por t tratada (Salomone et ál., 2005)

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Plomo refinado	285,72	kg	Dióxido de carbono	158,61	g
Plásticos	89,60	kg	Monóxido de carbono	1,31	g
Residuos	Cantidad	Ud.	Plomo	7,03	g
Lodos (base de sulfato cálcico)	23,19	kg	Óxidos de nitrógeno	572,03	g
Residuos de fundición y refinado	120,63	kg	Partículas	128,80	g
			Dióxido de azufre	1,09	kg

Los lodos generados en el tratamiento de las baterías provienen fundamentalmente del proceso de neutralización del ácido sulfúrico, en el que el ácido sulfúrico al combinarse con cal apagada se transforma en sulfato de calcio y agua. Por lo tanto, los lodos son fundamentalmente sulfato cálcico con presencia de metales pesados (Tabla 85) que deben de ser tenidos en cuenta a la hora de tratar o utilizar dichos lodos.

Tabla 85. Metales presentes en los lodos del tratamiento de baterías usadas (Salomone et ál., 2005)

Sustancia	Cantidad	Ud.
Arsénico	254,29	mg/t batería usada
Cadmio	191,43	mg/t batería usada
Cromo	11,43	mg/t batería usada
Cobre	11,43	mg/t batería usada
Plomo	9,04	g/t batería usada
Mercurio	2,86	mg/t batería usada

Respecto a los residuos de fundición y refino estos son fundamentalmente escorias y cenizas. Como tales, las escorias y cenizas son extraídas del fondo del horno del proceso y de las unidades de limpieza de gases. Al igual que sucedía con los lodos, debe destacarse la presencia de metales pesados en dichos residuos (Tabla 86).

Tabla 86. Metales presentes en los residuos de fundición y refino del tratamiento de baterías usadas (Salomone et ál., 2005)

Sustancia	Cantidad	Ud.
Arsénico	24,12	g/t batería usada
Cadmio	240,00	mg/t batería usada
Cromo	60,00	mg/t batería usada
Cobre	240,00	mg/t batería usada
Plomo	5,66	g/t batería usada
Mercurio	11,43	mg/t batería usada
Selenio	11,43	mg/t batería usada

5.5 Otros residuos peligrosos

En este apartado se estudiarán aquellos residuos peligrosos que todavía no han sido analizados. Dichos residuos son:

- otros combustibles;
- filtros de aceite; y
- zapatas de freno que contienen amianto.

Para cada uno de ellos se expondrá e inventariará el tratamiento más habitual en el contexto del fin de vida de los vehículos.

5.5.1 Otros combustibles

Otros combustibles hace referencia a a las mezclas formadas durante la extracción de combustibles en los centros autorizados de tratamiento. Este residuo no puede ser reutilizado como combustible para otros vehículos o máquinas con motores de combustión interna al imposibilitarlo el hecho de ser una combinación de gasóleos y gasolinas. En algunos casos, además, de contener gasóleo y gasolina, estos residuos contienen aceites usados extraídos también del vehículo. El tratamiento habitual al que se remiten las mezclas de combustibles es la valorización energética (ANFAC et ál., 2001). Considerando el potencial energético de las gasolinas y gasóleos (43,95 MJ/kg y 42,27 MJ/kg de poder calorífico inferior respectivamente) y la posible presencia de aceites usados con un poder calorífico inferior también elevado (34,70 MJ/kg), en el presente estudio se considerará que la valorización energética de este residuo es similar a la incineración con recuperación energética (producción de energía eléctrica) descrita en el apartado 5.1.1 para los aceites usados. Se adecúa la producción de energía eléctrica en base al poder calorífico medio de gasolinas y gasóleos. En la Tabla 87 y en la Tabla 88 se

muestra el inventario considerado en este estudio para la incineración de otros combustibles.

Tabla 87. Inventario de la incineración de otros combustibles, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Mezclas de combustibles	1.000,00	kg
Hidróxido de sodio (al 50% en agua)	1,82	kg
Cal viva	141,12	g
Ácido clorhídrico (al 30% en agua)	19,61	g
Cloruro de hierro (III) (al 40% en agua)	568,37	g
TMT15	5,07	g
Polielectrolito inorgánico	32,69	g
Cloruro de calcio	2,60	kg
Agua	4.300,00	l

Tabla 88. Inventario de la incineración de otros combustibles, salidas por t tratada

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Energía eléctrica	658,63	kWh	Monóxido de carbono	12,07	g
Residuos sólidos, cenizas, etc.	10,14	kg	Dióxido de carbono	2.822,2	kg
Lodos limpieza	148,71	g	Fosforo	525,00	mg
Emisiones al agua	Cantidad	Ud.	Arsénico	12,24	ng
Carbono	7,86	g	Cadmio	40,00	µg
Arsénico	120,00	µg	Cromo	828,14	ng
Cadmio	352,80	µg	Cobre	70,00	mg
Cromo	35,72	mg	Mercurio	41,00	pg
Mercurio	12,60	µg	Níquel	2,24	mg
Plomo	3,42	mg	Plomo	6,82	mg
Cinc	110,84	mg	Cinc	476,00	mg
			Talio	600,00	µg

5.5.2 Filtros de aceite

Los filtros de aceite generados en la etapa de descontaminación de los centros autorizados de tratamiento de vehículos están compuestos generalmente por una carcasa metálica, una junta polimérica y un elemento filtrante de material celulósico (Tabla 89). Si bien ni la carcasa, ni la junta o el elemento filtrante pueden considerarse residuos peligrosos, cuando se retiran los filtros del vehículo todas las partes del mismo están impregnadas de aceite usado e impurezas, adquiriendo por lo tanto la consideración de residuo peligroso.

Tabla 89. Composición media de los filtros de aceite usados (Gaidajis et ál., 2011)

Componente	Cantidad	Ud.
Carcasa metálica	237,00	g
Elemento filtrante	34,00	g
Junta de goma	9,00	g
Aceite usado	175,00	g

Como residuo peligroso las alternativas de tratamiento posibles son la recuperación en instalaciones específicas y la valorización energética por combustión (ANFAC et ál., 2001). En el primer caso, el tratamiento en instalaciones específicas posibilita el reciclado de la carcasa metálica como chatarra en acerías y fundiciones, y la aplicación del aceite usado extraído en tratamientos de regeneración análogos a los descritos en los apartados 5.1.2 y 5.1.3 anteriores. En el supuesto de la valorización energética, tras la separación de la carcasa metálica y el

aceite usado contenido, éste último es remito a instalaciones de incineración tal y como se describió en el apartado 5.1.1 anterior. En ambas alternativas de tratamiento el esquema básico del proceso es similar (Figura 52), pues la diferencia entre los tratamientos considerados es básicamente el tratamiento posterior que se aplique al aceite usado extraído.

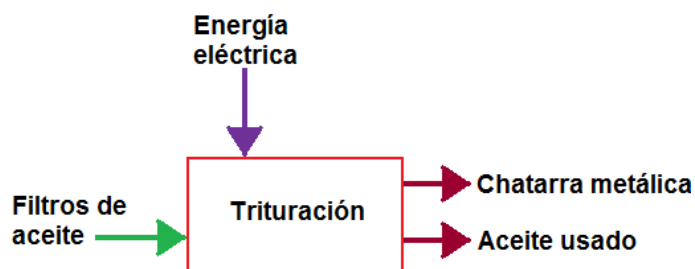


Figura 52. Esquema básico del tratamiento de los filtros de aceite

Para lograr extraer el aceite usado contenido en el cuerpo del filtro existen en múltiples soluciones comerciales que aplicando una fuerza de prensado, trituran el filtro y escurren el aceite. El proceso básico no genera residuos o emisiones directas de contaminantes significativas, y sólo precisa de energía eléctrica para su accionamiento. Además, indicar que, para determinar el inventario del tratamiento se considera que:

- el 55% de la masa de aceite usado contenida es extraída durante el tratamiento (Gaidajis et ál., 2011);
- la masa del elemento filtrante y la junta polimérica son poco significativas; y
- el equipo de trituración utilizado es un triturador de filtros de aceite MG15 TFL de Agritel Industrial Packaging Supplies (Agritel, 2011).

En la Tabla 90 se exponen las entradas y salidas del tratamiento de los filtros de aceite usados considerado en el presente estudio.

Tabla 90. Inventario del tratamiento de filtros de aceite usados

Entradas	Cantidad	Ud.
Filtros de aceite usados	1.000,00	kg
Energía eléctrica	61,05	kWh
Salidas	Cantidad	Ud.
Chatarra metálica	530,87	kg
Aceite usado	211,53	kg

5.5.3 Zapatas de freno que contienen amianto

La existencia de zapatas de freno que contienen amianto, anteriores a la prohibición de su uso, hace que su residuo deba ser tratado de igual modo que otros materiales que contienen amianto. Actualmente, este residuo es dispuesto en su fin de vida en vertederos, depósitos o almacenes de seguridad para residuos peligrosos. Sin embargo, debe indicarse que existen alternativas de tratamiento que pueden transformar el residuo peligroso en no peligroso (mediante procesos térmicos de conversión del amianto en cristales de silicato), o bien estabilizándolo en, por ejemplo, hormigón o polímeros para su disposición posterior en vertederos o depósitos de residuos no peligrosos (Chan, Agamuthu y Mahalingam, 2000). Se han identificado 56 instalaciones de almacenamiento de residuos peligrosos en Europa (European Environment Agency, 2009).

Tabla 91. Inventario del tratamiento de zapatas de freno que contienen amianto

Entradas	Cantidad	Ud.
Zapatas de freno que contienen amianto	1.000,00	kg
Volumen ocupado	0,625	m ³
Energía eléctrica	0,44	kWh
Acero (bidones y contenedores)	98,00	kg
Pintura (sellante)	1,12	kg
Tablones de madera	46,3	l
Polietileno de baja densidad (film embalaje)	4,27	kg
Arcilla	0,22	kg
Grava	5,43	kg
Ladrillos	6,44	kg
Cemento	515,00	g
Anhidrita	1,07	Kg
Yeso	1,59	kg

Para el objeto de este estudio, se considera únicamente la disposición final del residuo de zapatas de freno que contienen amianto en vertederos, depósitos o almacenes para residuos peligrosos. Para estimar los aspectos ambientales de este tratamiento se considera como el depósito de residuos peligrosos –excluidos los residuos radiactivos, explosivos, combustibles o infecciosos– en depósitos subterráneos descrito por Doka (2009). Los depósitos subterráneos son almacenes controlados creados en antiguas minas de potasa o sal existentes en Centroeuropa. En primer lugar, los residuos a almacenar son dispuestos en contenedores sellados. Los contenedores pueden ser big-bags, bidones o contenedores metálicos. Una vez sellados, los depósitos son dispuestos en salas en función del tipo de residuo que contienen. Las salas son tapiadas mediante paredes de ladrillo y yeso para, finalmente, rellenar el acceso a las salas con grava y arcilla. En su inventario considera las entradas de materiales y energías necesarias, pues no reporta salidas o emisiones de contaminantes. En la Tabla 91 se desglosan y cuantifican las entradas de materiales y energías.

5.6 Neumáticos fuera de uso

En principio, los neumáticos usados no generan ningún peligro inmediato, pero su eliminación y producción en grandes cantidades suponen una importante carga ambiental. Es ampliamente reconocido que los neumáticos, dado que se conciben para resistir exigentes condiciones mecánicas y ambientales, son prácticamente indestructibles frente al paso del tiempo. Por otro lado, su almacenamiento o depósito en vertedero no permite la recuperación de energía o material alguno dada su alta resistencia al envejecimiento, además, de ser difícil su compactación y de promover la acumulación de lixiviados y gases de vertedero en los huecos que forman.

Considerando estas características, el 26 de abril de 1999 se adoptó la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos que incluía en su articulado la prohibición de depositar neumáticos enteros en vertedero. En España, esta Directiva se transpuso a través del Real Decreto 1481/2001, que establecía que no se admitiría en ningún vertedero los neumáticos usados enteros a partir del 16 de julio de 2003, y los neumáticos usados troceados a partir del 16 de julio de 2006. Los neumáticos, independientemente del vehículo al que están destinados, se componen esencialmente de caucho sintético o natural, negro de carbono, acero y textiles (Tabla 92), con una elevada presencia de carbono y hierro en su composición química (Tabla 93). Por su propia composición los neumáticos enteros, triturados o granulados, poseen las siguientes propiedades:

- capacidad de absorción de vibraciones;
- gran capacidad de drenaje;
- peso reducido;
- elevada resistencia al corte;
- alta resistencia a agentes climatológicos;
- flexibilidad; y
- alto poder calorífico inferior, entre 28,0 y 37,0 MJ/kg (ICF Consulting, 2006).

Son estas propiedades las que hacen de los neumáticos al final de su vida útil un material apto para la valorización material como sustitutivo de cargas en asfaltos, hormigones y cementos, pistas deportivas y nuevos neumáticos entre otros y para su valorización energética como combustible de sustitución en procesos industriales (SIGRAUTO, 2000; Cano Serrano, Cerezo García y Urbina Fraile, 2007).

Tabla 92. Composición media de los neumáticos en la Unión Europea (ETRA, 2011)

Material	Turismos [% en peso]	Camiones y autobuses [% en peso]
Caucho/elastómero	48,0	43,0
Negro de carbono	22,0	21,0
Metal	15,0	27,0
Textiles	5,0	-
Óxido de cinc	1,0	2,0
Azufre	1,0	1,0
Otros aditivos	8,0	6,0

Tabla 93. Composición química de los neumáticos usados (OFEFP, 2003)

Elemento/compuesto	Símbolo	Contenido	Ud.
Carbono	C	70,0	% en peso
Hierro	Fe	16,0	% en peso
Hidrógeno	H	7,0	% en peso
Oxígeno	O	4,0	% en peso
Óxido de cinc	ZnO	1,0	% en peso
Azufre	S	1,0	% en peso
Dinitrógeno	N ₂	0,5	% en peso
Ácido esteárico	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	0,3	% en peso
Halógenos	-	0,1	% en peso
Ligantes cupríferos	-	200	mg/kg
Cadmio	Cd	10	mg/kg
Cromo	Cr	90	mg/kg
Níquel	Ni	80	mg/kg
Plomo	Pb	50	mg/kg

Para la valorización material los neumáticos deben ser troceados, molidos o pulverizados mediante procesos de trituración y molienda mecánica, criogénica y otras técnicas como la pulverización ultrasónica. Existe, aunque no se considerará en este estudio, la posibilidad de valorizar materialmente los neumáticos enteros, utilizándolos como barreras para golpes o recipientes de uso diverso. En cuanto a la valorización energética, las técnicas más habituales son la sustitución parcial del combustible en hornos de cementeras, la combustión en incineradoras, la termólisis, la pirólisis y la licuefacción parcial a alta presión, entre otras. A continuación se muestran los inventarios de las tecnologías de valorización de neumáticos fuera de uso consideradas en este estudio.

Anteriormente se ha indicado que, evidenciar la variabilidad de la gestión de residuos se considera necesario para evaluar cómo puede comportarse el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil. En el caso de los neumáticos fuera de uso las diversas alternativas de tratamiento pueden agruparse en dos categorías: aquellas que persiguen su reciclado material y las que promueven la recuperación energética. Para la primera categoría se considerarán tres opciones, que van de la más común a la más innovadora. Dichas opciones son el reciclado mecánico convencional (apartado 5.6.1), la pulverización mecánica (apartado 5.6.2) y la pulverización criogénica (apartado 5.6.3). En el caso de la categoría de recuperación energética las alternativas consideradas se seleccionan por dada la disponibilidad de las instalaciones en las que realizar el tratamiento y por su potencial aplicabilidad. En este caso las alternativas de tratamiento son la conversión energética de los neumáticos fuera de uso en hornos de combustión de residuos sólidos urbanos (apartado 5.6.4) y su utilización como combustible en el proceso de producción de cemento sustituyendo al combustible convencional (apartado 5.6.5).

5.6.1 Reciclado mecánico convencional

Durante el reciclado mecánico convencional (Silvestraviciute y Karaliunaite, 2006), los neumáticos al final de su vida útil son sometidos a diversos procesos de trituración, molturación y molienda, así como a la separación de las fracciones presentes en su composición. En una primera etapa el neumático es triturado en fragmentos con un tamaño aproximado de 20 cm. Posteriormente, los fragmentos obtenidos son granulados reduciéndolos a un tamaño inferior a los 10-20 mm. De este modo se logra liberar la mayor parte del acero y de los textiles del caucho. Tras separar la fracción metálica y la fracción textil del caucho, el material restante es molido hasta un tamaño inferior a 1 mm. Esta última reducción de tamaño permite separar las fracciones metálica y textil restantes del caucho. Como resultado del reciclado mecánico convencional se obtienen gránulos de caucho, polvo de caucho, textiles y metales (Tabla 94). Los gránulos de caucho, el polvo de caucho y los textiles pueden ser utilizados como sustitutos de otros materiales en bitúmenes, cementos, etc., o como sustitutos de combustible en la industria cementera. Los metales son habitualmente reciclados en la industria del acero.

Tabla 94. Inventario del reciclado mecánico convencional (Silvestraviciute y Karaliunaite, 2006)

Entradas	Cantidad	Ud.
Neumáticos	1.000,00	kg
Electricidad	480,00	kWh
Agua	50,00	kg
Salidas	Cantidad	Ud.
Gránulos y polvo de caucho	571,00	kg
Textiles	200,00	kg
Acero	229,00	kg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Partículas en suspensión	54,00	mg

5.6.2 Pulverización mecánica

La pulverización mecánica de neumáticos (Corti y Lombardi, 2004) es un proceso de tres etapas que permite reducir los neumáticos hasta un tamaño inferior a 1 mm. En la primera etapa los neumáticos son reducidos hasta un tamaño de 7-10 cm en un molino de cuchillas de doble eje. Además de los neumáticos troceados, en esta etapa se extrae parte del acero del neumático. En la segunda etapa, un triturador cilíndrico de cuchillas tritura los trozos de neumático hasta un tamaño inferior a los 2 cm. El triturador cilíndrico se complementa con un filtro de aire que

aspira el polvo generado en el proceso, y un separador magnético que separa las partículas metálicas del resto de partículas. En la tercera etapa un pulverizador de disco con cuchillas, equipado con un sistema neumático de transporte y un separador ciclónico logran reducir finalmente las partículas a un tamaño inferior a 1 mm. En conjunto, el proceso precisa del aporte de electricidad, agua, lubricantes y de la frecuente reposición de las cuchillas de corte de acero (Tabla 95). La pulverización mecánica de neumáticos permite obtener caucho pulverizado de diversa granulometría, chatarra de hierro y fibras textiles, cuyo destino final es similar al de las fracciones obtenidas en el reciclado mecánico convencional descrito en el apartado 5.6.1. Además, el proceso genera la emisión de partículas de polvo a la atmósfera.

Tabla 95. Inventario de la pulverización mecánica (Corti y Lombardi, 2004)

Entradas	Cantidad	Ud.
Neumáticos	1.000,00	kg
Electricidad	304,20	kWh
Agua	150,00	kg
Cuchillas (acero)	441,00	g
Aceite lubricante	11,00	g
Salidas	Cantidad	Ud.
Caucho finamente pulverizado (<0,7 mm)	456,40	kg
Caucho pulverizado (<2,0 mm)	224,60	kg
Chatarra hierro	275,50	kg
Fibras textiles	43,47	kg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Partículas en suspensión	191,20	mg

5.6.3 Pulverización criogénica

A partir de la primera etapa en la que se troceaban los neumáticos en la pulverización mecánica descrita en el apartado 5.6.2, la reducción de tamaño en condiciones criogénicas (Corti y Lombardi, 2004) permite obtener en una única etapa caucho pulverizado con una granulometría más controlada. Las diferencias fundamentales respecto a la pulverización mecánica descrita son la necesidad de utilizar nitrógeno y gas natural para el proceso criogénico, y la inexistencia de partículas de polvo finales (Tabla 96).

Tabla 96. Inventario de la pulverización criogénica (Corti y Lombardi, 2004)

Entradas	Cantidad	Ud.
Neumáticos	1.000,00	kg
Electricidad	95,50	kWh
Agua	150,00	kg
Cuchillas (acero)	230,00	g
Aceite lubricante	11,00	g
Nitrógeno	679,10	kg
Gas natural	15,67	kWh
Salidas	Cantidad	Ud.
Caucho pulverizado	652,050	kg
Chatarra hierro	289,90	kg
Fibras textiles	57,90	kg

5.6.4 Conversión energética en horno de combustión de residuos sólidos urbanos convencional

Considerando una etapa inicial igual a la descrita en la pulverización mecánica del apartado 5.6.2, Corti y Lombardi (2004) analizan la conversión energética de neumáticos al final de su vida útil en hornos de combustión de residuos sólidos urbanos convencionales. La combustión de neumáticos produce un flujo de gases de combustión que es aprovechado para generar electricidad. En particular, se considera un generador eléctrico de vapor a 40 bar y 400 °C en un ciclo de Rankine con sobrecalentamiento o ciclo Hirn, y condensador al aire a 0,25 bar. Para el control de las emisiones debidas a los gases de combustión se inyecta hidróxido calcio como paso previo al filtrado y lavado final de los gases. Para el control de óxidos nitrosos se utiliza una unidad catalítica selectiva de urea. La reducción de dioxinas y metales pesados se realiza utilizando carbón activo en la unidad de inyección. Como resultado del proceso, se obtiene energía eléctrica, escorias de la combustión, chatarra de hierro y emisiones al aire (Tabla 97). Como resultado del proceso, la energía eléctrica generada es vertida a la red eléctrica pública, las escorias remitidas a vertederos para su almacenamiento y la chatarra de hierro reciclada en la industria del acero.

Tabla 97. Conversión energética en horno de combustión de residuos sólidos urbanos convencional (Corti y Lombardi, 2004)

Entradas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Neumáticos	1.000,00	kg	CO ₂	$-4,92 \cdot 10^{+8}$	mg
Electricidad	95,50	kWh	HCl	$1,70 \cdot 10^{+4}$	mg
Agua	150,00	kg	HF	$6,83 \cdot 10^{+2}$	mg
Cuchillas (acero)	230,00	g	SO ₂	$2,71 \cdot 10^{+4}$	mg
Aceite lubricante	11,00	g	Partículas en suspensión	$1,49 \cdot 10^{+4}$	mg
Bicarbonato sódico	115,90	kg	NOx	$2,78 \cdot 10^{+5}$	mg
Salidas	Cantidad	Ud.	CO (monóxido de carbono)	$6,50 \cdot 10^{+4}$	mg
Electricidad	127,30	kWh	Cd	3,72	mg
Escorias	85,90	kg	Hg	3,72	mg
Chatarra hierro	246,50	kg	Pb	1,85	mg
			Alcohol isopropílico	3,72	mg
			Metales (Sb+As+Cr+Cu+Co+Mn+Ni+V+Sn)	9,28	mg

5.6.5 Sustitución de combustible convencional en horno de cementera

La sustitución parcial del combustible principal del horno de cementera por neumáticos al final de su vida útil es una alternativa ampliamente extendida (SIGRAUTO, 2000; Corti y Lombardi, 2004; Silvestraviciute y Karaliunaite, 2006; Cano Serrano, Cerezo García y Urbina Fraile, 2007). Básicamente consiste en la sustitución parcial del combustible principal (habitualmente carbón) por una cantidad variable de neumáticos al final de su vida útil equivalente energéticamente a un 5-15% de la energía total aportada por el combustible principal. Generalmente existen dos formas de sustitución del combustible principal: introduciendo neumáticos enteros en la zona de calcinación del horno o introduciendo neumáticos triturados o pulverizados en la etapa de aglomeración del horno. Además, el uso de neumáticos al final de su vida útil –siempre que no se separe la fracción metálica– aporta al proceso parte de la cantidad de minerales metálicos que habitualmente son utilizados para mejorar la calidad del cemento.

En este caso, se ha considerado la sustitución parcial de carbón pulverizado por neumáticos triturados según se ha descrito para la etapa primera de la Pulverización mecánica y que la

cantidad de carbón reemplazada por neumáticos triturados es equivalente energéticamente (Corti y Lombardi, 2004). Estas consideraciones permiten determinar (Tabla 98) cómo entradas del proceso de trituración de neumáticos y de su posterior combustión la cantidad de neumáticos al final de su vida útil, la energía eléctrica, el agua y los lubricantes necesarios, así como la cantidad evitada de metales metálicos y carbón. Como salidas, se considera la cantidad de chatarra de hierro del proceso de trituración de neumáticos y las emisiones al aire del proceso de combustión en horno de cementera.

Tabla 98. Inventario de la sustitución de combustible convencional en horno de cementera (Corti y Lombardi, 2004)

Entradas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Neumáticos	1.000,00	kg	SO ₂	712,40	g
Gasóleo	5,84	kg	NOx	13.809,90	g
Electricidad	48,83	kWh	NMVOV ⁽¹⁾	194,90	g
Agua	150,00	kg	CH ₄	423,80	g
Acero	0,23	kg	CO	376,70	g
Aceite lubricante	11,00	g	CO ₂	2.429,90	g
Carbón	-847,20	kg	N ₂ O	99,90	g
Mineral de hierro	-241,50	kg	Partículas en suspensión	82,20	g
Salidas	Cantidad	Ud.	Cr	77,40	mg
Chatarra hierro	34,00	kg	Pb	35,80	mg

Nota: ⁽¹⁾ NMVOV, del inglés *Non-methane volatile organic compounds* = Compuestos orgánicos volátiles distintos del metano.

Habitualmente la trituración de los neumáticos fuera de uso no se realiza en las instalaciones de la cementera, por lo que existe una etapa intermedia debida al transporte entre la trituración y la combustión. Sin embargo, esta etapa no se considera en este apartado al no disponer de datos concretos.

5.7 Plásticos y polímeros

La creciente utilización de los polímeros en la industria en general y del automóvil en particular, así como las limitaciones legales y económicas para el depósito en vertedero, ha favorecido el desarrollo de tecnologías de tratamiento que promueven la reutilización, el reciclado o la recuperación energética del material. Las mezclas de polímeros que se generan durante el fin de vida de los vehículos suelen ser representativas de los porcentajes materiales presentes en los vehículos (Tabla 99). Así, los flujos de polímeros a tratar –salvo cuando se extraen componentes monomateriales– pueden suponerse formados por mezclas de polímeros termoplásticos y termoestables (aproximadamente el 90% y el 10% respectivamente). Destacando de entre los materiales presentes el polipropileno (entre el 30% y el 40% del total) por su elevada y creciente presencia y el policloruro de vinilo (entre el 5% y el 10% del total) por ser la principal fuente de cloro. La presencia de cloro y de otras sustancias como los recubrimientos metalizados, las pinturas o restos de combustibles, suponen una dificultad añadida a la hora de tratar las mezclas materiales de polímeros, dificultando, e incluso imposibilitando, algunos tratamientos.

En la bibliografía consultada (Delgado, Barruetaña y Salas, 2007; Al-Salem, Lettieri y Baeyens, 2009) además del depósito en vertedero se identifican cuatro rutas alternativas para el tratamiento de los residuos plásticos:

- reutilización de plásticos y polímeros;
- reciclado mecánico por fundición (o disolución) y generación de gránulos de plástico usado;
- recuperación material termo-química mediante conversión del residuo plástico en productos

- químicos básicos, monómeros o hidrocarburos; y
- recuperación energética con o sin generación de otros productos.

Tabla 99. Contenido medio de plásticos en los vehículos (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007)

Polímero	Media 1990	Media 2000
Polipropileno	31,00%	40,00%
Acrilonitrilo butadieno estireno	14,00%	7,00%
Policarbonato	4,00%	4,00%
Poliamida	6,00%	8,00%
Poliuretano	19,00%	11,00%
Poliestireno	5,00%	5,00%
Policloruro de vinilo	10,00%	7,00%
Resinas epoxídicas		1,00%
Resinas acrílicas	2,00%	
Otros	9,00%	17,00%

Desde una perspectiva ambiental, la reutilización de plásticos y polímeros es la opción más adecuada, ya que la escasa energía necesaria para el proceso, el consumo mínimo de recursos materiales y los bajos niveles de emisiones de dióxido de carbono, óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre así lo revelan (Al-Salem, Lettieri y Baeyens, 2009). Sin embargo, su aplicación a los polímeros derivados del fin de vida de vehículos puede no ser aceptable, pues esta opción de tratamiento sólo es aplicable a polímeros no mezclados, limpios y libres de contaminantes.

El reciclado mecánico seguido de fundición (o disolución) para la obtención de gránulos de plástico usado útiles para la producción de productos plásticos es también una alternativa de tratamiento limitada por la baja pureza de las mezclas de plásticos y polímeros y el propio mercado de productos reciclados. La aplicación comercial de los plásticos obtenidos está además limitada por las bajas prestaciones que suelen tener. Esta alternativa de tratamiento supone, de forma análoga a la anterior alternativa de tratamiento, bajas emisiones de dióxido de carbono y una baja demanda acumulada de energía (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007). Sin embargo, dada la dificultad que supone la separación de los plásticos y sustancias contaminantes presentes, se considera que tiene un menor potencial que los tratamientos de recuperación material termo-química y recuperación energética. Los procesos habituales para el reciclado mecánico incluyen: corte o trituración del residuo, extracción de contaminantes (celulosa, tierras, material inerte e impurezas), separación por flotación de los distintos plásticos y polímeros presentes, molturación, lavado, secado y formación de gránulos. Además de tecnologías convencionales que combinan los procesos anteriores para la separación y reciclado de plásticos, como ejemplos para esta alternativa de tratamiento se puede citar la tecnología Vinyloop desarrollada por el grupo Solvay para el reciclado de policloruro de vinilo (Jody y Daniels, 2006; Solvay Group, 2011) o la tecnología Wieket patentada por Wietek Holding GmbH para la recuperación de termoplásticos (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007; Wietek Holding GmbH, 2009).

La recuperación material termo-química hace referencia a aquellas tecnologías de tratamiento que permiten obtener a partir de mezclas de fracciones de plásticos diversos productos químicos útiles para la producción de nuevos materiales. En general, la recuperación material permite una mayor flexibilidad en la composición del flujo de plásticos que alimenta el proceso, tolerando mayores niveles de impurezas que en el reciclado mecánico. Aun así, algunas tecnologías de tratamiento proponen sistemas de pre-tratamiento para reducir la variabilidad y los niveles de impurezas, extrayendo por ejemplo el policloruro de vinilo del flujo principal. Como ejemplos de tecnologías se puede citar:

- tecnologías de descomposición química tipo hidrólisis;
- tecnologías de descomposición térmica como la pirólisis o el craqueo térmico;
- tecnologías basadas en la gasificación u oxidación de residuos como Thermoselect-Process y SVZ Schwarze Pumpe descritas anteriormente en los apartados 4.6.3 y 4.6.4; y
- o su utilización como agente reductor en horno alto.

Si plásticos como el polipropileno tienen un poder calorífico inferior similar a combustibles como el queroseno o el gasóleo, aproximadamente 45,00 MJ/kg, es fácil suponer que el potencial energético de los residuos plásticos será elevado, aproximadamente entre 10,00 y 30,00 MJ/kg de residuo. Este hecho ha permitido el desarrollo de tecnologías que permiten recuperar la energía contenida en el residuo. Actualmente la recuperación energética es la alternativa más común para la recuperación post-consumo de residuos plásticos (Al-Salem, Lettieri y Baeyens, 2009). Esta alternativa de tratamiento permite utilizar como materia prima residuos plásticos con exigencias de pureza y limpieza inferiores a las anteriores alternativas. La recuperación energética a partir de residuos plásticos comprende tanto la utilización de los plásticos como combustible alternativo –como sería el caso de su uso en horno de cementarías– como su utilización para la producción de energía calorífica o eléctrica –típica aplicación en procesos de incineración en plantas de tratamiento de residuos municipales o centrales energéticas (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007; Gent et ál., 2009).

Como contrapartida, las tecnologías de recuperación material y energética suelen precisar más energía para el proceso, generan mayores cantidades de residuos peligrosos y emisiones de contaminantes, por lo que los tratamientos aplicables deben incluir sistemas de limpieza y descontaminación de residuos y emisiones adicionales. Debe resaltarse que la presencia de cloro, flúor o bromo, pueden incrementar sustancialmente las emisiones de contaminantes en forma de ácidos y sustancias cancerígenas (Gent et ál., 2009).

De entre las cuatro alternativas de tratamiento enunciadas, si se implementan las adecuadas medidas de control de contaminantes y emisiones, la bibliografía consultada indica que los tratamientos de recuperación material y energética son los más favorables desde el punto de vista ambiental (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007; Al-Salem, Lettieri y Baeyens, 2009). Entre las tecnologías de recuperación material y energética, la utilización de los residuos plásticos como agente reductor en horno alto y su utilización como combustible alternativo en horno de cementarías son las alternativas más favorables al lograr elevados niveles de eficiencia energética y suponer niveles de emisiones similares –inferiores para algunos contaminantes– a los generados habitualmente en este tipo de instalaciones. Por lo tanto, para el objeto de este estudio se van a considerar, además del depósito en vertedero como alternativa más desfavorable (apartado 5.7.1), la recuperación material en horno alto (apartado 5.7.2) y la recuperación energética en horno de cementera (apartado 5.7.3).

5.7.1 Depósito en vertedero

Las mezclas de plásticos y polímeros generadas durante el tratamiento del vehículo, o durante otros tratamientos aplicados a los flujos de materiales derivados de éste, es habitual que compartan vertedero con los residuos de fragmentación con quienes comparten origen, residuos sólidos municipales, residuos procedentes del tratamiento de aguas, materiales inertes o residuos inorgánicos de construcción entre otros (Doka, 2009). Tomando como referencia el depósito en vertedero de residuos de fragmentación expuesto en el apartado 4.3, se adecuará dicho depósito en vertedero a las mezclas de plásticos y polímeros ahora tratados como residuo. Para lograrlo, se aplicará la composición de los lixiviados generados mostrada para los residuos de fragmentación en la Tabla 41.

De modo similar que para el depósito en vertedero de los residuos de fragmentación, se

determina el inventario del depósito en vertedero. Puesto que el residuo de fragmentación y las mezclas de plásticos y polímeros no son exactamente iguales, las cantidades inventariadas se corrigen en función del volumen ocupado por unidad de masa de cada residuo. Se estima que la densidad media de las mezclas de plásticos y polímeros es de 350 kg/m³ (Al-Salem, Lettieri y Baeyens, 2009). En la Tabla 100 se muestra el inventario del depósito en vertedero de una tonelada de cenizas y escorias.

Tabla 100. Inventario del depósito en vertedero, por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Mezcla de plásticos y polímeros (masa)	1.000,00	kg
Mezcla de plásticos y polímeros (volumen)	2,86	m ³
Combustible diésel quemado en maquinaria vertedero	1,71	l
Salidas	Cantidad	Ud.
Agua ⁽¹⁾ , lixiviados recogidos	660,00	l
Vertidos	Cantidad	Ud.
Agua ⁽¹⁾ , lixiviados fugados	282,85	l

Nota: De igual composición a la referida en la Tabla 41, la cantidad de contaminantes se determinará considerando la cantidad de cada contaminante por litro de lixiviado y el volumen de lixiviado aquí indicado.

5.7.2 Horno alto

Un horno alto es un tipo de reactor usado en la industria del hierro y el acero para la obtención de hierro fundido a partir de mineral de hierro. Un horno alto es una instalación grande y compleja que precisa de múltiples materiales –materias primas sólidas, combustibles líquidos y gaseosos para su funcionamiento– para producir el hierro fundido.

Habitualmente, en un horno alto el mineral de hierro y el coque se introducen alternativamente por la parte superior del horno, mientras que el aire caliente y los combustibles auxiliares –carbón pulverizado, petróleo o gas natural, que actúan como agentes reductores– se introducen a través de lanzas dispuestas en su parte inferior (Figura 53). El proceso se asemeja a un reactor de lecho móvil, en el que los combustibles auxiliares producen un gas de síntesis que fluye hacia arriba a través del lecho móvil. De esta forma, los combustibles auxiliares también actúan como agentes reductores. Además de los combustibles auxiliares indicados, se pueden utilizar materiales de desecho como combustibles auxiliares. Su utilización es posible gracias a la alta estabilidad intrínseca del proceso del horno alto. De hecho, las condiciones del propio proceso en la zona inferior aseguran la destrucción completa de todos los contaminantes orgánicos persistentes y previenen la formación de otros nuevos. Por otro lado, oligoelementos como los metales pesados se disuelven en el metal caliente y en la escoria que se va generando. Bajo la premisa de que se pueda asegurar un funcionamiento eficiente y regular del proceso, que permita lograr los requerimientos de calidad del metal producido, cualquier material de desecho puede potencialmente utilizarse como combustible auxiliar. En este sentido, la utilización de residuos plásticos –con alto poder calorífico– para su inyección como combustible auxiliar o agente reductor en la parte inferior del horno alto es una práctica habitual desde finales de 1990 (Vermeulen et ál., 2011).

La utilización de residuos plásticos como combustible auxiliar y agente reductor en sustitución del gasóleo o el carbón pulverizado es una práctica conocida en Europa y Asia. Diversas plantas del Reino Unido y Alemania –entre ellas el mayor productor de hierro– inyectan residuos plásticos en lugar de gasóleo pesado. Tras separar la fracción de tamaño superior a 18 mm, las fibras y las partículas metálicas, 1.000 kg de partículas plásticas de tamaño inferior a 18 mm sustituyen a entre 1.000 y 1.100 kg de gasóleo pesado. En Japón, la Nikon Steel sustituye el carbón pulverizado por residuo plástico granulado al que se le han extraído las partículas

metálicas y la fracción de policloruro de vinilo (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007), mientras que la Pohang Iron and Steel Making Company coreana lo lleva haciendo desde 1996 (Al-Salem, Lettieri y Baeyens, 2010). En esta línea, algunos estudios indican que la utilización de residuos plásticos inyectados es una alternativa que permite reducir significativamente las emisiones de dióxido de carbono de la industria del acero (Ariyama y Sato, 2006).

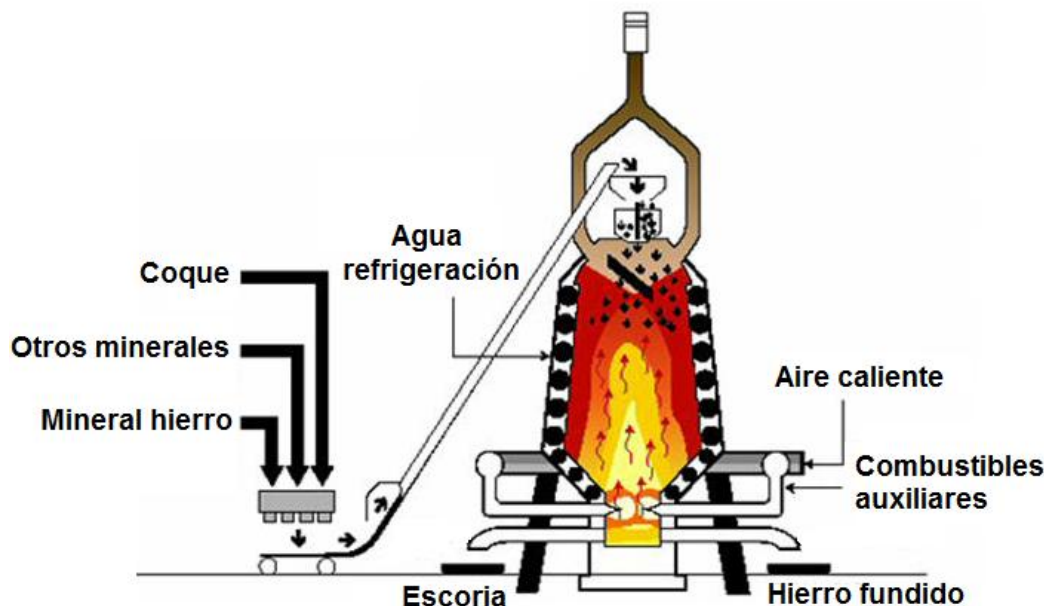


Figura 53. Esquema simplificado del proceso de horno alto

Para determinar los aspectos ambientales asociados a la recuperación de mezclas poliméricas y residuos plásticos en horno alto, por sustitución de coque como combustible auxiliar, se considera el informe de evaluación ambiental de tecnologías para el tratamiento de residuos plásticos de la Comisión Europea (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007) y los factores de emisión descritos para la producción de hierro y acero en la tabla 3-2 del capítulo 1.A.2 de la *Guía para el inventario de emisiones atmosféricas* de la European Environment Agency (Tozzi et ál., 2009). Según el citado informe, la sustitución de 300 kg de coque por 1.000 kg de residuos plásticos a inyectar en el horno alto no genera reducciones significativas en las emisiones atmosféricas o los residuos finales generados. Para el supuesto de sustitución del gasóleo pesado, por cada 1.000 kg de residuos plásticos se evita la utilización de entre 1.000 kg y 1.100 kg de gasóleo pesado. Otros estudios muestran mayor variabilidad en la tasa de sustitución del gasóleo pesado por plásticos, yendo desde los 700 kg de gasóleo por tonelada de mezcla de diversos plásticos –acrilonitrilo butadieno estireno, poliuretano, polipropileno y policloruro de vinilo–, a los 1.080 kg de gasóleo pesado por tonelada de mezclas de polipropileno y caucho de etileno propileno dieno (GHK y Bio Intelligence Service, 2006).

En el inventario de la recuperación de plásticos en horno alto, Tabla 101 y Tabla 102, se han considerado los valores medios de emisiones atmosféricas debidas a la combustión coque en horno alto y el coque evitado (a razón de 300 kg de coque por tonelada de mezclas de plásticos y polímeros). Energéticamente, sólo se considera la energía evitada al sustituir el coque por la mezcla de plásticos y polímeros, que supone $2,29 \cdot 10^{-1}$ TEP.

Tabla 101. Inventario de la sustitución de gasóleo pesado en horno alto, entradas por t de residuos plásticos

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuos plásticos	1.000,0	kg
Coque	-300,00	kg

Tabla 102. Inventario de la sustitución de gasóleo pesado en horno alto, salidas por t de residuos plásticos

Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Óxidos nitrosos	4,46	kg	Cobre	451,32	mg
Monóxido de carbono	24,01	kg	Níquel	335,27	mg
NM VOC	2,29	kg	Selenio	46,422	mg
Óxidos de azufre	23,21	kg	Cinc	5,15	g
Partículas totales en suspensión	3,19	kg	Policlorobifenilos	4,38	mg
Partículas _{2,5-10}	3,01	kg	Dioxinas y furanos (TEQ)	5,23	µg
Partículas _{<2,5}	2,78	kg	Benzo(a)pireno	1,17	g
Plomo	3,45	g	Benzo(b)fluarenteno	1,51	g
Cadmio	46,42	mg	Benzo(k)fluarenteno	611,22	mg
Mercurio	203,74	mg	Indeno(1,2,3-cd)pireno	477,11	mg
Arsénico	103,16	mg	Hexaclorobenceno	15,98	µg
Cromo	348,16	mg			

5.7.3 Horno de cementera

Desde la década de 1990 la industria cementera utiliza residuos plásticos y mezclas de plásticos y polímeros como combustible alternativo en los hornos de cementera. Las condiciones particulares de la incineración en el horno rotativo de cementera posibilitan la utilización de combustibles alternativos como el residuo plástico sólido debido a tres factores fundamentales: la alta temperatura en el horno (2.000 °C en la zona de combustión), la posibilidad de definir longitudes de horno mayores, los elevados tiempos de residencia de los combustibles (alrededor de 15-20 segundos a temperaturas de 1.200 °C) y el ambiente alcalino en el interior de la cámara del horno. Estas condiciones favorecen la destrucción total de los hidrocarburos presentes en los combustibles, reduciéndose la formación de compuestos orgánicos volátiles, dioxinas y furanos para aquellas configuraciones en las que se logran aplicar temperaturas y tiempos de residencia más elevados. La utilización de residuos plásticos y mezclas de plásticos y polímeros como combustible en los hornos de cementera puede realizarse introduciendo dicha fracción en la zona de entrada o en la zona de salida del horno rotativo (Figura 54). Para favorecer la reducción emisiones es preferible la alimentación de combustibles a través de la zona de entrada del horno (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007; Al-Salem, Lettieri y Baeyens, 2010).

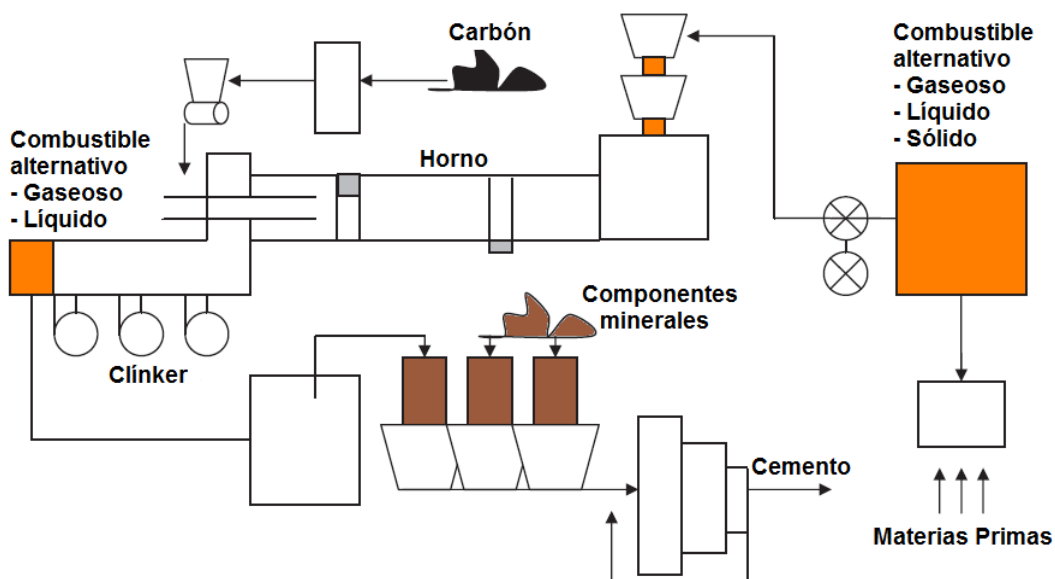


Figura 54. Esquema del proceso de fabricación de cemento

El proceso de combustión del combustible se produce en el horno, y en algunas configuraciones, en el precalcinador. Las emisiones generadas durante la combustión dependen del combustible utilizado y del proceso aplicado. Habitualmente, las emisiones descritas derivadas de la combustión incluyen: dióxido de azufre, óxidos nitrosos, monóxido de carbono, compuestos orgánicos volátiles no metanos, partículas metales pesados, hidrocarburos policíclicos aromáticos, dioxinas y furanos entre otros. Diversas pruebas y estudios indican que la utilización de residuos plásticos y mezclas de plásticos y polímeros como combustibles alternativos en la industria cementera permite, además de cumplir con los niveles de emisiones exigidos para estas instalaciones, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (SIGRAUTO, 2008; Al-Salem, Lettieri y Baeyens, 2010).

Para determinar los aspectos ambientales asociados a la recuperación de mezclas poliméricas y residuos plásticos en hornos de cementeras por sustitución parcial del combustible (Tabla 103 y Tabla 104), se considera el balance másico para la producción vía seca de cemento del informe de evaluación ambiental de tecnologías para el tratamiento de residuos plásticos de la Comisión Europea (Delgado, Barruetabeña y Salas, 2007), un porcentaje del 5% de sustitución energética de combustibles –suponiendo 25,79 MJ/kg de residuo plástico– (SIGRAUTO, 2008) y los factores de emisión descritos para la producción de cemento utilizando carbón, coque, gas, gasóleo o residuos en la tabla 3-24 del capítulo 1.A.2 de la *Guía para el inventario de emisiones atmosféricas* de la European Environment Agency (Tozzi et ál., 2009). De este modo, la utilización de 1.000 kg de residuos plásticos en el horno de cementera equivale a la utilización de 644,75 kg de gasóleo ($6,56 \cdot 10^{-1}$ TEP) para la producción de 10.234,12 kg de cemento (7.675,59 kg de clínker).

Tabla 103. Inventario de la sustitución de combustible en horno de cementera, entradas por t de residuos plásticos

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuos plásticos	1.000,0	kg
Gasóleo	-644,75	kg

Tabla 104. Inventario de la sustitución de combustible en horno de cementera, salidas por t de residuos plásticos

Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Óxidos de nitrógeno	11,89	kg	Níquel	376,10	mg
Monóxido de carbono	15,35	kg	Selenio	194,19	mg
NMVOOC	767,55	g	Cinc	3,25	g
Óxidos de azufre	2,87	kg	Policlorobifenilos	7,67	µg
Plomo	752,20	mg	Dioxinas y furanos (TEQ)	383,77	ng
Cadmio	61,40	mg	Benzo(a)pireno	498,91	µg
Mercurio	844,31	mg	Benzo(b)fluarenteno	2,14	mg
Arsénico	203,40	mg	Benzo(k)fluarenteno	591,02	µg
Cromo	314,69	mg	Indeno(1,2,3-cd)pireno	330,05	µg
Cobre	496,61	mg	Hexaclorobenceno	84,43	µg

5.8 Vidrios

El vidrio laminado está formado por dos o más capas de vidrio con una o varias capas intermedias de material polimérico que une y fija solidariamente las capas de vidrio. Entre las materias primas necesarias para su fabricación destacan la arena de sílice, el bicarbonato sódico y la dolomía –todas ellas para producir el vidrio propiamente dicho– y el butiral de polivinilo (Tabla 105).

Tabla 105. Materias primas para la fabricación de 1 t de parabrisas de vehículos (Badino, Baldo y Legarth, 1997)

Materia prima	Cantidad	Ud.
Arena de sílice	690,43	kg
Bicarbonato sódico	205,66	kg
Sulfato de sodio	15,82	kg
Dolomía	167,24	kg
Caliza	49,72	kg
Coque	1,13	kg
Butiral de polivinilo	80,00	kg

Por sus ventajas y la seguridad que ofrece en caso de rotura es el tipo de vidrio más utilizado en automoción. El vidrio laminado más común es el vidrio laminado de butiral de polivinilo (PVB), aunque en ocasiones se utilizan otros polímeros como el acetato de vinilo de etileno (EVA) o el poliuretano (PU) para la formación de las capas intermedias de material polimérico. Aunque las instalaciones de producción de vidrio son económicamente más rentables cuanto mayor sea su capacidad productiva, debido al coste limitante del transporte en la mayoría de casos las instalaciones productivas operan en un radio de acción de 600 km por carretera o ferrocarril. Por dicho motivo, las 66 plantas productivas existentes en Europa y Turquía (Figura 55) se distribuyen por todo el territorio (Glass for Europe, 2010).

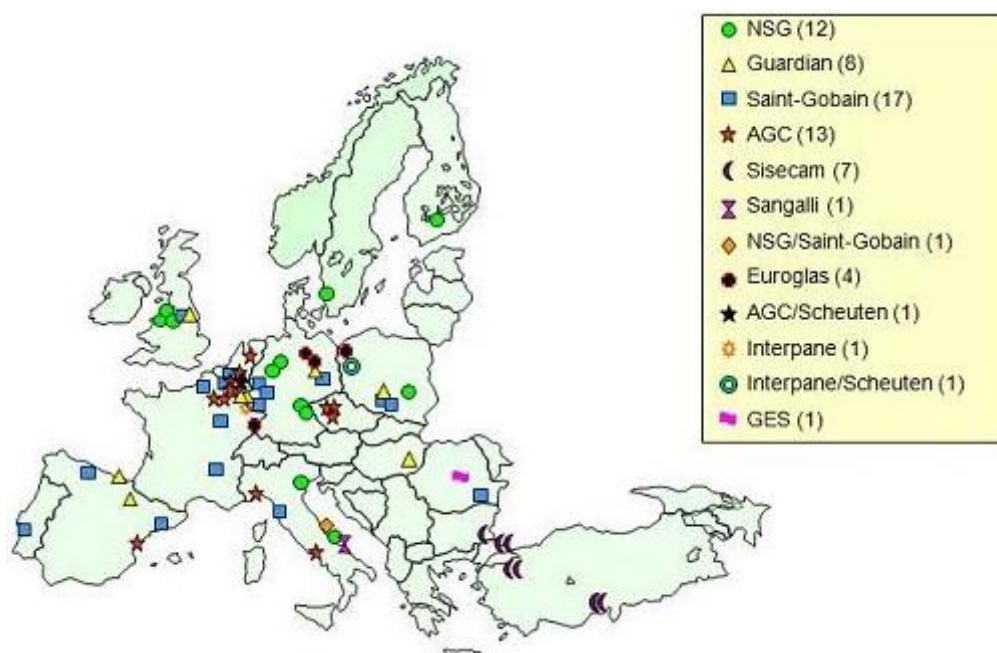


Figura 55. Instalaciones productivas de vidrio laminado en Europa y Turquía (Glass for Europe, 2010)

Algunos autores (Badino, Baldo y Legarth, 1997) indican que la fabricación de vidrio laminado de un automóvil precisa de cantidades importantes de energía (630,55 kWh, $5,42 \cdot 10^{-2}$ TEP) superiores a las consumidas para la producción de sus parachoques (211,11 kWh, $1,82 \cdot 10^{-2}$ TEP) y próximas a las necesarias para la producción de un motor de automóvil (entre 972,22 kWh y 1.111,11 kWh, $8,36 \cdot 10^{-2}$ TEP y $9,56 \cdot 10^{-2}$ TEP). Por dicho motivo, y ante la no escasez o excesivo valor económico de las materias primas necesarias para su producción, recomiendan la recuperación como materia prima para la obtención de nuevo vidrio como estrategia más adecuada para reducir su impacto ambiental. Por otro lado, otros estudios indican tres alternativas de tratamiento para el vidrio extraído en el fin de vida de vehículos: el depósito en vertedero, la recuperación como sustituto de la arena de sílice para la fabricación de ladrillos u otros productos de construcción y, el reciclado como materia prima para la producción de vidrio

para botellas (Lassesson, 2008). Debe destacarse que la utilización de vidrio reciclado –usado– como materia prima para la fabricación de vidrio nuevo permite evitar hasta el 15% de las materias primas necesarias (Pilkington Group Limited, 2010).

En base a la bibliografía consultada se consideran como alternativas representativas de la variabilidad del tratamiento del vidrio:

- el depósito en vertedero, apartado 5.8.1;
- el reciclado para la producción de vidrio nuevo, apartado 5.8.2; y
- la recuperación material por sustitución de la arena de sílice, apartado 5.8.3.

5.8.1 Depósito en vertedero

Los residuos inertes pueden definirse como aquellos materiales de desecho que constituidos fundamentalmente por rocas o minerales tipo silicatos, carbonatos o aluminatos, en un porcentaje mínimo del 95% de su masa. El vidrio se ajusta a dicha definición, por lo que se considera un residuo inerte. En la composición de este tipo de residuos la presencia de plomo, cadmio, cobre, níquel, mercurio o cinc no debe superar los límites legales establecidos. Además, menos de un 0,5% de la masa de residuo pulverizada debe ser soluble cuando se mezcla con 10 veces su masa de agua, y ante pruebas de percolación los valores obtenidos deben ser 10 veces menores a los de los residuos no inertes. Las principales fuentes de residuos inertes suelen proceder habitualmente de trabajos en obra civil y edificación, particularmente de materiales como los hormigones, cerámica, ladrillos, vidrio, yeso y escayola (Doka, 2009).

El vidrio utilizado en automoción es prácticamente igual en composición al vidrio utilizado en obra civil o edificación (Pilkington Group Limited, 2010; Glass for Europe, 2010). Por lo tanto, el depósito en vertedero del vidrio procedente del fin de vida de vehículos es análogo al depósito en vertedero de inertes descrito en el párrafo anterior. Esta suposición servirá como base para establecer el inventario de su depósito en vertedero.

Dado que el vidrio es un material inerte, puede considerarse que su depósito en vertedero no genera emisiones directas a la atmósfera, ni reacciona con el agua que percola en el vertedero formando lixiviados. Por lo tanto, y tomando como referencia el depósito en vertedero expuesto en el apartado 4.3, se considerará para su inventario sólo el combustible diésel quemado por la maquinaria de la instalación (Doka, 2009). Dicho combustible es función del volumen de residuo –considerando una densidad media de 2.500 kg/m³– trasegado por la mencionada maquinaria. En la Tabla. 106 se muestra el inventario del depósito en vertedero de una tonelada residuos de vidrio.

Tabla. 106 Inventario del depósito en vertedero, por t de residuo

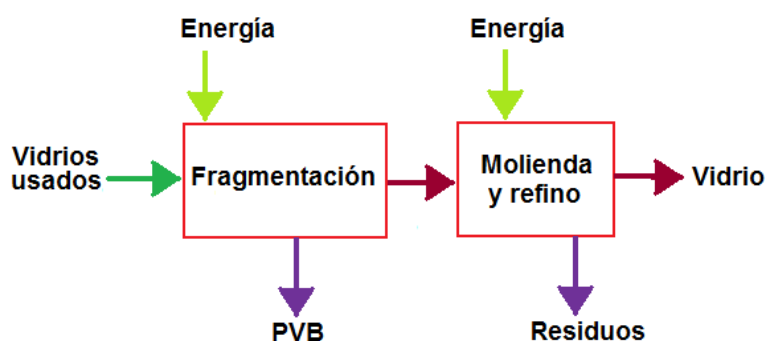
Entradas	Cantidad	Ud.
Vidrio, residuo (masa)	1.000,00	kg
Vidrio, residuo (volumen)	0,40	m ³
Combustible diésel quemado en maquinaria vertedero	0,24	l

5.8.2 Reciclado, producción de vidrio

Anteriormente se ha comentado que el reciclado de vidrio para su utilización como materia prima para la producción de vidrio nuevo permite reducir hasta en un 15% la cantidad de materias primas a utilizar (Pilkington Group Limited, 2010). Sin embargo, antes de utilizar el vidrio procedente de vehículos como materia prima en la producción de vidrio nuevo es necesario eliminar aquellos materiales que no son vidrio, fundamentalmente las láminas de butiral de polivinilo y otros residuos. Actualmente las láminas de butiral de polivinilo pueden ser

totalmente separadas del vidrio mediante técnicas de trituración o fragmentación y posterior exposición a la humedad ambiental, de forma que la humedad desprende el material vítreo de las láminas (Lassesson, 2008; Centre for Environmental Strategy, s/f). El material vítreo así separado puede entonces ser molturado y refinado, mediante la limpieza adicional de posibles residuos, para obtener vidrio apto para ser utilizado como materia prima, también denominado calcín.

Para determinar los aspectos ambientales asociados al reciclado de vidrio se considerará el tratamiento de reciclado mecánico basado en la fragmentación, posterior molienda y refinado descrito por Lassesson (Lassesson, 2008), en el que se tienen en cuenta las materias primas minerales que se evitan al utilizar el vidrio refinado. El esquema del tratamiento considerado se muestra en la Figura 56.



Nota: PVB, butiral de polivinilo.

Figura 56. Esquema del tratamiento de reciclado de vidrio

Las necesidades energéticas del proceso se deben al consumo de diésel de la trituradora de vidrio y de la pala cargadora que alimenta a la trituradora y al molino, y a la energía eléctrica consumida por la instalación de molienda, cintas y otros elementos de la instalación. Para una tonelada de vidrio se precisan 2,05 l de combustible diésel $-1,77 \cdot 10^{-3}$ TEP– y 5,00 kWh de energía eléctrica suministrada por la red eléctrica $-4,30 \cdot 10^{-4}$ TEP. El vidrio finalmente obtenido sirve para evitar el uso de arena de sílice, bicarbonato sódico, sulfato de sodio, dolomía, caliza y coque, en la fabricación de vidrio nuevo. Como residuos del proceso se obtiene butiral de polivinilo que puede ser gestionado como el resto de plásticos y polímeros (apartado 5.7), y una mezcla de residuos que son habitualmente remitidos a vertedero. El inventario finalmente considerado se muestra en la Tabla 107.

Tabla 107. Inventario del reciclado de vidrio usado

Entradas	Cantidad	Ud.
Vidrio usado	1.000,00	kg
Electricidad	5,00	kWh
Diésel	2,05	kg
Arena de sílice	-397,15	kg
Bicarbonato sódico	-118,30	kg
Sulfato de sodio	-9,10	kg
Dolomía	-96,20	kg
Caliza	-28,60	kg
Coque	-0,65	kg
Salidas	Cantidad	Ud.
Vidrio reciclado	650,00	kg
Butiral de polivinilo	250,00	kg
Residuos	100,00	kg

5.8.3 Recuperación, sustitución de la arena de sílice

Algunos estudios indican que, al igual que sucedía con el residuo de fragmentación del automóvil, el vidrio puede utilizarse como material de construcción (Lassesson, 2008). La utilización directa del vidrio usado, sin extracción de las láminas de butiral de polivinilo, puede ser viable en procesos en los que se requiera aportar materia prima (la fracción mineral del vidrio) y combustible (la fracción orgánica o polimérica) a la vez. Esta posible utilización sería similar a la del residuo de fragmentación en horno de cementera descrita en el apartado 4.5.2.2 anterior. Otra posible aplicación sería su utilización directa para la fabricación de ladrillos cocidos, en la que el vidrio propiamente dicho sustituye a la arena de sílice como carga y el butiral de polivinilo actúa como material combustible para la formación de poros (Mörtel, y Fuchs, 1997). Sin embargo, en este estudio sólo se considerará la posibilidad de recuperar el vidrio refinado como materia prima alternativa a la arena de sílice.

Para determinar los aspectos ambientales de esta alternativa de tratamiento se realizan las mismas consideraciones que las indicadas en el apartado 5.8.2 anterior, con la salvedad de que la cantidad final de vidrio refinado obtenida sustituye a la misma cantidad de arena de sílice. El inventario del tratamiento se muestra en la Tabla 108

Tabla 108. Inventario de la recuperación de vidrio usado en sustitución de arena de sílice

Entradas	Cantidad	Ud.
Vidrio usado	1.000,00	kg
Electricidad	5,00	kWh
Diésel	2,05	kg
Arena de sílice	-650,00	kg
Salidas	Cantidad	Ud.
Butiral de polivinilo	250,00	kg
Residuos	100,00	kg

5.9 Catalizadores

Los catalizadores de vehículos están formados por dos partes bien diferenciadas: la carcasa y el soporte monolítico interior. La carcasa está fabricada generalmente con un acero aleado con cromo, o cromo y níquel. En su interior se alberga el soporte monolítico, habitualmente cerámico, que sirve de sustrato para los agentes catalizadores –paladio, platino y rodio. Considerando que en el fin de vida de vehículos, durante el procesado del vehículo en el centro autorizado de tratamiento la extracción del catalizador se refiere a la rotura de los conductos de gases (tubos) de escape para la separación de la carcasa que aloja el soporte monolítico del catalizador, se puede estimar la composición de un catalizador y conocer así, los materiales y cantidades presentes (Tabla 109). Si bien su cuantía es pequeña, debido a su valor económico debe destacarse la presencia de tres metales del grupo paladio: paladio, platino y rodio.

Tabla 109. Composición estimada de un catalizador, basado en (Palacios et ál., 2000; Hagelüken, 2007; Subramanian et ál., 2011)

Material	Cantidad	Ud.
Metal, carcasa y estructura	3.595,50	g
Soporte monolítico	900,00	g
Paladio	1.978,20	mg
Platino	2.158,00	mg
Rodio	262,80	mg

La presencia de dichos metales –paladio, platino y rodio– hace que el tratamiento de fin de vida de los catalizadores de vehículos sea una importante fuente para la recuperación u obtención

de metales preciosos (Hagelüken, 2007; Classen y Althaus, 2009). Puede entenderse fácilmente el interés que suscita la recuperación de dichos materiales mediante el tratamiento de fin de vida adecuado de los catalizadores si se considera que:

- durante el periodo comprendido entre 1980 y 2006 de un total de 3.500 t de metales del grupo paladio –paladio, platino y rodio– utilizados en la fabricación de catalizadores para automóviles aproximadamente 2.500 t estaban presentes todavía en los propios catalizadores;
- el 40% de la producción primaria anual de metales del grupo paladio se utiliza en la fabricación de catalizadores de automóviles; y
- de dicha cantidad la quinta parte está presente actualmente en los catalizadores de los vehículos en circulación.

Tras desmontar la parte del tubo de escape en la que se encuentra alojado el catalizador en el centro autorizado de tratamiento de vehículos, el de fin de vida más extendido para los catalizadores de automóviles consta básicamente de dos etapas:

- abertura de carcasa; y
- refinado de metales.

La abertura de carcasa consiste en romper la envolvente metálica del tubo de escape y extraer el soporte monolítico (habitualmente cerámico) que contiene los metales preciosos. Además del soporte monolítico, suele extraerse polvo contenido en el conjunto de escape, motivo por el que esta operación se realiza utilizando equipos con sistema de recogida de pequeños fragmentos y polvo. Este proceso, la abertura de la carcasa y extracción del soporte monolítico, es un proceso que se realiza por vía seca en el que se producen pequeñas pérdidas de material. Dichas pérdidas pueden suponer hasta el 5% de la masa de metales preciosos contenida. Como resultado de esta etapa se genera una masa de chatarra férrea –estructura y carcasa del tubo de escape– que remite a la industria metalúrgica para su reciclado y una masa de soportes monolíticos que contienen metales preciosos que se remite a instalaciones de refinado.

La etapa de refinado de metales comienza habitualmente con la homogeneización de la masa de soportes monolíticos. El refinado de dicha masa, mediante técnicas hidrometalúrgicas o técnicas pirometalúrgicas (Benson et ál., 2000; Angelidis, 2001; Hagelüken, 2007; Classen y Althaus, 2009), permite la extracción del paladio, platino y rodio presentes. El refinado hidrometalúrgico consta de las etapas siguientes:

- lavado inicial con ácidos fuertes de la masa del soporte monolítico para desestabilizar los reactivos presentes;
- posterior lavado oxidante para extraer los metales del grupo paladio del soporte monolítico al formar compuestos de cloro;
- lavado con ácido clorhídrico para recuperar el paladio, platino y rodio adsorbido en los sólidos formados;
- neutralización de los líquidos de lavado con aluminio y precipitación de los metales de grupo paladio utilizando iones de plomo; y
- por último, disolución de los iones de plomo utilizando ácido acético para obtener paladio, platino y rodio puros.

Las principales desventajas del refinado hidrometalúrgico son las pérdidas de metales del grupo paladio durante el proceso, la gran cantidad de agua residual y residuos de lavado que genera y el problema que supone su gestión posterior, por lo que raramente es utilizado (Hagelüken, 2007; Classen y Althaus, 2009).

El proceso pirometalúrgico de separación de metales se basa en la fundición y separación de

los metales catalizadores y el soporte monolítico. Este proceso transforma la fracción cerámica en una escoria que es separada de los metales preciosos, que son a su vez concentrados, extraídos y procesados. Tras diversas etapas de separación y refinado, se pueden lograr fracciones de metales preciosos de elevada pureza. Como agentes aleantes se suelen utilizar el cobre, el hierro o el níquel, lográndose la recuperación de entre el 95,0% y 98,0% del paladio y platino, y entre el 80,0% y el 85,0% del rodio presente en la masa inicial a refinar (Hagelüken, 2007; Classen y Althaus, 2009).

Se ha detectado la existencia de una planta que trata mediante procesos pirometalúrgicos los catalizadores usados de vehículos o industriales (conjuntamente con otros residuos similares y chatarras) con el fin de recuperar los metales preciosos presentes. Dicha planta es propiedad de Umicore Precious Metals Refining y está ubicada en la localidad de Hoboken, Bélgica.

Para determinar los aspectos ambientales asociados al tratamiento aplicado a los catalizadores de vehículos con el fin de recuperar los metales preciosos que contienen, se considerarán las entradas y salidas materiales, energías consumidas, residuos y emisiones asociados al proceso formado por las etapas de apertura de carcasas y refinado metalúrgico (Figura 57).

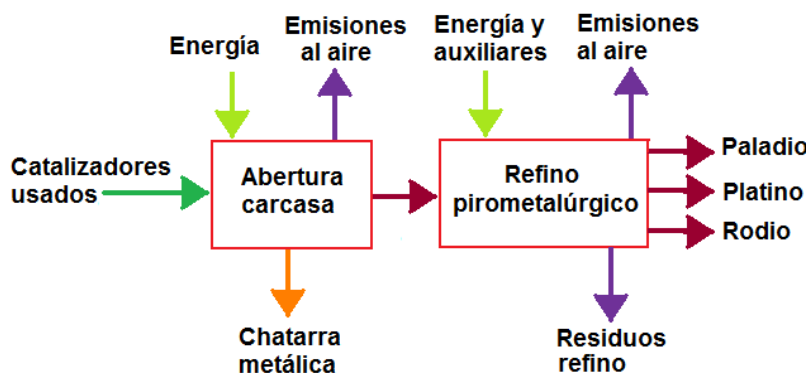


Figura 57. Esquema del tratamiento de recuperación de metales del grupo paladio contenidos en catalizadores de automoción usados

Para la determinar la energía consumida durante la primera etapa se considera la utilización de maquinaria especialmente diseñada para abrir las carcasas de los catalizador y permitir la extracción del soporte monolítico (Supershear Inc., 2011). En concreto, se estima un consumo eléctrico de 208,39 W por carcasa abierta ($1,79 \cdot 10^{-5}$ TEP). Al abrir y romper el soporte monolítico se generan 45,22 g de polvo que son emitidos a la atmósfera en forma de polvo. Las necesidades energéticas y materiales más significativas de la etapa de refinado pirometalúrgico, así como las emisiones más importantes, los residuos y las cantidades de paladio, platino y rodio finalmente obtenidas se cuantifican aplicando los factores para la producción secundaria de metales del grupo paladio definidos por Classen y Althaus (2009) en la figura 1.16 del *Life Cycle Inventories of Metals,ecoinvent v2.1 report n° 10*, parte quinta. Este estudio indica que son necesarios 620 kWh de energía eléctrica ($5,33 \cdot 10^{-2}$ TEP), 1 kg de cobre y 80 kg de cal por cada 400 kg de catalizador –sin envoltorio– a tratar. Si bien el procesado pirometalúrgico genera emisiones al aire de dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, sustancias cloradas, polvo, metales y compuestos orgánicos –entre otros– en dicho estudio sólo se destaca la importancia de las emisiones de dióxido de carbono. Situación similar se da en el caso de las emisiones al agua, que no son consideradas, y los residuos del proceso, sólo se consideran las escorias generadas debidas al material del soporte monolítico del catalizador.

Considerando el esquema del tratamiento de recuperación de metales del grupo paladio propuesto (Figura 57) se determinan las entradas y salidas (Tabla 110) del tratamiento aplicado a los catalizadores usados.

Tabla 110. Inventario del tratamiento de catalizadores usados

Entradas	Cantidad	Ud.
Catalizadores usados	1.000,00	kg
Energía eléctrica	342,28	kWh
Cobre	477,37	g
Cal	38,19	kg
Salidas	Cantidad	Ud.
Platino	253,00	g
Paladio	124,11	g
Rodio	100,24	g
Chatarra metálica	799,00	kg
Residuos de refinado, escorias	212,81	kg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Partículas de polvo	10,05	kg
Dióxido de carbono, fósil	16,80	kg

5.10 Piezas y componentes

Las piezas y componentes son partes del vehículo que se extraen durante el procesado de los vehículos en los centros autorizados de tratamiento, permitiendo así su posterior reutilización. En los apartados 3.3.2 y 3.3.2.2, referidos al tratamiento de vehículos en los centros autorizados de tratamiento, se indicaban las cantidades de piezas y componentes que tras ser extraídas de los vehículos eran vendidas como recambios. Se ha detectado que existe una gran disparidad entre las piezas y componentes que habitualmente se extraen en dicha etapa, pues entre ellas se pueden encontrar:

- defensas y parachoques plásticos y metálicos;
- depósitos de combustible y fluidos;
- neumáticos;
- bombas de combustible;
- motores limpiaparabrisas;
- motores de arranque;
- alternadores;
- baterías;
- motores completos;
- palieres;
- radiadores de aluminio o cobre-cinc;
- servofrenos;
- escapes con y sin catalizador;
- puertas y laterales;
- bocinas;
- faros;
- pilotos;
- salpicaderos;
- ventanillas y lunas de vidrio; y
- cualquier otro componente o pieza del vehículo.

Sin embargo, los estudios de campo realizados no han permitido determinar las cantidades de cada tipo de piezas y componentes que pueden ser extraídas para su posterior reutilización. De igual modo, en la bibliografía consultada durante la realización de la presente investigación no

se ha detectado un desglose que permita definir la cuantía de cada tipo de pieza respecto al total de piezas y componentes extraídos.

En consonancia con las consideraciones anteriores, para la estimación de los aspectos ambientales de la reutilización de piezas y componentes del vehículo se aplicarán los aspectos asociados –evitados– de la fase de producción de vehículos. De modo que el tratamiento de reutilización de piezas y componentes equivale a evitar una proporción razonada de la cantidad de materias primas, energías y emisiones asociadas a la producción del vehículo (Figura 58).



Figura 58. Esquema del tratamiento de reutilización considerado

Para determinar los aspectos ambientales asociados a la producción de un vehículo medio se aplicarán las consideraciones e inventarios detallados en el informe *Environmental improvement potential of passenger cars* del proyecto IMPRO-car promovido por la Comisión Europea (Nemry et ál., 2008). Según dicho informe, para determinar los aspectos ambientales asociados a la producción de vehículos se deben incluir las etapas de extracción y procesado de materias primas, la fabricación y ensamblaje de las partes que conforman el mismo. En las etapas de extracción y procesado de materias primas deben determinarse las cantidades de materiales asociadas a la producción de un vehículo medio. Como vehículo medio se considera la composición material expuesta en la Tabla 111, asumiendo que el parque automovilístico europeo está compuesto por un 27% de vehículos diésel y un 73% de vehículos de gasolina. En la composición considerada existen algunos fluidos que se conservan cuando las piezas y componentes a las que sirven son reutilizadas, como es el caso de los aceites y fluidos de transmisión en motores o cajas de cambio, o el ácido sulfúrico en las baterías. Sin embargo, para adecuar la composición al vehículo evitado y no contabilizar los fluidos que son extraídos durante la etapa de descontaminación de vehículos –y que por lo tanto no pueden ser reutilizados– se excluyen:

- los líquidos refrigerantes;
- la gasolina y el gasóleo;
- el líquido de frenos;
- el agua y los agentes de limpieza del limpiaparabrisas.

Tabla 111. Composición material de vehículos (Nemry et ál., 2008)

Material	Vehículo gasolina	Vehículo gasóleo	Vehículo medio	Ud.
Metales ferrosos				
Acero	746,00	963,00	804,56	kg
Metales no ferrosos				
Aluminio primario	42,00	43,00	42,27	kg
Aluminio secundario	26,00	29,00	26,81	kg
Cobre	9,00	9,00	9,00	kg
Magnesio	0,50	0,50	0,50	kg
Plomo	9,00	9,00	9,00	kg
Platino	1,00	1,00	1,00	g
Paladio	0,30	0,30	0,30	g
Rodio	0,20	0,20	0,20	g

Material	Vehículo gasolina	Vehículo gasóleo	Vehículo medio	Ud.
Plásticos y polímeros				
Polipropileno	141,70	141,70	141,70	kg
Polietileno (de alta densidad)	37,00	37,00	37,00	kg
Poliuretano	42,30	42,30	42,30	kg
Acrlonitrilo butadieno estireno	9,00	9,00	9,00	kg
Poliamida	6,00	6,00	6,00	kg
Politereftalato de etileno	16,30	16,30	16,30	kg
Policloruro de vinilo	0,30	0,30	0,30	kg
Goma, EPDM	16,00	16,00	16,00	kg
Otros materiales				
Negro de carbón	8,00	8,00	8,00	kg
Óxido de cinc	0,40	0,40	0,40	kg
Azufre	0,40	0,40	0,40	kg
Vidrio	40,00	40,00	40,00	kg
Pintura	36,00	36,00	36,00	kg
Fluidos				
Ácido sulfúrico	4,00	4,00	4,00	kg
Líquido de transmisión	7,00	7,00	7,00	kg
Aceite motor	3,00	3,00	3,00	kg

En las etapas de fabricación y ensamblaje de piezas y componentes se deben de considerar los consumos de combustible y electricidad necesarios para las distintas instalaciones de producción en donde se fabrican y ensambla el vehículo (Tabla 112), y las emisiones al aire de compuestos orgánicos volátiles distintos del metano asociadas al proceso de pintado del vehículo (Tabla 113)

Tabla 112. Consumos de combustible y electricidad (Nemry et ál., 2008)

Combustible / electricidad	Cantidad	Ud.
Carbón	1115,00	kWh/vehículo
Electricidad	1416,00	kWh/vehículo
Gas natural	847,14	kWh/vehículo

Tabla 113. Emisiones al aire asociadas al proceso de pintado (Nemry et ál., 2008)

Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Compuestos orgánicos volátiles distintos del metano	4,80	kg/vehículo

Para determinar el factor de proporcionalidad del vehículo que se evita al reutilizar las piezas y componentes extraídos se ha considerado la funcionalidad que deben desempeñar, como mínimo, las piezas y componentes reutilizados. Según la Directiva 1999/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de mayo de 1999, sobre determinados aspectos de la venta y las garantías de los bienes de consumo, la garantía mínima de un bien de consumo es de 2 años a partir de su adquisición. Esta garantía es aplicable a las piezas y recambios que adquiere un consumidor final, pudiendo ser ampliada en función de la legislación nacional aplicable. Respecto a las operaciones de mantenimiento y reparación de vehículos –en las que se suelen utilizar las piezas y componentes reutilizados– la garantía mínima se establece en 3 meses ó 2.000 km recorridos (15 días ó 2.000 km recorridos en el caso de vehículos industriales). Bajo este último supuesto, 2.000 km recorridos como mínimo, y considerando la distancia anual recorrida durante una vida media de 12,5 años (Tabla 114), se estima el valor del factor de proporcionalidad en $9,1459 \cdot 10^{-3}$.

Tabla 114. Distancia recorrida (Nemry et ál., 2008)

	Vehículo gasolina	Vehículo gasóleo	Vehículo medio	Ud.
Distancia recorrida anual	16.900	19.100	17.494	km/años
Distancia recorrida total	211.250	238.750	218.675	km

La aplicación del factor de proporcionalidad a la composición material del vehículo medio (Tabla 111), los consumos de combustible y electricidad (Tabla 112) y a las emisiones al aire (Tabla 113), permiten determinar las entradas (Tabla 115) y salidas (Tabla 116) asociadas a la reutilización de una tonelada de piezas y componentes. Además, debe indicarse que el consumo energético total evitado asociado a la reutilización de 1.000 kg de piezas y componentes supone $2,04 \cdot 10^{-3}$ TEP, correspondiendo aproximadamente un 33% al consumo de carbón, un 25% al consumo de gas natural y un 42% a la energía eléctrica.

Tabla 115. Inventario del tratamiento de reutilización de piezas y componentes, entradas por t de piezas y componentes

Entradas	Cantidad	Ud.	Entradas	Cantidad	Ud.
Piezas y componentes	1.000,00	kg	Polietileno (de alta densidad)	-259,61	g
Combustibles, gas y carbón	-7,82	kWh	Poliuretano	-296,79	g
Electricidad	-9,94	kWh	Acrlonitrilo butadieno estireno	-63,15	g
Gas natural	-5,94	kWh	Poliamida	-42,10	g
Acero	-5,65	kg	Politereftalato de etileno	-114,37	g
Aluminio primario	-296,58	g	Goma, EPDM	-112,26	g
Aluminio secundario	-188,11	g	Negro de carbón	-56,13	g
Cobre	-63,15	g	Óxido de cinc	-2,81	g
Magnesio	-3,51	g	Azufre	-2,81	g
Platino	-7,02	mg	Plomo	-63,15	g
Paladio	-2,10	mg	Ácido sulfúrico	-28,07	g
Rodio	-1,40	mg	Policloruro de vinilo	-2,10	g
Vidrio	-280,66	g	Líquido de transmisión	-49,11	g
Pintura	-252,59	g	Aceite motor	-21,05	g
Polipropileno	-994,23	g			

Tabla 116. Inventario del tratamiento de reutilización de piezas y componentes, salidas por t de piezas y componentes

Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Compuestos orgánicos volátiles distintos del metano	-33,68	g

5.11 Cenizas y escorias

Las cenizas y escorias procedentes de tratamientos químicos y térmicos son una mezcla heterogénea de componentes. Básicamente, estos residuos contienen diferentes proporciones de residuos de vidrio, metales y sustancias no combustibles. Los principales compuestos químicos presentes son los óxidos de silicio y aluminio, acompañados de compuestos alcalinos y alcalinotérreos, cloruros, sulfatos, metales ferrosos y no ferrosos (y sus compuestos) y, de restos de compuestos orgánicos no quemados. La composición de estos residuos depende de la composición del material con que se alimenta el tratamiento químico o térmico –residuo de fragmentación, neumáticos, aceites y lubricantes usados, plásticos, etc.–, y del propio tratamiento químico o térmico. En general, los tratamientos aplicados permiten reducir el volumen del material tratado y concentrar y estabilizar contaminantes, como por ejemplo los metales pesados. La estabilización de contaminantes en las cenizas y otros residuos sólidos, en general, se debe a la aplicación de procesos de enfriamiento rápido en agua que los vitrifican.

Según la Lista Europea de Residuos (LER), las cenizas y escorias pueden clasificarse como peligrosos o no peligrosos. Sin embargo, habitualmente dichos residuos son considerados no peligrosos en Europa al no sobrepasar los límites de contaminación por lixiviados (Hjelmar et ál., 2009). Acorde con esta clasificación, es posible y práctica común el depósito en vertedero de los mencionados residuos (White, Franke y Hindle, 1995; Zevenhoven y Saeed, 2002; Swiss Auto Recycling Foundation, 2002; Corti y Lombardi, 2004; Harder y Forton, 2007; Doka, 2009). Por otro lado, las cenizas y escorias podrían ser utilizadas como materias primas para la obtención de cementos y hormigones (Birgisdóttir, 2005; Juric et ál., 2006; Kellenberger et ál., 2007).

En línea con lo expuesto en el párrafo anterior, en apartados anteriores se han identificado las cantidades de cenizas y escorias generadas por distintos tratamientos a distintos materiales o residuos. Así, entre los tratamientos aplicables al residuo de fragmentación se ha indicado que las cenizas y escorias podrían ser tanto depositadas en vertederos normales o en vertederos para residuos peligrosos. Según la bibliografía, la posibilidad de depositar en un vertedero normal este residuo depende de ensayos y controles realizados, o de su posible vitrificado. Sin embargo, dos tratamientos en particular indicaban la necesidad de disponerlos en vertederos para residuos peligrosos, el tratamiento pirolítico Citron (apartado 4.5.3.1) y el tratamiento de gasificación secuencial en horno rotativo (apartado 4.5.4.1). Además, debe considerarse que parte de la bibliografía consultada para el estudio de los tratamientos del residuo de fragmentación indica que las cenizas y escorias pueden ser aprovechadas como cargas en hormigones, asfaltos y similares previa vitrificación. Esta opción es posible en los tratamientos TwinRec (apartado 4.6.2), Thermoselect-Process (apartado 4.6.3) y SVZ Schwarze Pumpe (apartado 4.6.4). Se debe recordar además el tratamiento de incineración aplicable a aceites y lubricantes usados (apartado 5.1.1), anticongelantes y refrigerantes (apartado 5.2.1), líquidos de frenos (apartado 5.3.1), mezclas de combustibles (apartado 5.5.1) y neumáticos fuera de uso (apartado 5.6.4). Para todos estos residuos este tratamiento genera cenizas similares a las anteriores que son, según la bibliografía consultada para cada uno de ellos, remitidas para su disposición final a vertederos. Finalmente, destacar los tratamientos descritos para las baterías usadas (apartado 5.4) y los catalizadores usados (apartado 5.9). En estos dos últimos supuestos, el tratamiento del correspondiente residuo genera residuos –escorias y cenizas– derivadas de los procesos de fundición y refinado de metales aplicados, que pueden ser depositados en vertederos para materiales peligrosos o no peligrosos en función de la clasificación que se les otorgue.

Por estos motivos, y dado que es en principio posible que las tres opciones de disposición final de cenizas y escorias sean aplicables, se decide considerar las tres opciones como tratamientos alternativos para estos residuos. Así, se determinarán los aspectos ambientales para el depósito en vertedero de materiales no peligrosos en el apartado 5.11.1, y el depósito en vertedero de materiales peligrosos en el apartado 5.11.2. La posible utilización como material de relleno en cementos y hormigones se abordará en el apartado 5.12 que plantea la recuperación de materiales inertes o vitrificados mediante la sustitución de gravas y áridos.

5.11.1 Depósito en vertedero

Es habitual que las cenizas y escorias generadas durante los tratamientos químicos y térmicos compartan vertedero con residuos de fragmentación, residuos sólidos municipales, residuos procedentes del tratamiento de aguas, materiales inertes o residuos inorgánicos de construcción entre otros (Doka, 2009; Hjelmar et ál., 2009). Tomando como referencia el depósito en vertedero de residuos de fragmentación expuesto en el apartado 4.3, se adecuará dicho depósito en vertedero a los residuos de cenizas y escorias ahora tratadas. Para lograrlo, se aplicará la composición de los lixiviados generados por los residuos de cenizas y escorias,

según se detalla en la Tabla 117.

Tabla 117. Composición de los lixiviados (White, Franke y Hindle, 1995)

Contaminante	Cantidad	Ud.	Contaminante	Cantidad	Ud.
Aluminio	2,40	µg/l	Benzo(a)pireno	2,50	ng/l
Amonio	60,00	µg/l	Benceno	370,00	ng/l
Antimonio	51,00	µg/l	Clorobenceno	79,00	ng/l
Arsénico	1,00	µg/l	Cloroformo	290,00	ng/l
Berilio	0,50	µg/l	Clorofenol	5,10	ng/l
Cadmio	0,20	µg/l	Diclorometano	4,40	µg/l
Cloro	75,00	mg/l	Dioxinas/Furanos (TEQ)	3,20	µg/l
Cromo	11,00	µg/l	Endrina	2,50	ng/l
Cobre	60,00	µg/l	Etilbenceno	580,00	ng/l
Flúor	440,00	µg/l	Hexaclorobenceno	18,00	ng/l
Hierro	100,00	µg/l	Isoforona	760,00	ng/l
Plomo	1,00	µg/l	PCB	7,30	ng/l
Mercurio	1,00	µg/l	Pentaclorofenol	450,00	ng/l
Níquel	7,50	µg/l	Fenol	5,00	µg/l
Cinc	30,00	µg/l	Tetraclorometano	2,00	µg/l
Halógeno orgánico adsorbible	11,00	µg/l	Tolueno	4,10	µg/l
Demanda química de oxígeno	24,00	mg/l	Toxafeno	10,00	ng/l
1,1,1 tricloroetano	86,00	ng/l	Tricloroetano	430,00	ng/l
1,2 dicloroetano	1,00	ng/l	Cloruro de vinilo	400,00	ng/l
2,4 dicloroetano	1,30	µg/l			

De modo similar que para el depósito en vertedero de los residuos de fragmentación, se determina el inventario del depósito en vertedero. Puesto que el residuo de fragmentación y los residuos de cenizas y escorias no son exactamente iguales, las cantidades inventariadas se corrigen en función del volumen ocupado por unidad de masa de cada residuo. Se estima que la densidad media del residuo de cenizas y escorias es de 1.950 kg/m³ (White, Franke y Hindle, 1995). En la Tabla 118 se muestra el inventario del depósito en vertedero de una tonelada de cenizas y escorias.

Tabla 118. Inventario del depósito en vertedero, por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Cenizas y escorias (masa)	1.000,00	kg
Cenizas y escorias (volumen)	0,51	m ³
Combustible diésel quemado en maquinaria vertedero	0,31	l
Salidas	Cantidad	Ud.
Agua ⁽¹⁾ , lixiviados recogidos	118,46	l
Vertidos	Cantidad	Ud.
Agua ⁽¹⁾ , lixiviados fugados	50,76	l

Nota: De igual composición a la referida en la Tabla 118, la cantidad de contaminantes se determinará considerando la cantidad de cada contaminante por litro de lixiviado y el volumen de lixiviado aquí indicado.

5.11.2 Depósito en vertedero materiales peligrosos

Para estimar los aspectos ambientales de este tratamiento se considera como el depósito de residuos peligrosos –excluidos los residuos radiactivos, explosivos, combustibles o infecciosos– en depósitos subterráneos descrito por Doka (2009). Los depósitos subterráneos son almacenes controlados creados en antiguas minas de potasa o sal existentes en Centroeuropa.

En primer lugar, los residuos a almacenar son dispuestos en contenedores sellados. Los contenedores pueden ser big-bags, bidones o contenedores metálicos. Una vez sellados, los depósitos son dispuestos en salas en función del tipo de residuo que contienen. Las salas son tapiadas mediante paredes de ladrillo y yeso para, finalmente, rellenar el acceso a las salas con grava y arcilla. En su inventario considera las entradas de materiales y energías necesarias, pues no reporta salidas o emisiones de contaminantes. En la Tabla 119 se desglosan y cuantifican las entradas de materiales y energías.

Tabla 119. Inventario del depósito en vertedero para materiales peligrosos

Entradas	Cantidad	Ud.	Entradas	Cantidad	Ud.
Cenizas y escorias	1.000,00	kg	Arcilla	0,22	kg
Volumen ocupado	0,625	m ³	Grava	5,43	kg
Energía eléctrica	0,44	kWh	Ladrillos	6,44	kg
Acero (bidones y contenedores)	98,00	kg	Cemento	515,00	g
Pintura (sellante)	1,12	kg	Anhidrita	1,07	kg
Tablones de madera	46,3	l	Yeso	1,59	kg
Polietileno de baja densidad (film embalaje)	4,27	kg			

5.12 Inertes y vitrificados

Los materiales, fracciones o residuos inertes y vitrificados procedentes del fin de vida de vehículos pueden generarse en cualquier etapa. Analizando los apartados anteriores, se puede observar como desde los centros autorizados de tratamiento de vehículos a los tratamientos híbridos para el residuo de fragmentación, pasando por los tratamientos físico-mecánicos y los tratamientos químicos y térmicos del residuo de fragmentación, se generan cantidades significativas de residuos inertes, partículas de polvo, materiales inertes, escorias y materiales vitrificados. En la bibliografía consultada se indica que, en mayor o menor medida la denominación de residuos inertes o vitrificados se refiere a aquellos materiales que, en el supuesto de ser expuestos a escorrentías u otros flujos de líquidos, retienen los contaminantes y sustancias tóxicas que los conforman. Por dicho motivo, estos residuos puedan ser gestionados bajo la caracterización de inerte y ser depositados en vertederos para tal fin o, incluso, ser utilizados como cargas para, por ejemplo, hormigones o asfaltos.

Ante esta situación, y dado que la bibliografía consultada indica tanto la posibilidad de depósito en vertedero para materiales inertes como su recuperación como materiales de sustitución, se considerarán ambas alternativas para la estimación de los aspectos ambientales asociados a su tratamiento.

5.12.1 Depósito en vertedero de inertes

En el apartado 5.8.1 anterior se había indicado que los residuos inertes pueden definirse como aquellos materiales de desecho constituidos fundamentalmente por rocas o minerales tipo silicatos, carbonatos o aluminatos, en un porcentaje mínimo del 95% de su masa. Si bien las principales fuentes de residuos inertes suelen proceder habitualmente de trabajos en obra civil y edificación, particularmente de materiales como los hormigones, cerámica, ladrillos, vidrio, yeso y escayola (Doka, 2009), en la bibliografía consultada se indica la generación de este tipo de residuos en tratamientos asociados al fin de vida de vehículos.

Por lo tanto, para los materiales o residuos inertes extraídos o generados puede considerarse que su depósito en vertedero no genera emisiones directas a la atmósfera, ni reacciona con el agua que percola en el vertedero formando lixiviados. Tomando como referencia el depósito en vertedero expuesto en el apartado 4.3, se considerará para su inventario sólo el combustible

diésel quemado por la maquinaria de la instalación (Doka, 2009). Dicho combustible es función del volumen de residuo trasegado por la mencionada maquinaria considerando una densidad media del residuo de 1.950 kg/m³ (White, Franke y Hindle, 1995). En la Tabla 120 se muestra el inventario del depósito en vertedero de una tonelada de materiales o residuos inertes.

Tabla 120. Inventario del depósito en vertedero de inertes, por t de residuo

Entradas	Cantidad	Ud.
Vidrio, residuo (masa)	1.000,00	kg
Vidrio, residuo (volumen)	0,51	m ³
Combustible diésel quemado en maquinaria vertedero	0,31	l

5.12.2 Recuperación material

Ya se ha indicado que algunos estudios indican que, al igual que sucedía con el residuo de fragmentación del automóvil o el vidrio, los materiales y residuos inertes o vitrificados pueden utilizarse como material de construcción. En este estudio se considerará la posibilidad de recuperar este residuo como materia prima alternativa a las gravas y áridos utilizados en construcción –hormigones y asfaltos. Los áridos y gravas están compuestos por cantidades variables de diferentes tipos de rocas y minerales, siendo el sílice el principal constituyente de los áridos y gravas comerciales. Su composición química y características físicas son también variables. La distribución del grano, la humedad y la densidad aparente son también variables, por lo que su densidad suele estar comprendida entre los 1.300 kg/m³ y los 2.000 kg/m³ (Kellenberger et ál., 2007).

Para determinar los aspectos ambientales de esta alternativa de tratamiento se considera que en la construcción de carreteras, para una sección típica, se pueden sustituir gravas y áridos de las capas base, sub-base y filtrante por residuos inertes o vitrificados (Mroueh, Eskola y Laine-Ylijoki, 2001). Las escorias pueden ser una alternativa válida para sustituir la totalidad de la grava utilizada en la capa base y de la capa sub-base cuando estén vitrificadas. Además, en el caso de estar vitrificadas pueden, además, servir como sustituto de los áridos de la capa filtrante. Por otro lado, las cenizas mezcladas con un 2% de cemento podrían realizar la misma función que la grava en la capa sub-base (Tabla 121).

Tabla 121. Equivalencia entre materiales para la construcción de carreteras (Mroueh, Eskola y Laine-Ylijoki, 2001)

Capa	Original	Cantidad	Sustituto	Cantidad	Ud.
Base	Grava	25	Escoria	10	cm
Sub-base (opción 1)	Grava	25	Cenizas y cemento (2%)	35-65	cm
Sub-base (opción 2)	Grava	25	Escorias vitrificadas granuladas	25	cm
Filtrante	Áridos	25	Escorias vitrificadas granuladas	20	cm

Según estas equivalencias, la utilización de residuos inertes o vitrificados en la construcción de carreteras evita la utilización de gravas y áridos, pero precisa el aporte de cemento como aglutinante de los materiales más finos. Considerando la densidad de los residuos inertes o vitrificados de valor similar a la de cenizas y escorias –1.950 kg/m³ (White, Franke y Hindle, 1995)– como principales constituyentes que son, se establece el inventario de la recuperación material (Tabla 122).

Tabla 122. Inventario de la recuperación de residuos inertes o vitrificados

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuos inertes o vitrificados	1.000,00	kg
Cemento	6,25	kg
Gravas y áridos	-973,56	kg

5.13 Otros residuos de proceso

En este apartado se estudiarán aquellos residuos no peligrosos que todavía no han sido analizados. Dichos residuos son:

- absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras;
- otros disolventes y mezclas de disolventes;
- lodos y aguas aceitosas; y
- aguas residuales de procesos.

5.13.1 Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras

Los absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras suelen estar fabricados con materiales textiles poliméricos, como por ejemplo el polipropileno (EMPTEEZY, 2011). Dada la posible presencia de aceites y lubricantes usados, combustibles derivados del petróleo y otras sustancias peligrosas se consideran residuos peligrosos. Por lo tanto, se pueden suponer dos alternativas de tratamiento básicas: la disposición en depósitos de almacenes peligrosos –análogo al descrito en el apartado 5.11.2 para cenizas y escorias– y el tratamiento en instalaciones de incineración de residuos peligrosos asociadas a procesos de recuperación energética –similar al descrito en los apartados 5.1.1, 5.2.1 y 5.3.1 para los residuos peligrosos de aceites y lubricantes usados, anticongelantes y refrigerantes, y líquidos de freno. A modo de ejemplo en otras industrias indicar que, la disposición en depósitos subterráneos para materiales peligrosos de éste residuo se describe como práctica posible en la fabricación de placas solares (Doka, 2009), mientras que la incineración de residuos peligrosos con alto poder calorífico asociados a procesos de recuperación energética es un tratamiento ampliamente extendido para los residuos de múltiples industrias (Doka, 2003).

Para determinar los aspectos ambientales asociados al depósito en vertedero para materiales peligrosos se aplican similares consideraciones a las descritas en el apartado 5.11.2, particularizadas en la Tabla 123 para el residuo ahora considerado.

Tabla 123. Inventario del depósito en vertedero para materiales peligrosos

Entradas	Cantidad	Ud.
Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras	1.000,00	kg
Volumen ocupado	0.625	m ³
Energía eléctrica	0,44	kWh
Acero (bidones y contenedores)	98,00	kg
Pintura (sellante)	1,12	kg
Tablones de madera	46,3	l
Polietileno de baja densidad (film embalaje)	4,27	kg
Arcilla	0,22	kg
Grava	5,43	kg
Ladrillos	6,44	kg
Cemento	515,00	g
Anhidrita	1,07	kg
Yeso	1,59	kg

En el caso del tratamiento de incineración del residuo de absorbentes debe, en primer lugar, analizarse qué supone que el residuo sea una mezcla de material textil –habitualmente polímeros– e hidrocarburos. Primero debe considerarse la capacidad de absorción del elemento absorbente. A partir de productos comerciales existentes, se estima que un kilogramo de

material absorbente tiene una capacidad de absorción de 40 litros de hidrocarburos (EMPTEEZY, 2011). Suponiendo que de media se use el 25% de dicha capacidad de absorción, un kilogramo de absorbente usado contendrá aproximadamente 6,8 kg de gasolina, 8,5 kg de gasóleo o 9,2 kg de aceites. Considerando las cantidades posibles de gasolina, gasóleo o aceite, su proporción respecto al absorbente y sus correspondientes poderes caloríficos inferiores, se observa que respecto a la incineración de aceites y lubricantes usados:

- en supuesto de absorber aceites y lubricantes, el 91,07% de la masa del residuo serían aceites y lubricantes y el poder calorífico inferior del residuo un 2,51% inferior;
- en el supuesto de ser gasóleo, el 90,47% de la masa del residuo sería gasóleo y su poder calorífico se reduciría en un 2,70%; y
- en el supuesto de ser gasolina, el 91,07% de la masa del residuo sería gasolina y la reducción en el poder calorífico inferior alcanzaría el 3,29%.

Tabla 124. Inventario de la incineración de absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Aceites y lubricantes usados (10% de agua)	1.000,00	kg
Hidróxido de sodio (al 50% en agua)	1,82	kg
Cal viva	141,12	g
Ácido clorhídrico (al 30% en agua)	19,61	g
Cloruro de hierro (III) (al 40% en agua)	568,37	g
TMT15	5,07	g
Polielectrolito inorgánico	32,69	g
Cloruro de calcio	2,60	kg
Agua	4.300,00	l

Ante esta situación, similares cantidades de hidrocarburos y similar poder calorífico al reportado para la incineración de aceites y lubricantes usados, se opta por asimilar como iguales la incineración de aceites y lubricantes con la incineración de residuos de absorbentes, corrigiendo a la baja –2,80% como valor medio– la energía generada en dicho tratamiento. En la Tabla 124 y en la Tabla 125 se muestran los datos del inventario considerado.

Tabla 125. Inventario de la incineración de absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, salidas por t tratada

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al aire	Cantidad	Ud.
Energía eléctrica	515,29	kWh	Monóxido de carbono	12,07	g
Residuos sólidos, cenizas, etc.	10,14	kg	Dióxido de carbono	2.822,2	kg
Lodos limpieza	148,71	g	Fosforo	525,00	mg
Emisiones al agua	Cantidad	Ud.	Arsénico	12,24	ng
Carbono	7,86	g	Cadmio	40,00	µg
Arsénico	120,00	µg	Cromo	828,14	ng
Cadmio	352,80	µg	Cobre	70,00	mg
Cromo	35,72	mg	Mercurio	41,00	pg
Mercurio	12,60	µg	Níquel	2,24	mg
Plomo	3,42	mg	Plomo	6,82	mg
Cinc	110,84	mg	Cinc	476,00	mg
			Talio	600,00	µg

5.13.2 Otros disolventes y mezclas de disolventes

El residuo peligroso derivado del uso de disolventes es habitualmente tratado en plantas

incineradoras de residuos peligrosos (Burger y Bauer, 2007). Bajo este supuesto, para determinar los aspectos ambientales de su tratamiento se considera la tecnología de incineración de residuos peligrosos descrita anteriormente (apartado 5.1.1) particularizada para el tratamiento de residuos derivados del uso de disolventes con un poder calorífico inferior de 21,70 MJ/kg. Se supone un 16,5% de contenido de agua en el residuo. En esta particularización se consideran las emisiones al aire y al agua derivadas de la incineración de éste residuo, los consumos de materiales auxiliares para la limpieza de los gases de proceso, e incluye las emisiones al agua derivadas del depósito en vertedero de los residuos del proceso (Doka, 2003). En la Tabla 126 y en la Tabla 127 se muestra el inventario considerado.

Tabla 126. Inventario de la incineración de otros disolventes y mezclas de disolventes, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.
Residuos de otros disolventes y mezclas	1.000,00	kg
Cemento	30,25	kg
Gasóleo ligero (quemador caldera)	361,11	kWh
Hidróxido de sodio (al 50% en agua)	46,08	kg
Cal viva	6,22	kg
Ácido clorhídrico (al 30% en agua)	167,37	g
Cloruro de hierro III (al 40% en agua)	32,06	g
Polielectrolito inorgánico	278,95	g
Cloruro de calcio	3,46	kg
Peróxido de hidrógeno (al 50% en agua)	28,87	g
Amoniaco líquido	377,82	g
Gas natural (quemador)	56,92	kWh
Dióxido de titanio	14,83	g
Cromo	302,00	mg

Tabla 127. Inventario de la incineración de otros disolventes y mezclas de disolventes, salidas por t tratada

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al agua	Cantidad	Ud.
Energía eléctrica	644,58	kWh	Demanda biológica de oxígeno	23,96	g
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Demanda química de oxígeno	23,96	g
Monóxido de carbono (fósil)	12,07	g	Carbono orgánico total	10,48	g
Dióxido de carbono (fósil)	1.729,7	kg	Carbono orgánico disuelto	10,48	g
Dióxido de azufre	7,70	g	Sulfato	18,51	kg
Óxidos de nitrógeno	266,40	g	Nitrato	132,52	g
Amoniaco	10,24	g	Fosfato	48,01	g
Monóxido de dinitrógeno	36,88	g	Cloruro	24,41	kg
Cianuro	9,22	g	Bromo	2,50	kg
Fósforo	700,00	mg	Flúor	44,83	g
Cloruro de hidrógeno	7,54	g	Yodo	100,22	g
Bromo	500,00	mg	Cobalto	4,10	g
Fluoruro de hidrógeno	10,00	mg	Cobre, ión	220,00	mg
Yodo	20,00	mg	Níquel, ión	872,00	mg
Cobalto	2,00	mg	Cinc, ión	560,00	mg
Cobre	3,00	mg	Sílice	70,27	g
Níquel	2,00	mg	Hierro, ión	68,00	g
Cinc	29,00	mg			
Sílice	72,91	g			
Hierro	59,00	mg			

5.13.3 Lodos y aguas aceitosas

Los lodos derivados del tratamiento –físico y mecánico de separación o químico y térmico– de residuos de fragmentación, del tratamiento de recuperación de baterías usadas, de la incineración de aceites y lubricantes usados, mezclas de combustibles y de separadores de agua y aceite utilizados en algunos centros autorizados de tratamiento, suelen ser tratados en instalaciones de incineración de residuos peligrosos (Burger y Bauer, 2007). Al igual que en apartados anteriores, para determinar los aspectos ambientales de su tratamiento se considera la tecnología de incineración de residuos peligrosos descrita en el apartado 5.1.1, particularizada para el tratamiento de lodos de separadores con un poder calorífico inferior de 0,9 MJ/kg. Se supone que el lodo a tratar contiene un 90% de agua. El inventario del proceso se determina considerando las emisiones al aire y al agua derivadas de la incineración de éste residuo, los consumos de materiales auxiliares para la limpieza de los gases de proceso y las emisiones al agua derivadas del depósito en vertedero del residuo obtenido en la incineración (Doka, 2003). En la Tabla 128 y en la Tabla 129 se muestra el inventario considerado.

Tabla 128. Inventario de la incineración de lodos y aguas aceitosas, entradas por t tratada

Entradas	Cantidad	Ud.	Entradas	Cantidad	Ud.
Residuos de otros disolventes y mezclas	1.000,00	kg	Poliectrolito inorgánico	80,96	g
Cemento	12,59	kg	Cloruro de calcio	516,67	g
Gasóleo ligero (quemador caldera)	6.388,88	kWh	H ₂ O ₂ (al 50% en agua)	442,00	mg
Hidróxido de sodio (al 50% en agua)	1,03	kg	Amoniaco líquido	99,00	mg
Cal viva	108,39	g	Gas natural (quemador)	14,94	Wh
Ácido clorhídrico (al 30% en agua)	48,57	g	Dióxido de titanio	3,89	mg
FeCl ₃ (al 40% en agua)	618,77	g	Cromo	79,48	µg
TMT15	4,96	g			

Tabla 129. Inventario de la incineración de lodos y aguas aceitosas, salidas por t tratada

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al agua	Cantidad	Ud.
Energía eléctrica	663,89	kWh	Demanda biológica de oxígeno	841,39	mg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Demanda química de oxígeno	841,39	mg
Monóxido de carbono (fósil)	12,07	g	Carbono orgánico total	368,11	mg
Dióxido de carbono (fósil)	60,691	kg	Carbono orgánico disuelto	368,11	mg
Dióxido de azufre	118,20	mg	Sulfato	284,03	g
Óxidos de nitrógeno	69,93	mg	Nitrato	34,78	mg
Amoniaco	2,68	mg	Fosfato	7,15	g
Monóxido de dinitrógeno	9,68	mg	Boro	328,44	mg
Cianuro	2,42	mg	Cloro	399,39	g
Fósforo	104,30	mg	Flúor	7,75	mg
Boro	252,00	mg	Arsénico, ión	500,00	mg
Ácido clorhídrico	123,38	mg	Bario	371,96	µg
Ácido fluorhídrico	1,96	µg	Cadmio, ión	298,23	µg
Arsénico	10,00	ng	Cobalto	10,39	g
Bario	27,00	mg	Cromo VI	4,49	g
Cadmio	36,35	µg	Cobre, ión	23,54	g
Cobalto	7,28	mg	Mercurio	2,31	mg
Cromo	5,27	µg	Manganeso	963,49	µg
Cobre	383,67	mg	Molibdeno	496,71	mg
Mercurio	10,00	ng	Níquel, ión	7,70	g

Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Emisiones al agua	Cantidad	Ud.
Manganeso	220,00	ng	Plomo	751,23	µg
Molibdeno	1,00	mg	Antimonio	172,86	mg
Níquel	26,32	mg	Estaño, ión	76,26	µg
Plomo	1,02	mg	Vanadio, ión	2,09	mg
Antimonio	1,90	pg	Cinc, ión	3,63	g
Estaño	2,25	mg	Estroncio	18,13	mg
Vanadio	85,00	µg	Hierro, ión	2,73	kg
Cinc	189,42	mg	Calcio, ión	2,74	g
Estroncio	3,00	mg	Aluminio	66,05	mg
Hierro	2,38	g	Potasio, ión	41,59	g
Calcio	30,34	g	Magnesio	316,34	mg
Aluminio	208,55	mg	Sodio, ión	26,39	g
Potasio	446,20	mg			
Magnesio	2,29	g			
Sodio	668,02	mg			

5.13.4 Aguas residuales de procesos

Las aguas residuales generadas por diversos procesos durante el tratamiento del residuo de fragmentación –depósito en vertedero, hidrólisis, co-incineración con residuos sólidos municipales, pirólisis y tratamientos híbridos– como en el tratamiento de otros residuos que se generan en el fin de vida de vehículos –depósito en vertedero de diversos residuos– deben tratarse en instalaciones de depuración y limpieza de aguas residuales. La existencia de 1.038 complejos para la recogida y tratamiento de aguas residuales en el conjunto de Europa (European Environment Agency, 2009) evidencian una amplia y extendida implantación de estas tecnologías. Dado que no es posible conocer con exactitud la composición de las aguas de proceso generadas, y dadas las similitudes con los lixiviados generados en el depósito en vertedero del residuo de fragmentación (apartado 4.3) y en el depósito en vertedero de las cenizas y escorias (apartado 5.11.1), se asume que el tratamiento de las citadas aguas residuales de proceso es equivalente al tratamiento de aguas residuales de una población mediana. Esta suposición se basa en parte en la similitud de las cantidades de algunos contaminantes presentes en las aguas residuales tratadas en este tipo de instalaciones (Tabla 130) y los lixiviados generados en los depósitos en vertedero generados (ver Tabla 41 y Tabla 117).

Tabla 130. Contaminantes en las aguas residuales tratadas en instalaciones de depuración y limpieza (Burger y Bauer, 2007)

Contaminante	Cantidad	Ud.	Contaminante	Cantidad	Ud.
Aluminio	1,03	µg/l	Hierro	7,09	mg/l
Arsénico	12,23	µg/l	Plomo	8,63	µg/l
Cadmio	0,28	µg/l	Mercurio	0,20	µg/l
Cloro	30,03	mg/l	Níquel	6,59	µg/l
Cromo	12,23	µg/l	Cinc	109,40	µg/l
Cobre	37,44	µg/l	Demanda química de oxígeno	155,60	mg/l
Flúor	32,77	µg/l			

Esta suposición nos permite determinar el inventario para el tratamiento de las aguas de los procesos implicados en el fin de vida de vehículos en función del inventario asociado al tratamiento de aguas residuales de una población mediana descrito por Burguer y otros (Burger

y Bauer, 2007). Para el tratamiento de las aguas de los procesos se considerarán las entradas, salidas y emisiones al agua y al aire directas derivadas del tratamiento aplicado en las instalaciones de depuración y limpieza de aguas. No se incluyen las entradas, salidas y emisiones derivadas del depósito en vertedero o incineración de los residuos que genera este tratamiento. Se considera que los residuos del tratamiento de aguas residuales de procesos son remitidos para su tratamiento a instalaciones de tratamiento similares a las descritas en el apartado 5.13.3. El inventario obtenido se muestra en la Tabla 131 y en la Tabla 132.

Tabla 131. Inventario del tratamiento de aguas residuales de procesos, entradas

Entradas	Cantidad	Ud.
Aguas residuales	1,00	m ³
Cloruro de hierro III (al 40% en agua)	15,94	g
Electricidad BT	205,71	Wh
Sulfato de hierro	11,66	g
Sulfato de aluminio	3,15	g

Tabla 132. Inventario del tratamiento de aguas residuales de procesos, salidas

Salidas	Cantidad	Ud.	Emisiones al agua	Cantidad	Ud.
Residuos a incineradora	31,00	g	Amonio, ión	0,011027	kg
Emisiones al aire	Cantidad	Ud.	Nitrito	0,000644	kg
NMVOC	$2,2813 \cdot 10^{-6}$	kg	Nitrógeno	0,00049	kg
CO (biogénico)	0,00016855	kg	Demanda biológica de oxígeno	0,0098229	kg
Dióxido de carbono (biogénico)	0,1874	kg	Demanda química de oxígeno	0,030152	kg
Metano (biogénico)	0,00050234	kg	Carbono orgánico total	0,0072993	kg
Dióxido de sulfuro	0,00088561	kg	Carbono orgánico disuelto	0,0075378	kg
Óxidos de nitrógeno	0,00069387	kg	Sulfato	0,14483	kg
Amoniaco	0,00041569	kg	Nitrato	0,048302	kg
Monóxido de dinitrógeno	0,00010637	kg	Fosfato	0,002715	kg
Fosforo	$1,1527 \cdot 10^{-6}$	kg	Cloro	0,040484	kg
Arsénico	$2,5337 \cdot 10^{-10}$	kg	Flúor	0,000032769	kg
Cadmio	$4,1068 \cdot 10^{-12}$	kg	Arsénico, ión	$7,5206 \cdot 10^{-7}$	kg
Cobalto	$1,3444 \cdot 10^{-14}$	kg	Cadmio, ión	$1,4245 \cdot 10^{-7}$	kg
Cromo	$2,3673 \cdot 10^{-13}$	kg	Cobalto	$8,2108 \cdot 10^{-7}$	kg
Cobre	$1,0879 \cdot 10^{-10}$	kg	Cromo VI	$6,3121 \cdot 10^{-6}$	kg
Mercurio	$3,3644 \cdot 10^{-13}$	kg	Cobre, ión	$9,7124 \cdot 10^{-6}$	kg
Manganeso	$7,5533 \cdot 10^{-14}$	kg	Mercurio	$6,2619 \cdot 10^{-8}$	kg
Molibdeno	$5,012 \cdot 10^{-10}$	kg	Manganeso	0,000026898	kg
Níquel	$5,9485 \cdot 10^{-14}$	kg	Molibdeno	$5,287 \cdot 10^{-7}$	kg
Plomo	$1,5184 \cdot 10^{-10}$	kg	Níquel, ión	$3,9965 \cdot 10^{-6}$	kg
Estaño	$1,3946 \cdot 10^{-9}$	kg	Plomo	$9,4871 \cdot 10^{-7}$	kg
Cinc	$6,5594 \cdot 10^{-10}$	kg	Estaño, ión	$1,4223 \cdot 10^{-6}$	kg
Silicio	0,000003636	kg	Cinc, ión	0,000033808	kg
Hierro	$2,3545 \cdot 10^{-7}$	kg	Silicio	0,00018783	kg
Calcio	0,000004418	kg	Hierro, ión	0,003602	kg
Aluminio	0,000001223	kg	Calcio, ión	0,045857	kg
Magnesio	$4,0971 \cdot 10^{-7}$	kg	Aluminio	0,00006231	kg
			Potasio, ión	0,0003989	kg
			Magnesio	0,0051483	kg
			Sodio, ión	0,002186	kg

5.14 Transporte

El transporte de los vehículos al final de su vida útil, al igual que el transporte de los residuos generados durante dicho fin de vida, se realiza fundamentalmente utilizando el transporte de mercancías por carretera. Al principio, cuando el vehículo al final de su vida útil es remitido hasta un centro autorizado de tratamiento, el transporte se realiza en pequeños camiones grúa para 1 ó 2 vehículos o en camiones diseñados para el transporte de vehículos con capacidad hasta de 8 vehículos. Posteriormente, durante las etapas y procesos del tratamiento de fin de vida se utilizan camiones de distinta capacidad de carga para el trasiego de residuos sólidos o líquidos. En todos los casos, el tipo de camión utilizado es similar a cualquier otro camión utilizado para el transporte de mercancías normales.

Si bien el transporte no es en principio una etapa, proceso o tecnología de tratamiento de residuos, su importancia como proceso intermedio entre etapas y procesos hace que deba recibir una mención especial. A lo largo de los apartados anteriores –en este y otros capítulos– se ha ido indicando la existencia o localización de plantas o instalaciones en donde se aplican los distintos tratamientos descritos. En algunos casos se ha identificado la existencia de cientos de plantas o instalaciones, como sería el caso de los centros autorizados de tratamiento, los vertederos o incluso los complejos para la producción de cemento. En otros casos se ha detectado la existencia de entre una, ninguna y varias decenas de plantas o instalaciones, sirvan como ejemplos la tecnología Citron con una única instalación para toda Europa, o las siete instalaciones que combinan tratamientos de separación por fragmentación y medios densos para el conjunto de España. Este hecho hace que, en algunos casos ciertas masas de residuos deban recorrer en teoría^o un centenar de kilómetros o menos –los residuos remitidos a vertederos, aguas residuales o los neumáticos fuera de uso entre otros– mientras que otras masas deban recorrer miles de kilómetros hasta las instalaciones en donde serán tratadas –los residuos de fragmentación en muchos de los tratamientos descritos o los catalizadores. Además, para un mismo residuo, la disponibilidad entre las distintas alternativas de tratamiento mostradas hace que la distancia a recorrer pueda ser variable, como sería el caso de los plásticos y polímeros si se depositan en vertedero –entorno a un centenar de kilómetros– o si se remiten para su valorización a hornos altos –casi mil kilómetros. Además de estas distancias teóricas, también se han identificado variaciones en las distancias recorridas por otras masas. Por ejemplo, los vehículos que llegan a los centros autorizados de tratamiento recorren entre 10 km y 200 km. La menor distancia se corresponde con el estudio de campo realizado para los centros autorizados de tratamiento de vehículos de la provincia de Castellón, y la distancia mayor a los vehículos tratados en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación. En otros casos, las distancias que recorren los materiales o residuos han sido aportadas por la bibliografía consultada.

Además, debe considerarse que no siempre la opción geográficamente más cercana es la que se aplica. Así, es posible encontrar residuos derivados del fin de vida de vehículos que son tratados en plantas e instalaciones lejanas, aun cuando existen plantas más cercanas. Este sería el caso, por ejemplo, de los neumáticos fuera de uso que son remitidos en España desde

^o Para determinar la distancia teórica que se debe transportar un residuo en función del tratamiento que vaya a serle aplicado, se ha considerado el número de complejos o instalaciones existentes en un ámbito geográfico –Europa o España– y la superficie total de ese ámbito geográfico. Por ejemplo, para estimar la distancia recorrida por un residuo hasta un vertedero se ha dividido la superficie de Europa (10.530.751 km²) por el número de vertederos identificados (465). Con el resultado obtenido se calcula el radio del círculo circunscrito del cuadrado de igual área. El valor del radio obtenido (107,45 km) es el valor de la distancia teórica.

la provincia de Sevilla a la provincia de Castellón para su tratamiento –720 km– y no a lugares más próximos como Almería, Murcia o la propia provincia de Sevilla (Vidal et ál., 2009).

Por otro lado, para los supuestos en que derivado de los tratamientos y procesos aplicados en el fin de vida se obtenga un material aprovechable como tal, o un residuo que pueda ser utilizado como alternativa a otro material, no se considera distancia alguna hasta el lugar en el que vaya a ser aplicado.

Ante esta situación y con el fin de analizar la importancia e influencia que el transporte tiene en el sistema de fin de vida de vehículos, se opta por definir distancias máximas y mínimas para el transporte de un material o residuo entre las diversas etapas o procesos que le son aplicables. Así, en base a los datos de campo obtenidos, el estudio de la bibliografía y el cálculo de la distancia teórica, se establece que:

- Los vehículos al final de su vida útil que llegan a los centros autorizados de tratamiento, denominados LER 160104*, recorren entre 9,2 km y 200 km de distancia.
- Los vehículos al final de su vida descontaminados, denominados LER 160106, y las mezclas de metales no reutilizadas directamente recorren 50 km cuando son remitidos a gestores intermedios, entre 112 y 820 km cuando su destino son instalaciones de fragmentación, o entre 189 y 300 km si son instalaciones que incluyen separación por medios densos.
- En el supuesto de los residuos de fragmentación –pesados y ligeros– las distancias de transporte pueden ser de 106 km para su depósito en vertedero, 120 km en el caso de ser incinerados conjuntamente con residuos sólidos municipales, 167 km para su tratamiento en complejos cementeros, o entre 1.220 y 2.294 km para aquellos tratamientos que cuentan con entre una y dos plantas en Europa.
- Los aceites y lubricantes usados extraídos en cualquiera de las etapas o procesos recorren una distancia mínima de 82 km hasta un gestor intermedio, 210 km hasta alguno de los 119 complejos petroquímicos en donde podrían ser refinados o destilados, o 636 km si se incineran en alguno de las 13 incineradoras de residuos peligrosos detectadas.
- Los anticongelantes y refrigerantes usados extraídos en la descontaminación de los vehículos en los centros autorizados de tratamiento pueden recorrer 50 km si son remitidos a gestores intermedios, 50 ó 61 km cuando lo son a instalaciones de reciclado y hasta 636 km si son remitidos para su incineración a alguna incineradora de residuos peligrosos.
- Similar situación se da para los líquidos de freno, con distancias de 50 km hasta gestores intermedios, 50 ó 63 km hasta instalaciones de reciclado y 636 km hasta las incineradoras de residuos peligrosos.
- Las baterías usadas pueden ser remitidos a gestores intermedios a 132 km de distancia, o bien ser transportados entre 100 y 320 km para reciclado.
- Las mezclas de combustibles son transportadas para su valorización energética entre 100 y 636 km.
- Los filtros de aceite y combustibles usados recorren entre 50 y 100 km dependiendo de si su destino es un gestor intermedio o una planta de tratamiento.
- Las zapatas de frenos que contienen amianto son transportadas 50 km hasta gestores intermedios o 306 km hasta alguno de los 56 depósitos de residuos peligrosos identificados.
- Los neumáticos fuera de uso recorren 50, 89, 125 ó 720 km para ser tratados mecánicamente, o 167 km para su valorización en complejos cementeros.
- Los plásticos y polímeros, salvo en el supuesto de ser vendidos como piezas y recambios de segunda mano al usuario final en los propios centros autorizados de tratamiento, recorren una distancia de 50 km hasta los recicladores, 106 km cuando son depositados en vertederos, 167 km cuando son tratados en hornos de cementeras o 936 km si lo son en

hornos altos.

- El vidrio es transportado –excepto cuando es vendido como recambio en los propios desguaces– a 106 km para su depósito en vertedero, o entre 300 y 600 km para su reciclado o recuperación.
- Los catalizadores extraídos en los centros autorizados de tratamiento pueden recorrer –según los datos de campo obtenidos– entre 452 y 600 km para su tratamiento o hasta 2294 km –hasta la planta de tratamiento más importante de Europa.
- Las piezas y componentes extraídas en el fin de vida de vehículos pueden ser remitidas a diversos mercados de segunda mano. Si su destino es el mercado nacional la distancia a la que son transportados se estima en 150 km, mientras que si su destino es el mercado internacional la distancia oscila entre los 1.510 y los 4.100 km.
- Las cenizas y escorias en función de si son depositadas en vertederos para residuos no peligrosos o para residuos peligrosos pueden recorrer entre 106 y 306 km.
- Los residuos inertes o vitrificados, cuando no son utilizados directamente como materiales de sustitución, son transportados entre 25 y 106 km hasta alguno de los 465 vertederos de inertes identificados.
- Los absorbentes y otros materiales de filtración pueden ser transportados 50 km hasta un gestor intermedio, entre 50 y 636 km para su incineración, o 306 km en el caso de ser depositados en vertederos para residuos peligrosos.
- Los disolventes y las mezclas de disolventes pueden ser transportados 50 km hasta un gestor intermedio, o entre 97 y 636 km para ser incinerados.
- Los lodos y aguas aceitosas pueden ser transportados 50 km hasta un gestor intermedio, o entre 97 y 636 km para ser incinerados.
- Las aguas residuales de procesos y los lixiviados recuperados en los vertederos son remitidos a instalaciones de depuración y tratamiento situadas a 71 km.

Ante la disparidad de datos, se opta por fijar unos valores mínimos y máximos para las distancias asociadas al transporte de los residuos (Tabla 133).

Tabla 133. Distancias de transporte consideradas

Residuo o material	Mínimo	Máximo	Ud.
Vehículos al final de su vida útil	9,2	200,0	km
Vehículos al final de su vida útil descontaminados	50,0	820,0	km
Residuos de fragmentación	106,0	2.294,0	km
Aceites y lubricantes usados	86,0	636,0	km
Anticongelantes y refrigerantes usados	50,0	636,0	km
Líquidos de freno	50,0	636,0	km
Baterías usadas	100,0	132,0	km
Otros combustibles	100,0	636,0	km
Filtros de aceite y combustible	50,0	100,0	km
Zapatillas de freno que contienen amianto	50,0	306,0	km
Neumáticos fuera de uso	50,0	720,0	km
Plásticos y polímeros	50,0	936,0	km
Vidrios	106,0	600,0	km
Catalizadores	452,0	2.294,0	km
Piezas y componentes	150,0	4.100,0	km
Cenizas y escorias	106,0	306,0	km
Residuos inertes y vitrificados	25,0	106,0	km
Absorbentes y otros materiales de filtración	50,0	636,0	km

Residuo o material	Mínimo	Máximo	Ud.
Disolventes y mezcla de disolventes	50,0	636,0	km
Lodos y aguas aceitosas	50,0	636,0	km
Aguas residuales de procesos y lixiviados recuperados	-	71,0	km

5.15 Conclusiones

En el presente capítulo ha permitido determinar qué tratamientos se pueden aplicar a cada uno de los residuos que, además del residuo de fragmentación, se generan directa o indirectamente en el fin de vida de los vehículos. Para cada uno de los residuos y tratamientos considerados se han identificado y cuantificado las cuestiones ambientales fundamentales asociadas. En concreto, se han mostrado las alternativas de tratamiento de residuos siguientes:

- La posible valorización energética en incineradoras de residuos peligrosos, la destilación o regeneración aprovechando técnicas habituales en la industria del refino de hidrocarburos de los aceites usados y lubricantes.
- La valorización energética en incineradoras de residuos peligrosos o el reciclado de anticongelantes y refrigerantes.
- La valorización energética en incineradoras de residuos peligrosos o el reciclado de líquidos de freno.
- El tratamiento de recuperación de baterías usadas, basado en la combinación de diversos tratamientos de recuperación y reciclado.
- La valorización energética en incineradoras de mezclas de combustibles.
- El tratamiento aplicado a los filtros de aceite usados que promueve la recuperación de los aceites que contienen y el reciclado del metal de su estructura.
- El depósito en vertederos para residuos peligrosos de las zapatas de freno que contienen amianto.
- El reciclado convencional o dos variantes más avanzadas, y dos alternativas para la recuperación energética, de los neumáticos fuera de uso.
- El depósito en vertedero, el reciclado y la recuperación material de los vidrios del vehículo.
- La recuperación de los catalizadores.
- Las opciones posibles para el depósito en vertedero de cenizas y escorias generados en los tratamientos de otros residuos.
- El depósito en vertedero o la recuperación material de los residuos inertes y vitrificados.
- El depósito en vertedero o la valorización energética de absorbentes y otros materiales de filtración y limpieza.
- La valorización energética de disolventes y sus mezclas.
- La valorización energética de lodos y aguas aceitosas.
- La depuración de las aguas residuales de diversos procesos.

Además, se han mostrados los inventarios considerados para las piezas y componentes extraídos del vehículo que son vendidos en mercados de segunda mano y para el transporte entre etapas y procesos del fin de vida. En el primer caso, y ante la imposibilidad de conocer con exactitud qué piezas y componentes, y en qué proporciones, conforman el flujo extraído en los centros autorizados de tratamiento, se optó por considerar a las piezas y componentes como producto evitado. De este modo, los aspectos ambientales asociados a la reutilización partes del vehículo mediante su venta en mercados de segunda mano se determinan imputando como producto evitado parte de los aspectos ambientales de la fabricación del vehículo. En el segundo caso, aunque el transporte no es un tratamiento que se aplique a los residuos o materiales extraídos, dado que el transporte es un proceso transversal necesario en el fin de vida del vehículo, y que además, es función de la disponibilidad tecnológica y geográfica de

cada uno de los tratamientos mostrados, se optó por determinar qué cantidad de transporte estaría asociada a la gestión de cada flujo de residuos. Durante su estudio se observó que existía una gran variabilidad en las distancias que puede recorrer un residuo, para un mismo tratamiento o entre tratamientos, por lo que finalmente se definen valores máximos y mínimos de transporte. Estos valores máximos y mínimos permitirán identificar la posible influencia del transporte en el fin de vida de los vehículos durante la evaluación del sistema objeto de estudio en este trabajo.

Capítulo 6. Evaluación ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil

El objeto del presente capítulo es evaluar el desempeño ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil (Figura 59). El sistema considerado incluye:

- el transporte de los vehículos al final de su vida útil hasta los centros autorizados de tratamiento;
- las operaciones y tratamientos aplicados al residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en los centros autorizados de tratamiento;
- las operaciones, tratamientos y transportes asociados al tratamiento del residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos en instalaciones de separación mediante fragmentación o medios densos;
- las operaciones, tratamientos y transportes asociados al residuo de fragmentación en instalaciones de post-fragmentación;
- las operaciones, tratamientos y transportes asociados a los residuos peligrosos y no peligrosos generados en los centros autorizados de tratamiento, instalaciones de fragmentación o medios densos, e instalaciones de post-fragmentación como consecuencia del procesado de vehículos al final de su vida útil; y
- los productos –energías, materiales, piezas y componentes– obtenidos durante el tratamiento de fin de vida de vehículos.

Para evaluar el desempeño ambiental del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil se evaluarán dos tipos de indicadores: indicadores ambientales e indicadores de categoría de impacto ambiental.

Como indicadores ambientales se considerarán los índices definidos de acuerdo a los objetivos de reutilización y valorización de la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil, que se denominan:

- índice de reutilización y reciclado de vehículos al final de su vida útil; e
- índice de reutilización y valorización de vehículos al final de su vida útil.

Para cuantificar dichos indicadores ambientales se determinarán las cantidades de residuos que son reutilizadas, recicladas, recuperadas y valorizadas energéticamente para todas las posibles rutas de tratamiento derivadas de los tratamientos expuestos en capítulos anteriores. La metodología para el cálculo de éstos indicadores se aplicará el procedimiento establecido por la Decisión de la Comisión 2005/293/CE expuesto en el apartado 2.1.

Como indicadores de categoría de impacto ambiental se considerarán los indicadores de categoría de impacto definidos por el método de cálculo ReCiPe (Goedkoop et ál., 2009) para las áreas de protección de la salud humana, los ecosistemas y los recursos, denominados:

- daño a la salud humana;
- daño a la diversidad del ecosistema; y
- daño a la disponibilidad de recursos.

El cálculo de los indicadores de categoría de impacto se realizará aplicando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, expuesta en el apartado 2.2. La aplicación de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, el método de cálculo considerado y los resultados obtenidos se

expondrán en el apartado 6.2. Otras consideraciones y suposiciones aplicadas para el cálculo de dichos indicadores de categoría de impacto se expondrán en el Anexo.

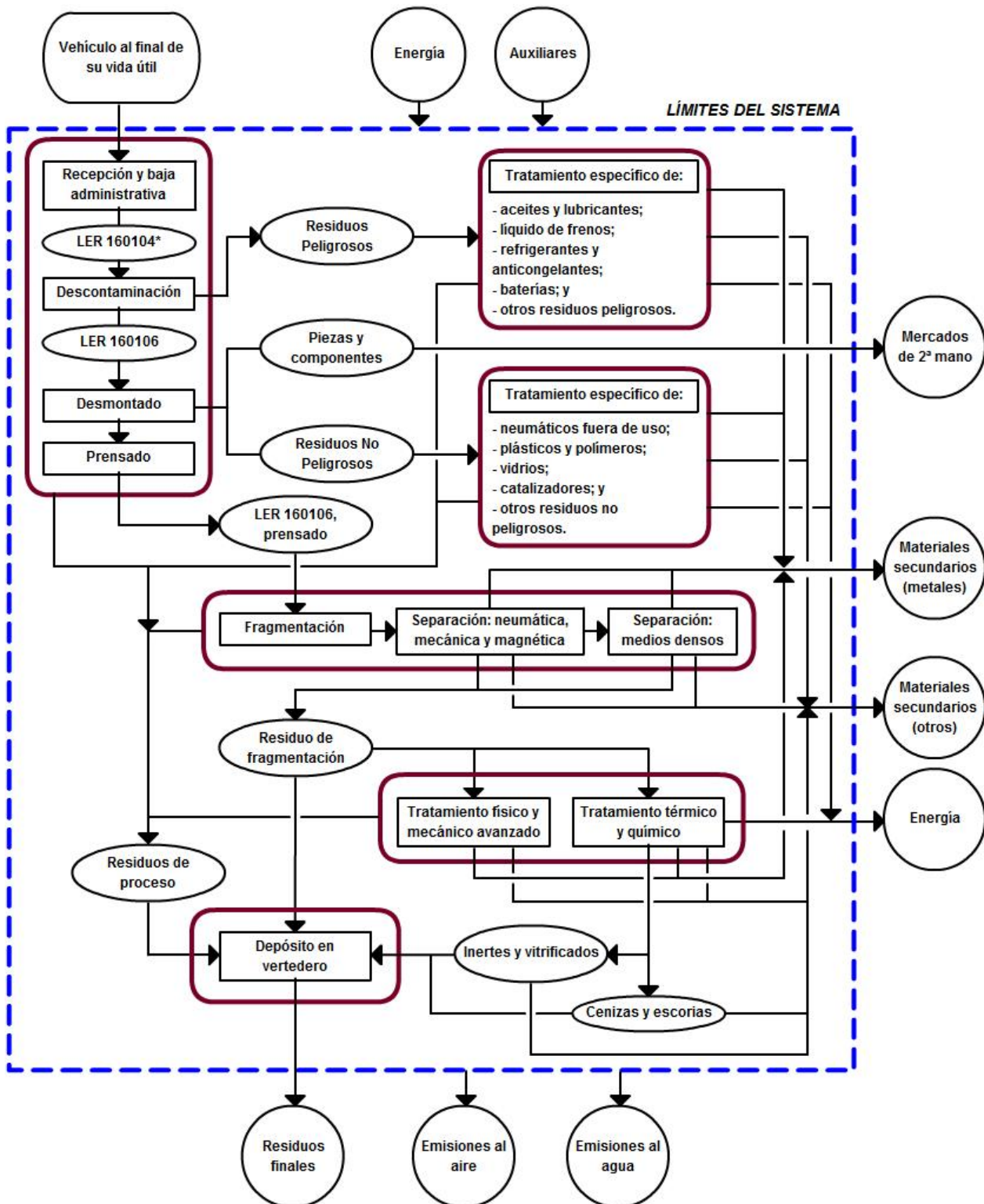


Figura 59. Sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil

La evaluación del desempeño ambiental, mediante indicadores de impacto y mediante categorías de indicadores ambientales, tomará como referencia los inventarios establecidos en los capítulos anteriores para:

- el tratamiento de vehículos al final de su vida útil –LER 160104*– en los centros autorizados

de tratamiento;

- el tratamiento del residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos en instalaciones de separación mediante fragmentación o medios densos;
- las tecnologías de tratamiento del residuo de fragmentación; y
- las alternativas de tratamiento descritas para otros residuos y materiales que se generan en el sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil.

El capítulo finalizará analizando las implicaciones derivadas de la evaluación realizada, apartado 6.3.

6.1 Indicadores ambientales

En consonancia con lo expuesto en el apartado 2.1, y con el fin de evaluar el cumplimiento actual y futuro del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil en base a dichos objetivos, se evaluarán los indicadores siguientes:

- índice de reutilización de residuos y materiales procedentes de los vehículos al final de su vida útil, denominado %Reut;
- índice de reciclado de residuos y materiales procedentes de los vehículos al final de su vida útil, denominado %Reci;
- índice de valorización de residuos y materiales procedentes de los vehículos al final de su vida útil, denominado %Valo; e
- índice de valorización energética de residuos y materiales procedentes de los vehículos al final de su vida útil, denominado %Valo.Ener.

En función de estos índices se obtendrán el indicador ambiental de reutilización y reciclado de vehículos al final de su vida útil, denominado %RR, y el indicador ambiental de reutilización y valorización de vehículos al final de su vida útil, denominado %RV. Estos indicadores ambientales, %RR y %RV, permitirán evaluar el desempeño ambiental del sistema de fin de vida respecto a los objetivos definidos por la Directiva 2000/53/CE para los años 2006 y 2015.

6.1.1 Cálculo

El punto de partida para el cálculo de los indicadores ambientales son los datos de inventario de del conjunto de tratamientos que forman el sistema integral de gestión de vehículos al fin al de su vida útil. En particular, se consideran los residuos generados y los posibles destinos de las dos tipologías de centro autorizado de tratamiento, de las instalaciones de fragmentación, de las instalaciones de fragmentación y medios densos y de las quince alternativas de tratamiento del residuo de post-fragmentación. A partir de los datos considerados, para realizar el cálculo de los indicadores ambientales establecidos –%RR y %RV– ha sido necesario:

- Establecer ecuaciones de cálculo de los índices e indicadores ambientales.
- Definir el conjunto de rutas de tratamiento alternativas.
- Establecer el destino de los residuos finales en función de los tratamientos a que son remitidos.
- Calcular los índices de reutilización, reciclado, valorización y valorización energética del conjunto de rutas de tratamiento
- Calcular los indicadores ambientales del conjunto de rutas de tratamiento.
- Determinar el grado de cumplimiento de los objetivos de la Directiva 2000/53/CE en función de las rutas de tratamiento básicas.

A continuación se detallan y explican los apartados indicados.

1. Ecuaciones de cálculo de los índices e indicadores ambientales.

Para calcular los indicadores ambientales –%RR y %RV– es necesario determinar los índices de reutilización, reciclado, valorización y valorización energética (Ecuación 11, Ecuación 12, Ecuación 13 y Ecuación 14). Como función de dichos índices se definen los indicadores de impacto %RR (Ecuación 15) y %RV (Ecuación 16). Todas las ecuaciones definidas derivan de los cuadros 1, 2, 3 y 4 de la Decisión 2005/293/CE, particularizados para el tratamiento de un vehículo medio al final de su vida útil, de 1.000 kg de peso, que es tratado en el sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil.

$$\%Reut = \frac{\sum M_{Reut-CAT} + \sum M_{Reut-Frag.y.MM.DD} + \sum M_{Reut-Pst.Frag}}{1000} \quad \text{Ecuación 11}$$

$$\%Reci = \frac{\sum M_{Reci-CAT} + \sum M_{Reci-Frag.y.MM.DD} + \sum M_{Reci-Pst.Frag}}{1000} \quad \text{Ecuación 12}$$

$$\%Valo = \frac{\sum M_{Valo-CAT} + \sum M_{Valo-Frag.y.MM.DD} + \sum M_{Valo-Pst.Frag}}{1000} \quad \text{Ecuación 13}$$

$$\%Valo.Ener = \frac{\sum M_{Valo.ener-CAT} + \sum M_{Valo.ener-Frag.y.MM.DD} + \sum M_{Valo.ener-Pst.Frag}}{1000} \quad \text{Ecuación 14}$$

$$\%RR = \%Reut + \%Reci \quad \text{Ecuación 15}$$

$$\%RV = \%Reut + \%Reci + \%Valo + \%Valo.Ener \quad \text{Ecuación 16}$$

En donde:

- $\sum M_{Reut-CAT}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su reutilización desde los centros autorizados de tratamiento;
- $\sum M_{Reut-Frag.y.MM.DD}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su reutilización desde la etapa de fragmentación (instalaciones de fragmentación e instalaciones de fragmentación y medios densos);
- $\sum M_{Reut-Pst.Frag}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su reutilización desde la etapa de post-fragmentación (depósito en vertedero, R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon, ANL, hidrólisis, co-incineración con residuos sólidos municipales, horno de cementera, Citron, gasificación secuencial en horno rotativo, gasificación catalítica, Reshment, TwinRec, Thermostelect-Process y SVZ Schwarze Pumpe);
- $\sum M_{Reci-CAT}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su reciclado desde los centros autorizados de tratamiento;
- $\sum M_{Reci-Frag.y.MM.DD}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su reciclado desde la etapa de fragmentación;
- $\sum M_{Reci-Pst.Frag}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su reciclado desde la etapa de post-fragmentación;
- $\sum M_{Valo-CAT}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su valorización desde los centros autorizados de tratamiento;
- $\sum M_{Valo-Frag.y.MM.DD}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su valorización desde la etapa de fragmentación;
- $\sum M_{Valo-Pst.Frag}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su valorización desde la etapa de post-fragmentación.
- $\sum M_{Valo.Ener-CAT}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos

para su valorización desde los centros autorizados de tratamiento;

- $\Sigma M_{Valo.Ener-Frag.y.MM.DD}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su valorización desde la etapa de fragmentación;
- $\Sigma M_{Valo.Ener-Pst.Frag}$ es la suma de las masas de los residuos y materiales que son remitidos para su valorización desde la etapa de post-fragmentación.

Las ecuaciones definidas permiten evaluar el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil (Figura 59), en base a las rutas de tratamiento que se pueden establecer como combinación de los tratamientos alternativos aplicables en cada etapa del sistema.

2. Conjunto de rutas de tratamiento alternativas.

Para definir el conjunto de rutas de tratamiento aplicables a los vehículos al final de su vida útil se consideran las relaciones entre los tratamientos de otros residuos y materiales descritos en el Capítulo 5, las tecnologías de post-fragmentación descritas en el Capítulo 4 para los residuos de fragmentación, las alternativas de tratamiento del LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos del Capítulo 3 y las alternativas para el residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida descritas también en el Capítulo 3. Con este fin, se define que los tratamientos derivados de un tratamiento son las combinaciones de los tratamientos posibles de los residuos generados en dicho proceso. Para facilitar la definición de tratamientos derivados y sus combinaciones, en la Tabla 134 se codifican los tratamientos en función de la tecnología aplicada y el residuo considerado.

Tabla 134. Códigos utilizados para los tratamientos aplicados

Código	Concepto
A.	Centros autorizados de tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil
A.01	Centro autorizado de tratamiento tipo desguace, apartado 3.3.2.1
A.02	Centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación, apartado 3.3.2.2
B.	Instalaciones de fragmentación o medios densos para el tratamiento del residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos
B.01	Planta Fragmentadora, apartado 3.3.3.1
B.02	Planta Fragmentadora y de Medios Densos, apartado 3.3.3.2
C.	Instalaciones de post-fragmentación para el tratamiento de residuos de fragmentación
C.01	Residuo de fragmentación, Depósito en vertedero, apartado 4.3
C.02	Residuo de fragmentación, R-Plus/Wesa SLF, apartado 4.4.1
C.03	Residuo de fragmentación, Salyp, apartado 4.4.2
C.04	Residuo de fragmentación, VW-Sicon, apartado 4.4.3
C.05	Residuo de fragmentación, ANL, apartado 4.4.4
C.06	Residuo de fragmentación, Hidrólisis, apartado 4.5.1
C.07	Residuo de fragmentación, Co-incineración con residuos sólidos municipales, apartado 4.5.2.1
C.08	Residuo de fragmentación, Horno de cementera, apartado 4.5.2.2
C.09	Residuo de fragmentación, Citron, apartado 4.5.3.1
C.10	Residuo de fragmentación, Gasificación secuencial en horno rotativo, apartado 4.5.4.1
C.11	Residuo de fragmentación, Gasificación catalítica, apartado 4.5.4.2
C.12	Residuo de fragmentación, Reshment, apartado 4.6.1
C.13	Residuo de fragmentación, TwinRec, apartado 4.6.2
C.14	Residuo de fragmentación, Thermoselect-Process, apartado 4.6.3
C.15	Residuo de fragmentación, SVZ Schwarze Pumpe, apartado 4.6.4
D.	Instalaciones para el tratamiento de otros residuos y materiales generados durante el fin de vida de los vehículos en centros autorizados de tratamiento, instalaciones de fragmentación o medios densos, instalaciones de post-fragmentación y las propias instalaciones para el tratamiento de otros residuos y materiales

Código	Concepto
D.01.1	Aceite y lubricante usado, Incineración, apartado 5.1.1
D.01.2	Aceite y lubricante usado, Destilación, apartado 5.1.2
D.01.3	Aceite y lubricante usado, Regeneración, apartado 5.1.3
D.02.1	Anticongelantes y refrigerantes, Incineración, apartado 5.2.1
D.02.2	Anticongelantes y refrigerantes, Reciclado, apartado 5.2.2
D.03.1	Líquido de frenos, Incineración, apartado 5.3.1
D.03.2	Líquido de frenos, Reciclado, apartado 5.3.2
D.04.1	Baterías, reciclado, apartado 5.4
D.05.1	Otros combustibles, incineración, apartado 5.5.1
D.05.2	Filtros de aceite, tratamiento específico, apartado 5.5.2
D.05.3	Zapatillas de freno que contienen amianto, depósito en vertedero, apartado 5.5.3
D.06.1	Neumáticos fuera de uso, Reciclado mecánico convencional, apartado 5.6.1
D.06.2	Neumáticos fuera de uso, Pulverización mecánica, apartado 5.6.2
D.06.3	Neumáticos fuera de uso, Pulverización criogénica, apartado 5.6.3
D.06.4	Neumáticos fuera de uso, Conversión energética en horno de combustión de residuos sólidos urbanos convencional, apartado 5.6.4
D.06.5	Neumáticos fuera de uso, Sustitución de combustible convencional en horno de cementera, apartado 5.6.5
D.07.1	Plásticos y polímeros, Depósito en vertedero, apartado 5.7.1
D.07.2	Plásticos y polímeros, Horno alto, apartado 5.7.2
D.07.3	Plásticos y polímeros, Horno de cementera, apartado 5.7.3
D.08.1	Vidrios, Depósito en vertedero, apartado 5.8.1
D.08.2	Vidrios, Reciclado, producción de vidrio, apartado 5.8.2
D.08.3	Vidrios, Recuperación, sustitución de la arena de sílice, apartado 5.8.3
D.09.1	Catalizadores, recuperación de metales, apartado 5.9
D.10.1	Piezas y componentes, reutilización mercado segunda mano, apartado 5.10
D.11.1	Cenizas y escorias, Depósito en vertedero, apartado 5.11.1
D.11.2	Cenizas y escorias, Depósito en vertedero materiales peligrosos, apartado 5.11.2
D.12.1	Inertes y vitrificados, Depósito en vertedero de inertes, apartado 5.12.1
D.12.2	Inertes y vitrificados, Recuperación material, apartado 5.12.2
D.13.1	Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, depósito en vertedero, apartado 5.13.1
D.13.2	Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, incineración, apartado 5.13.1
D.13.3	Otros disolventes y mezclas de disolventes, incineración, apartado 5.13.2
D.13.4	Lodos y aguas aceitosas, incineración, apartado 5.13.3
D.13.5	Aguas residuales de procesos, tratamiento de aguas residuales, apartado 5.13.4

Para la definición de las rutas de tratamiento de los vehículos al final de su vida útil se consideran las etapas y alternativas de tratamiento por etapa siguientes:

- Tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento. Existen dos alternativas posibles, los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– descritos en el apartado 3.3.2, y los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación –A.02– descritos en el apartado 3.3.2.2.
- Tratamiento del residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos en instalaciones de fragmentación y medios densos. Las alternativas consideradas son las instalaciones de fragmentación –B.01– descritas en el apartado 3.2.3 y las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02–

descritas en el apartado 3.2.4.

- Tratamiento del residuo de post-fragmentación. En esta etapa se consideran un total de quince tratamientos basadas en diversas tecnologías de post-fragmentación, descritas en apartados anteriores. Estas tecnologías son el Depósito en vertedero –C.01– del apartado 4.3, R-Plus/Wesa SLF –C.02– del apartado 4.4.1, la tecnología Salyp –C.03– del apartado 4.4.2, VW-Sicon –C.04– del apartado 4.4.3, ANL –C.05– del apartado 4.4.4, la Hidrólisis –C.06– del apartado 4.5.1, la Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07– del apartado 4.5.2.1, el Horno de Cementera –C.08– descrito en el apartado 4.5.2.2, la tecnología Citron –C.09– del apartado 4.5.3.1, la Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10– del apartado 4.5.4.1, la Gasificación catalítica –C.11– del apartado 4.5.4.2, Reshment –C.12– descrita en el apartado 4.6.1, TwinRec –C.13– del apartado 4.6.2, Thermoselect-Process –C.14– del apartado 4.6.3 y SVZ Schwarze Pumpe –C.15– descrita en el apartado 4.6.4.

En el Anexo se muestran los tratamientos derivados correspondientes a otros residuos y materiales, Tabla 158, y los tratamientos derivados correspondientes al tratamiento del residuo de fragmentación, Tabla 159. El conjunto de rutas de tratamiento así definido consta de 35.280 alternativas, que pueden a su vez subdividirse en 60 subconjuntos de rutas de tratamiento en función de las tecnologías que se aplican en cada una de las etapas consideradas (Tabla 135).

Tabla 135. Subconjuntos de rutas de tratamiento

Subconjunto	Tipología de tratamiento o tecnología		
	CAT	Fragmentación	Post-fragmentación
A.01.B.01.C.01	A.01	B.01	C.01
A.01.B.01.C.02	A.01	B.01	C.02
A.01.B.01.C.03	A.01	B.01	C.03
A.01.B.01.C.04	A.01	B.01	C.04
A.01.B.01.C.05	A.01	B.01	C.05
A.01.B.01.C.06	A.01	B.01	C.06
A.01.B.01.C.07	A.01	B.01	C.07
A.01.B.01.C.08	A.01	B.01	C.08
A.01.B.01.C.09	A.01	B.01	C.09
A.01.B.01.C.10	A.01	B.01	C.10
A.01.B.01.C.11	A.01	B.01	C.11
A.01.B.01.C.12	A.01	B.01	C.12
A.01.B.01.C.13	A.01	B.01	C.13
A.01.B.01.C.14	A.01	B.01	C.14
A.01.B.02.C.15	A.01	B.02	C.15
A.01.B.02.C.01	A.01	B.02	C.01
A.01.B.02.C.02	A.01	B.02	C.02
A.01.B.02.C.03	A.01	B.02	C.03
A.01.B.02.C.04	A.01	B.02	C.04
A.01.B.02.C.05	A.01	B.02	C.05
A.01.B.02.C.06	A.01	B.02	C.06
A.01.B.02.C.07	A.01	B.02	C.07
A.01.B.02.C.08	A.01	B.02	C.08
A.01.B.02.C.09	A.01	B.02	C.09
A.01.B.02.C.10	A.01	B.02	C.10
A.01.B.02.C.11	A.01	B.02	C.11

Subconjunto	Tipología de tratamiento o tecnología		
	CAT	Fragmentación	Post-fragmentación
A.01.B.02.C.12	A.01	B.02	C.12
A.01.B.02.C.13	A.01	B.02	C.13
A.01.B.02.C.14	A.01	B.02	C.14
A.01.B.02.C.15	A.01	B.02	C.15
A.02.B.01.C.01	A.02	B.01	C.01
A.02.B.01.C.02	A.02	B.01	C.02
A.02.B.01.C.03	A.02	B.01	C.03
A.02.B.01.C.04	A.02	B.01	C.04
A.02.B.01.C.05	A.02	B.01	C.05
A.02.B.01.C.06	A.02	B.01	C.06
A.02.B.01.C.07	A.02	B.01	C.07
A.02.B.01.C.08	A.02	B.01	C.08
A.02.B.01.C.09	A.02	B.01	C.09
A.02.B.01.C.10	A.02	B.01	C.10
A.02.B.01.C.11	A.02	B.01	C.11
A.02.B.01.C.12	A.02	B.01	C.12
A.02.B.01.C.13	A.02	B.01	C.13
A.02.B.01.C.14	A.02	B.01	C.14
A.02.B.02.C.15	A.02	B.02	C.15
A.02.B.02.C.01	A.02	B.02	C.01
A.02.B.02.C.02	A.02	B.02	C.02
A.02.B.02.C.03	A.02	B.02	C.03
A.02.B.02.C.04	A.02	B.02	C.04
A.02.B.02.C.05	A.02	B.02	C.05
A.02.B.02.C.06	A.02	B.02	C.06
A.02.B.02.C.07	A.02	B.02	C.07
A.02.B.02.C.08	A.02	B.02	C.08
A.02.B.02.C.09	A.02	B.02	C.09
A.02.B.02.C.10	A.02	B.02	C.10
A.02.B.02.C.11	A.02	B.02	C.11
A.02.B.02.C.12	A.02	B.02	C.12
A.02.B.02.C.13	A.02	B.02	C.13
A.02.B.02.C.14	A.02	B.02	C.14
A.02.B.02.C.15	A.02	B.02	C.15

Los subconjuntos así definidos no comprenden un número constante de alternativas de tratamiento, estas son función del número de tratamientos derivados aplicables a cada etapa de tipologías de tratamiento o tecnologías. La Figura 60 muestra los subconjuntos y el número de alternativas por subconjunto.

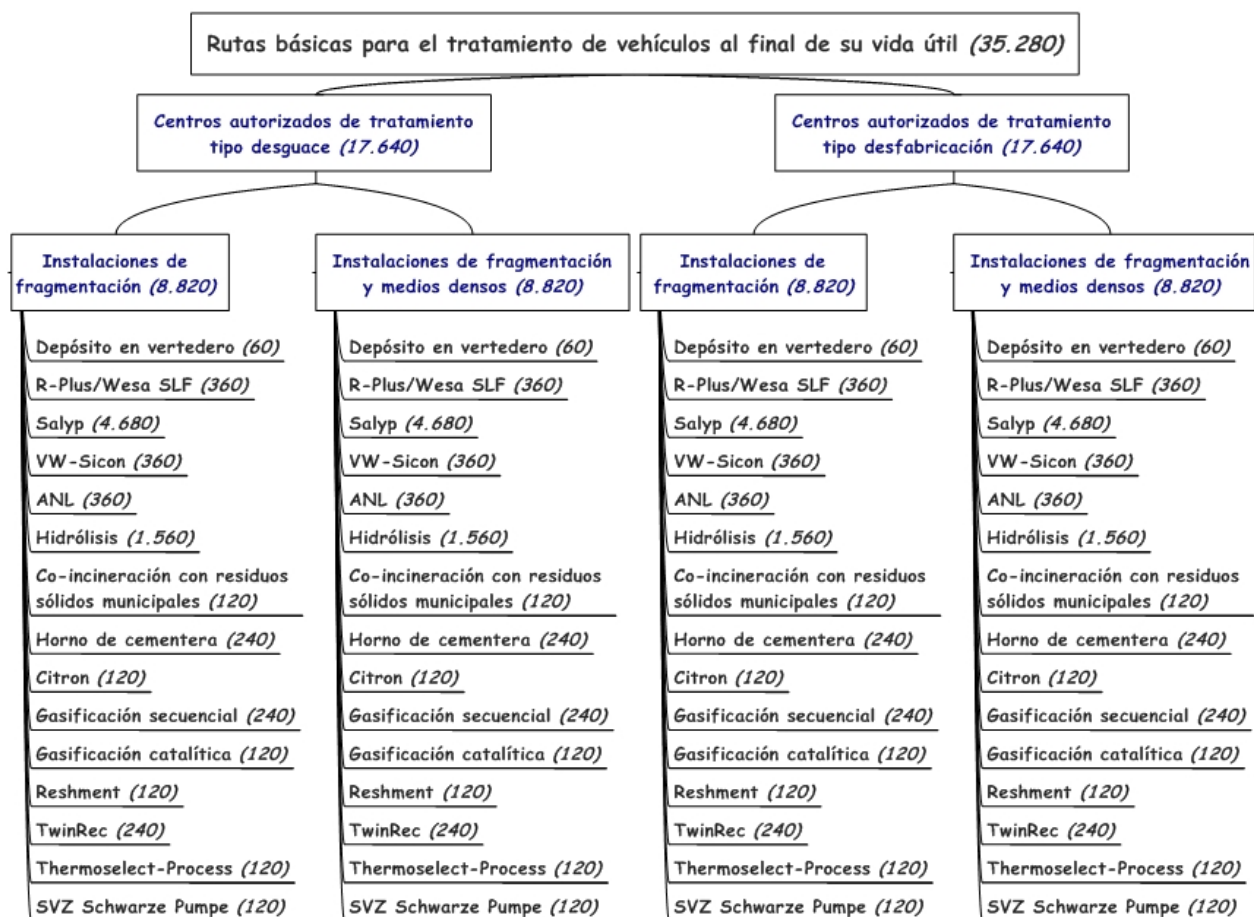


Figura 60. Rutas básicas para el tratamiento de vehículos al final de su vida útil

3. Destino de los residuos finales en función de los tratamientos a los que son remitidos.

Como paso previo al cálculo de los valores de los indicadores ambientales propuestos es necesario determinar el destino de los residuos finales –reutilización, reciclado, valorización, valorización energética o eliminación– en función del tratamiento a los que son remitidos desde los centros autorizados de tratamiento, las instalaciones de fragmentación o medios densos, y las instalaciones de post-fragmentación. Para ello, se determina, en primer lugar, el destino final correspondiente a los tratamientos de otros residuos y materiales, Tabla 160 del Anexo. Indicar que, de acuerdo con las consideraciones hechas en la referencia metodológica para el cálculo de índices e indicadores ambientales, en el supuesto de tratamientos basados en tecnologías de incineración en instalaciones de residuos sólidos urbanos –o municipales– el destino final del residuo puede ser la eliminación o la valorización energética en función del valor de la eficiencia energética del propio tratamiento.

4. Índices de reutilización, reciclado, valorización y valorización energética del conjunto de rutas de tratamiento.

Una vez definidos estos destinos, se proyectan mediante una hoja de cálculo el conjunto de rutas de tratamiento y se determinan los índices de reutilización, reciclado, valorización y valorización energética^P para los residuos remitidos desde los centros autorizados de

^P Se determina también el índice de eliminación, aunque no es estrictamente necesario para el cálculo de los indicadores ambientales propuestos.

tratamiento, las instalaciones de fragmentación o medios densos, y las instalaciones de post-fragmentación. Como ejemplo del cálculo realizado, en la Tabla 161 del Anexo, se muestran los índices correspondientes a los tratamientos de post-fragmentación.

5. Indicadores ambientales del conjunto de rutas de tratamiento.

A partir de los índices de reutilización, reciclado, valorización y valorización energética se determinan los indicadores ambientales %RR y %RV aplicando respectivamente la Ecuación 15 y la Ecuación 16 a cada una de las rutas de tratamiento previamente definidas. Las 35.280 duplas con los valores de los indicadores ambientales pueden, a su vez, ser agrupados en función de los 60 subconjuntos de rutas de tratamiento.

6. Grado de cumplimiento de los objetivos de la Directiva 2000/53/CE en función de las rutas de tratamiento básicas.

En primer lugar, para determinar si una ruta de tratamiento cumple los objetivos de la Directiva 2000/53/CE se comparan los indicadores ambientales calculados con dichos objetivos. Una ruta de tratamiento cumple los objetivos definidos para el año 2006 si se verifica que:

$$\%RR_{Ruta-i} \geq 80\% \quad \text{Ecuación 17}$$

$$\%RV_{Ruta-i} \geq 85\% \quad \text{Ecuación 18}$$

Y, una ruta de tratamiento cumplirá los objetivos definidos para el año 2015 si se verifica que:

$$\%RR_{Ruta-i} \geq 85\% \quad \text{Ecuación 19}$$

$$\%RV_{Ruta-i} \geq 95\% \quad \text{Ecuación 20}$$

Siendo:

- $\%RR_{Ruta-i}$ el valor del indicador ambiental %RR calculado para la ruta de tratamiento i ; y
- $\%RV_{Ruta-i}$ el valor del indicador ambiental %RV calculado para la ruta de tratamiento i .

Los resultados obtenidos se agrupan en subconjuntos de rutas de tratamiento –60 subconjuntos– y se determina el porcentaje de rutas que cumple cada objetivo por subconjunto.

6.1.2 Resultados

Los resultados obtenidos al aplicar el cálculo descrito en el apartado 6.1.1 anterior se muestran en la Tabla 136 y Tabla 137 siguientes.

Tabla 136. Grado de cumplimiento de los objetivos de la Directiva 2000/53/CE, subconjuntos

Subconjunto	Objetivos 2006		Objetivos 2015	
	Nº de rutas total	Nº de rutas que cumplen	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento
A.01.B.01.C.01	60	0	0	0,00%
A.01.B.01.C.02	360	0	0	0,00%
A.01.B.01.C.03	4.680	1.740	0	0,00%
A.01.B.01.C.04	360	290	0	0,00%
A.01.B.01.C.05	360	321	36	10,00%
A.01.B.01.C.06	1.560	1.500	696	44,62%
A.01.B.01.C.07	120	0	0	0,00%
A.01.B.01.C.08	240	0	0	0,00%
A.01.B.01.C.09	120	116	116	96,67%

Subconjunto	Tamaño	Objetivos 2006		Objetivos 2015	
	Nº de rutas total	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento
A.01.B.01.C.10	240	0	0,00%	0	0,00%
A.01.B.01.C.11	120	62	51,67%	0	0,00%
A.01.B.01.C.12	120	100	83,33%	0	0,00%
A.01.B.01.C.13	240	0	0,00%	0	0,00%
A.01.B.01.C.14	120	0	0,00%	0	0,00%
A.01.B.01.C.15	120	0	0,00%	0	0,00%
A.01.B.02.C.01	60	0	0,00%	0	0,00%
A.01.B.02.C.02	360	250	69,44%	0	0,00%
A.01.B.02.C.03	4.680	3.770	80,56%	0	0,00%
A.01.B.02.C.04	360	321	89,17%	96	26,67%
A.01.B.02.C.05	360	344	95,56%	150	41,67%
A.01.B.02.C.06	1.560	1.508	96,67%	696	44,62%
A.01.B.02.C.07	120	0	0,00%	0	0,00%
A.01.B.02.C.08	240	124	51,67%	0	0,00%
A.01.B.02.C.09	120	116	96,67%	116	96,67%
A.01.B.02.C.10	240	168	70,00%	0	0,00%
A.01.B.02.C.11	120	116	96,67%	0	0,00%
A.01.B.02.C.12	120	116	96,67%	24	20,00%
A.01.B.02.C.13	240	200	83,33%	0	0,00%
A.01.B.02.C.14	120	100	83,33%	0	0,00%
A.01.B.02.C.15	120	116	96,67%	0	0,00%
A.02.B.01.C.01	60	0	0,00%	0	0,00%
A.02.B.01.C.02	360	295	81,94%	0	0,00%
A.02.B.01.C.03	4.680	4.207	89,89%	0	0,00%
A.02.B.01.C.04	360	342	95,00%	0	0,00%
A.02.B.01.C.05	360	354	98,33%	177	49,17%
A.02.B.01.C.06	1.560	1.534	98,33%	708	45,38%
A.02.B.01.C.07	120	0	0,00%	0	0,00%
A.02.B.01.C.08	240	188	78,33%	0	0,00%
A.02.B.01.C.09	120	118	98,33%	118	98,33%
A.02.B.01.C.10	240	204	85,00%	0	0,00%
A.02.B.01.C.11	120	118	98,33%	24	20,00%
A.02.B.01.C.12	120	118	98,33%	35	29,17%
A.02.B.01.C.13	240	236	98,33%	0	0,00%
A.02.B.01.C.14	120	118	98,33%	0	0,00%
A.02.B.01.C.15	120	118	98,33%	0	0,00%
A.02.B.02.C.01	60	31	51,67%	0	0,00%
A.02.B.02.C.02	360	342	95,00%	70	19,44%
A.02.B.02.C.03	4.680	4.542	97,05%	1.294	27,65%
A.02.B.02.C.04	360	354	98,33%	212	58,89%
A.02.B.02.C.05	360	354	98,33%	177	49,17%
A.02.B.02.C.06	1.560	1.534	98,33%	708	45,38%
A.02.B.02.C.07	120	62	51,67%	0	0,00%
A.02.B.02.C.08	240	236	98,33%	0	0,00%

Subconjunto	Tamaño	Objetivos 2006		Objetivos 2015	
	Nº de rutas total	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento
A.02.B.02.C.09	120	118	98,33%	118	98,33%
A.02.B.02.C.10	240	236	98,33%	92	38,33%
A.02.B.02.C.11	120	118	98,33%	102	85,00%
A.02.B.02.C.12	120	118	98,33%	59	49,17%
A.02.B.02.C.13	240	236	98,33%	70	29,17%
A.02.B.02.C.14	120	118	98,33%	70	58,33%
A.02.B.02.C.15	120	118	98,33%	70	58,33%

Tabla 137. Grado de cumplimiento de los objetivos de la Directiva 2000/53/CE

Conjunto	Tamaño	Objetivos 2006		Objetivos 2015	
	Nº de rutas total	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento
Global	35.280	27.845	78,93%	6.174	17,50%
Base A.01	17.640	11.378	64,50%	1.930	10,94%
Base A.02	17.640	16.467	93,35%	4.244	24,06%
Base B.01	17.640	12.079	68,47%	2.778	15,74%
Base B.02	17.640	15.766	89,37%	4.124	23,37%
Base A.01.B.01	8.820	4.129	46,81%	848	9,61%
Base A.01.B.02	8.820	7.249	82,19%	1.082	12,27%
Base A.02.B.01	8.820	7.950	90,14%	1.930	21,88%
Base A.02.B.02	8.820	8.517	96,56%	3.042	34,49%
Base C.01	240	31	12,92%	0	0,00%
Base C.02	1.440	887	61,60%	70	4,86%
Base C.03	18.720	14.259	76,17%	1.294	6,91%
Base C.04	1.440	1.307	90,76%	308	21,39%
Base C.05	1.440	1.373	95,35%	540	37,50%
Base C.06	6.240	6.076	97,37%	2.808	45,00%
Base C.07	480	62	12,92%	0	0,00%
Base C.08	960	548	57,08%	0	0,00%
Base C.09	480	468	97,50%	468	97,50%
Base C.10	960	608	63,33%	92	9,58%
Base C.11	480	414	86,25%	126	26,25%
Base C.12	480	452	94,17%	118	24,58%
Base C.13	960	672	70,00%	70	7,29%
Base C.14	480	336	70,00%	70	14,58%
Base C.15	480	352	73,33%	70	14,58%

En base a dichos resultados, se puede decir que, del total de 35.280 rutas de tratamiento analizadas:

- El 78,93% reutiliza y recicla más del 80% de los residuos y materiales, y reutiliza y valoriza más del 85% de los residuos y materiales generados en el fin de vida de los vehículos. Es decir, cumple con los objetivos de la Directiva 2000/53/CE para el año 2006.
- Sin embargo, sólo el 17,50% cumpliría los objetivos definidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2015. Es decir, el 82,50% de rutas no logra reutilizar y reciclar el 85% de los residuos y materiales, ni reutilizar y valorizar el 95% de los residuos y materiales generados en el fin de vida de los vehículos.

Al analizar el grado de cumplimiento en función de la tipología de centro autorizado de tratamiento –tipo desguace o tipo desfabricación, con 17.640 rutas de tratamiento por tipología–, se observa que:

- El cumplimiento de los objetivos de la Directiva para el año 2006 se reduce hasta el 64,50% cuando se considera la tipología desguace, y aumenta hasta el 93,35% cuando la tipología considerada es el tipo desfabricación.
- Similar situación se produce para el cumplimiento de los objetivos para el año 2015, en que la tipología desguace supone reducir el porcentaje de cumplimiento hasta un 10,94%, mientras que la tipología desfabricación llega a cumplir en el 24,06% de las rutas analizadas.

Por otro lado, al realizar un análisis similar pero agrupando las rutas de tratamiento en función del tipo de instalación de fragmentación –sólo fragmentación o fragmentación y medios densos–, se observa que:

- El cumplimiento de los objetivos de la Directiva para el año 2006 se reduce hasta el 68,47% cuando se considera que el LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros residuos peligrosos es tratado en instalaciones de fragmentación, y alcanza el 89,37% cuando es tratado en instalaciones de fragmentación y medios densos..
- Similar situación se produce para el cumplimiento de los objetivos para el año 2015, en donde las instalaciones de fragmentación logran un 15,74% de cumplimiento –frente al 17,50% del total de rutas de tratamiento–, mientras que las instalaciones de fragmentación y medios densos alcanzan el 23,37% de cumplimiento.

Parece que las rutas de tratamiento que tratan el residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación, y el residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos en instalaciones de fragmentación y medios densos cumplirán mejor –en mayor medida– los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para los años 2006 y 2015. Al analizar la combinación entre centros autorizados de tratamiento y tratamientos de fragmentación se observa que:

- Del total de 8.820 rutas de tratamiento que combinan centros autorizados de tratamiento tipo desguace e instalaciones de fragmentación, el 46,81% cumple los objetivos establecidos en la Directiva para el año 2006, y sólo un 9,61% los objetivos para el año 2015. En ambos casos, el grado de cumplimiento de los objetivos es prácticamente la mitad del conjunto total de rutas de tratamiento.
- Por otro lado, de las 8.820 rutas de tratamiento que combinan centros autorizados de tratamiento tipo desguace e instalaciones de fragmentación y medios densos el 82,19% cumple los objetivos establecidos para el año 2006, mientras que 12,27% cumpliría los objetivos establecidos para el año 2015. Es decir, el tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación y medios densos supone una mejora respecto a las instalaciones que fragmentan exclusivamente. La mejora lograda se sitúa en el entorno de la media del conjunto de rutas de tratamiento.
- Sin embargo, en el caso de las rutas de tratamiento que combinan centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación e instalaciones de fragmentación el número de rutas de tratamiento que cumplen los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para los años 2006 y 2015 son superiores a la media –90,14% y 21,88% frente a 78,93% y 17,50%.
- Además, en el caso de combinar los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación con instalaciones de fragmentación y medios densos los porcentajes de cumplimiento alcanzados son aún mayores –96,56% y 34,49%.

Los datos expuestos evidencian que tanto la tipología del centro autorizado de tratamiento –desguace o desfabricación– como el tipo de instalación de fragmentación –fragmentación exclusiva o fragmentación combinada con separación por medios densos– influye en el cumplimiento de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE. Así, se puede decir que los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación para el tratamiento del residuo LER 160104*, combinados con instalaciones de fragmentación y medios densos para el tratamiento del residuo LER 160106 son una buena alternativa para reducir la cantidad de residuos a eliminar.

Resta por analizar la influencia que las tecnologías de post-fragmentación tienen en el cumplimiento de la Directiva 2000/53/CE. Tras agrupar las rutas de tratamiento en función de la tecnología de post-fragmentación que consideran, se ordenan en función del cumplimiento del objetivo establecido por la Directiva 2000/53/CE para el año 2015 y para el año 2006. Los resultados obtenidos, Tabla 138, revelan distintos grados de cumplimiento:

- La práctica totalidad de rutas de tratamiento que consideran la tecnología de post-fragmentación Citron cumplen los objetivos evaluados.
- Las tecnologías de post-fragmentación Hidrólisis y ANL cumplen casi siempre los objetivos establecidos para el año 2006, mientras que dicho cumplimiento sólo es alcanzado por algo menos del 50% de las rutas cuando se refiere a los objetivos para el año 2015.
- Las tecnologías de gasificación catalítica, Reshment y VW-Sicon, si bien cumplen holgadamente los objetivos para el año 2006, el cumplimiento de los objetivos para el año 2015 es muy bajo –entorno al 25%.
- Existe un grupo intermedio formado por las tecnologías –SVZ Schwarze Pumpe, Thermostelect-Process, gasificación secuencial en horno rotativo, TwinRec, Salyp, R-Plus/Wesa SLF y horno de cementera– que cumplen con los objetivos para el año 2006 pero no los objetivos para el año 2015. En ambos casos, los porcentajes de cumplimiento son sustancialmente inferiores a las tres tecnologías indicadas en el punto anterior.
- Tal y como era de esperar, el depósito en vertedero prácticamente no cumple ninguno de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE.
- Similar incumplimiento alcanza, sorprendentemente, la co-incineración con residuos sólidos municipales.

Se puede decir que existen por lo tanto tres grupos de tecnologías de tratamiento: tecnologías que cumplen⁹ con los objetivos vigentes (año 2006) y futuros (año 2015) de la Directiva 2000/53/CE, tecnologías que cumplen sólo los objetivos vigentes, y tecnologías que no cumplen ninguno de los dos objetivos. El primer grupo estaría formado exclusivamente por la tecnología de tratamiento Citron. El segundo grupo lo formarían las tecnologías de gasificación catalítica, Reshment, VW-Sicon, SVZ Schwarze Pumpe, Thermostelect-Process, gasificación secuencial en horno rotativo, TwinRec, Salyp, R-Plus/Wesa SLF y horno de cementera. El tercer grupo estaría formado por el depósito en vertedero y la co-incineración de residuos sólidos municipales.

Para completar el análisis, debe observarse qué sucede cuando se consideran las distintas combinaciones entre tratamientos: centros autorizados de tratamiento, tratamientos de fragmentación y tratamientos de post-fragmentación. En primer lugar, se evalúa el cumplimiento de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2006, Figura 61, y en

⁹ Se considera que un objetivo se cumple si al menos la mitad de las rutas de tratamiento consideradas cumplen dicho objetivo.

segundo, el cumplimiento de los objetivos para el año 2015, Figura 62.

Tabla 138. Rutas de tratamiento, conjuntos por tecnología de fragmentación ordenados en función del cumplimiento de la Directiva 2000/53/CE

Orden	Conjunto	Tamaño	Objetivos 2006		Objetivos 2015	
		Nº de rutas total	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento	Nº de rutas que cumplen	Cumplimiento
1º	Base C.09	480	468	97,50%	468	97,50%
2º	Base C.06	6.240	6.076	97,37%	2.808	45,00%
3º	Base C.05	1.440	1.373	95,35%	540	37,50%
4º	Base C.11	480	414	86,25%	126	26,25%
5º	Base C.12	480	452	94,17%	118	24,58%
6º	Base C.04	1.440	1.307	90,76%	308	21,39%
7º	Base C.15	480	352	73,33%	70	14,58%
8º	Base C.14	480	336	70,00%	70	14,58%
9º	Base C.10	960	608	63,33%	92	9,58%
10º	Base C.13	960	672	70,00%	70	7,29%
11º	Base C.03	18.720	14.259	76,17%	1.294	6,91%
12º	Base C.02	1.440	887	61,60%	70	4,86%
13º	Base C.08	960	548	57,08%	0	0,00%
14º	Base C.01	240	31	12,92%	0	0,00%
15º	Base C.07	480	62	12,92%	0	0,00%

Al conjugar los distintos tratamientos y evaluar el grado de cumplimiento de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2006, Figura 61, se observa claramente que existe una diferencia significativa entre las rutas basadas en los centros autorizados de tratamiento del residuo LER 160104* tipo desguace –A.01– y en instalaciones de tratamiento del residuo LER 160106 que sólo aplican la fragmentación –B.01–, y el resto de tratamientos.

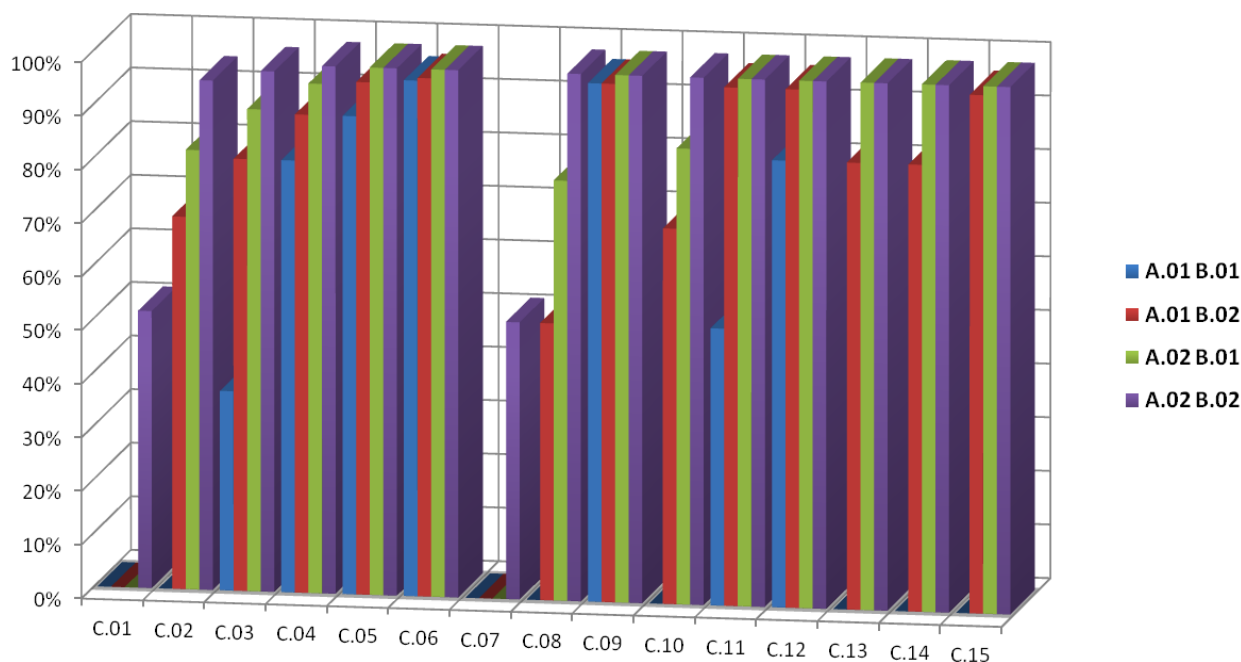


Figura 61. Cumplimiento de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2006, combinación entre centros autorizados de tratamiento, tratamientos de fragmentación y tratamientos de post-fragmentación

En el primer caso, las rutas de tratamiento sólo cumplen los mencionados objetivos en 6 de 15

supuestos –tecnologías de post-fragmentación VW-Sicon, ANL, hidrólisis, Citron, gasificación catalítica y Reshment. En el segundo caso, las rutas basadas en los centros autorizados de tratamiento del residuo LER 160104* tipo desguace –A.01– y en instalaciones de tratamiento del residuo LER 160106 que combinan la fragmentación con los medios densos –B.02–, y las rutas basadas en los centros autorizados de tratamiento del residuo LER 160104* tipo desfabricación –A.02– y en instalaciones de tratamiento del residuo LER 160106 que sólo aplican la fragmentación, cumplen casi todas las combinaciones con las tecnologías de post-fragmentación. Sólo el depósito en vertedero y la co-incineración con residuos sólidos municipales no cumplen los objetivos establecidos para el año 2006. Las rutas basadas en los centros autorizados de tratamiento del residuo LER 160104* tipo desfabricación –A.02– y en instalaciones de tratamiento del residuo LER 160106 que combinan la fragmentación con los medios densos –B.02– cumplen en todas las combinaciones con las tecnologías de post-fragmentación.

En cuanto a la evaluación del cumplimiento de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2015, Figura 62, se observan claramente dos hechos relevantes:

1. Las rutas basadas en los centros autorizados de tratamiento del residuo LER 160104* tipo desfabricación –A.02– y en instalaciones de tratamiento del residuo LER 160106 que combinan la fragmentación con los medios densos –B.02–, independientemente de la tecnología de post-fragmentación que apliquen, presentan mejores resultados.
2. La tecnología de post-fragmentación Citron, asociada a cualquier tipología de centro autorizado de tratamiento y cualquier tipo de instalación de fragmentación y medios densos, permite obtener las mejores tasas de cumplimiento de los objetivos definidos.

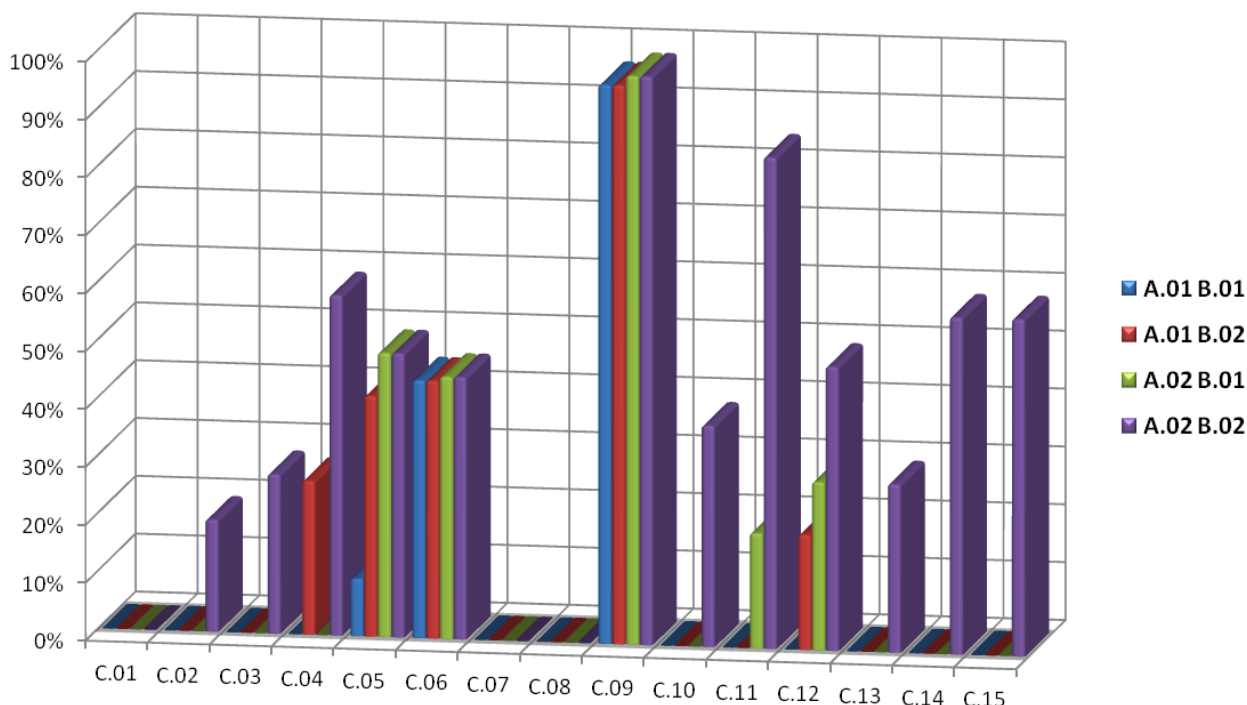


Figura 62. Cumplimiento de los objetivos establecidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2006, combinación entre centros autorizados de tratamiento, tratamientos de fragmentación y tratamientos de post-fragmentación

Al representar en gráficos tipo radar los resultados en función de los objetivos a cumplir –año 2006 ó 2015–, la tipología de centro autorizado de tratamiento –desguace o fabricación–, las instalaciones de fragmentación –solo fragmentación o fragmentación completada con medios densos– y la tipología de post-fragmentación (Figura 63, Figura 64, Figura 65, Figura 66, Figura 67, Figura 68, Figura 69, Figura 70, Figura 71, Figura 72, Figura 73, Figura 74, Figura 75, Figura

76 y Figura 77), se observan cuatro patrones de cumplimiento:

1. rutas de tratamiento que cumplen los objetivos^f en un único supuesto;
2. rutas de tratamiento que sólo cumplen parcialmente los objetivos para el año 2006;
3. rutas de tratamiento que cumplen parcialmente los objetivos para el año 2006 y en menor medida para el año 2015; y
4. rutas de tratamiento que cumplen todos los objetivos.

El primer patrón se corresponde con aquellas figuras que no presentan ningún área sombreada (Figura 63 y Figura 69). En base a ellas puede decirse que tanto el depósito en vertedero como la co-incineración con residuos sólidos municipales del residuo de fragmentación no son tecnologías de tratamiento para el residuo de fragmentación adecuadas, según el criterio que establecen los objetivos de la Directiva 2000/53/CE. La utilidad de estas tecnologías o tratamientos depende de la existencia de un proceso previo de desmontado sistemático (centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación) y una etapa de fragmentación que combine en la fragmentación con la separación en medios densos. Sólo de este modo se podría, en estos casos, cumplir los objetivos actualmente vigentes.

En el segundo patrón las gráficas tipo radar presentan áreas sombreadas casi coincidentes con el cuadrante inferior izquierdo (Figura 64, Figura 65, Figura 70, Figura 72, Figura 75 Figura 76 y Figura 77). Es decir, el cumplimiento de los objetivos establecidos para el año 2006 depende fuertemente de:

- que el residuo LER 160104* sea tratado en centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación; o
- que el residuo LER 160106 sea tratado en instalaciones de fragmentación que combinen técnicas de separación mediante fragmentación y medios densos.

Mientras que el cumplimiento de los objetivos para el año 2015 sólo es posible en algunos casos y siempre asociado a la tipología desfabricación de centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación y medios densos.

El tercer patrón es similar al segundo, pero aparecen áreas sombreadas en el cuadrante superior izquierdo y hacia el cuadrante inferior derecho (Figura 66, Figura 67, Figura 68, Figura 73 y Figura 74). Al igual que en el patrón anterior se observa cómo los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación y las instalaciones de fragmentación complementadas con medios densos son decisivas a la hora de cumplir con los objetivos para el año 2006. Sin embargo, se observa que el cumplimiento, ciertamente no elevado, de los objetivos para el año 2015 depende de la tecnología de post-fragmentación que se considere. En este sentido, indicar que sólo la combinación de centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación, instalaciones de fragmentación y medios densos, con las tecnologías de post-fragmentación de gasificación catalítica y VW-Sicon cumplen dichos objetivos.

De la observación del segundo y tercer patrón se puede inferir que las dos primeras etapas de tratamiento de los vehículos al final de su vida útil influyen fuertemente en el cumplimiento de los objetivos establecidos. Se puede afirmar que, el desmontaje en los centros autorizados de tratamiento y la separación complementaria de materiales mediante medios densos influyen en gran medida en el cumplimiento de los objetivos actuales y futuros exigidos en la Directiva 2000/53/CE.

^f Se considera que un objetivo se cumple si un mínimo del 50% de las rutas posibles de un subconjunto logran los valores establecidos en la Directiva 2000/53/CE.

Finalmente, el cuarto patrón se corresponde al conjunto de rutas de tratamiento que aplican la tecnología de post-fragmentación Citron. En este caso todas las combinaciones posibles cumplen tanto los objetivos para el año 2006, como los objetivos para el año 2015 establecidos en la Directiva 2000/53/CE. Debe, por lo tanto, entenderse que la tecnología de post-fragmentación Citron ejerce una clara influencia –independientemente del tipo de centro autorizado de tratamiento o de las instalaciones de fragmentación– a la hora de cumplir con las exigencias indicadas en la Directiva 2000/53/CE.

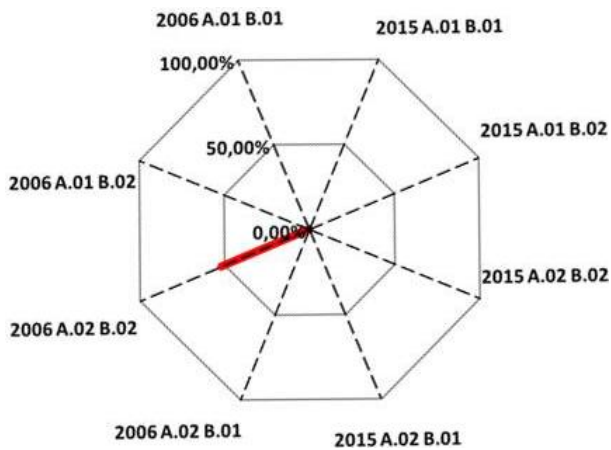


Figura 63. C.01 Depósito en vertedero, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

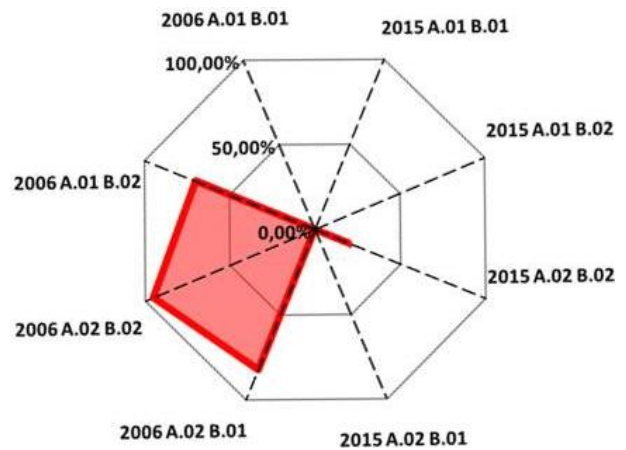


Figura 64. C.02 R-Plus/Wesa SLF, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

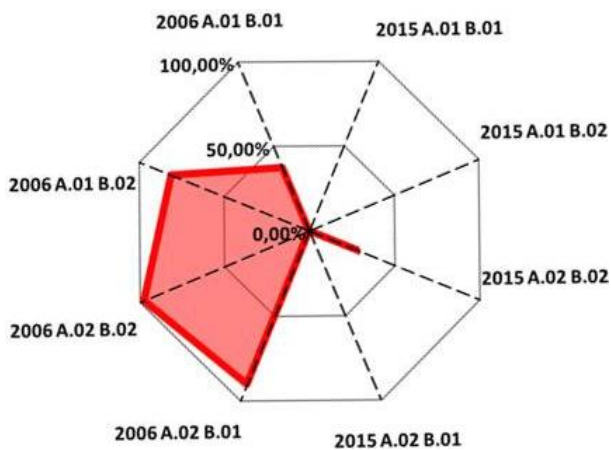


Figura 65. C.03 Salyp, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

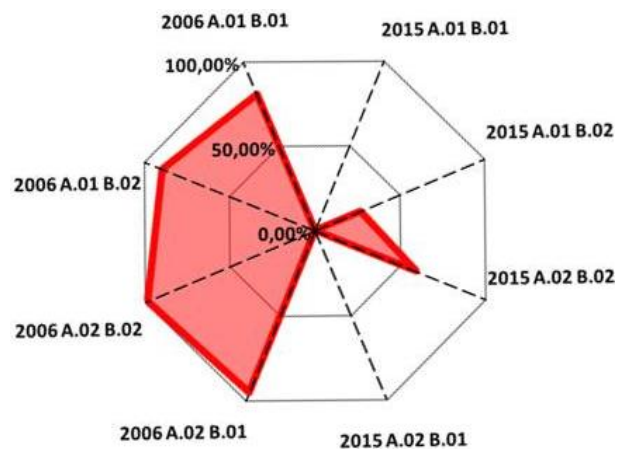


Figura 66. C.04 VW-Sicon, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

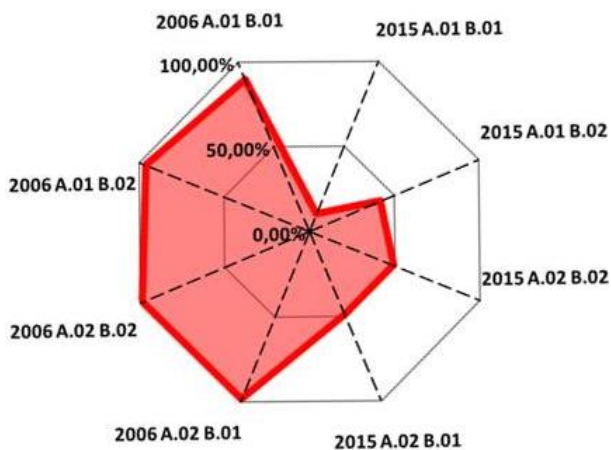


Figura 67. C.05 ANL, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

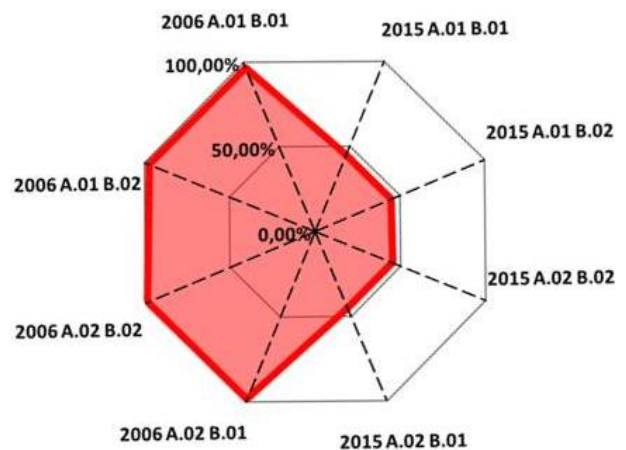


Figura 68. C.06 Hidrólisis, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

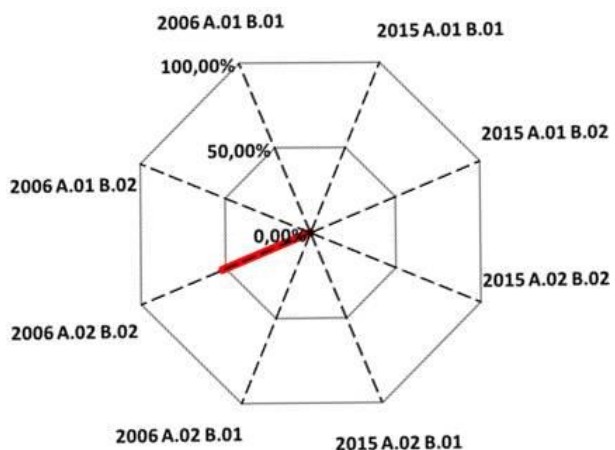


Figura 69. C.07 Co-incineración con residuos sólidos municipales, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

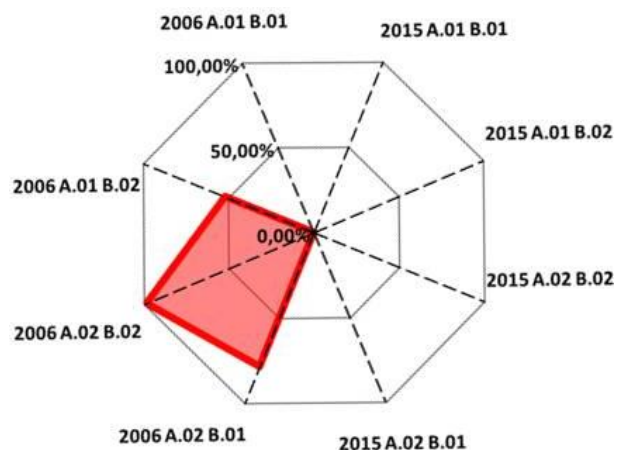


Figura 70. C.08 Horno de cementera, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

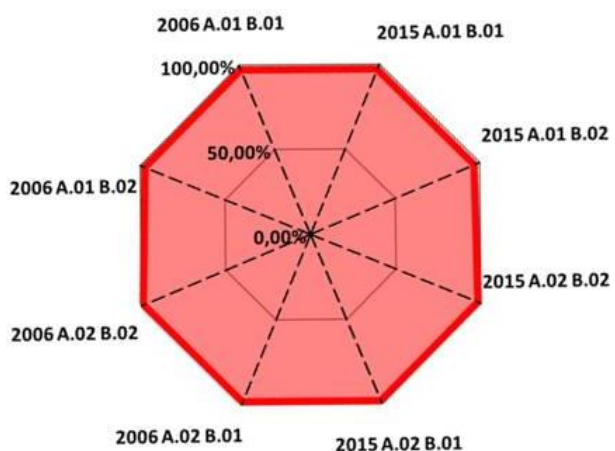


Figura 71. C.09 Citron, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

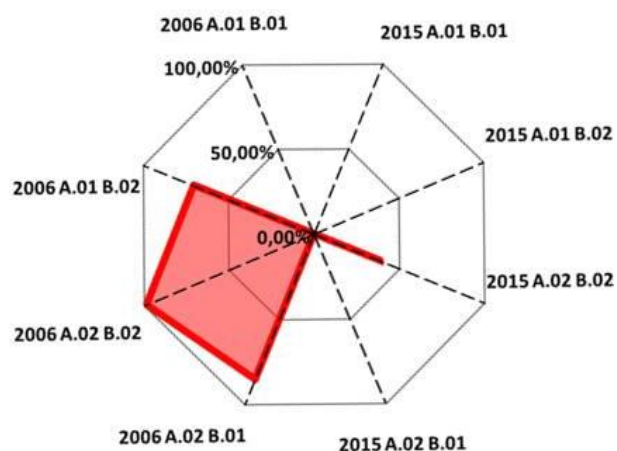


Figura 72. C.10 Gasificación secuencial en horno rotativo, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

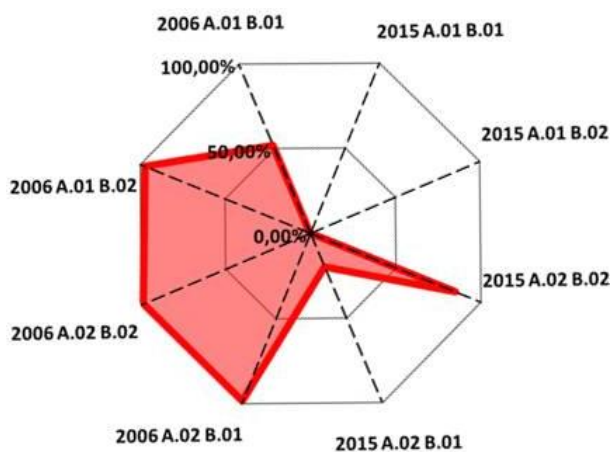


Figura 73. C.11 Gasificación catalítica, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

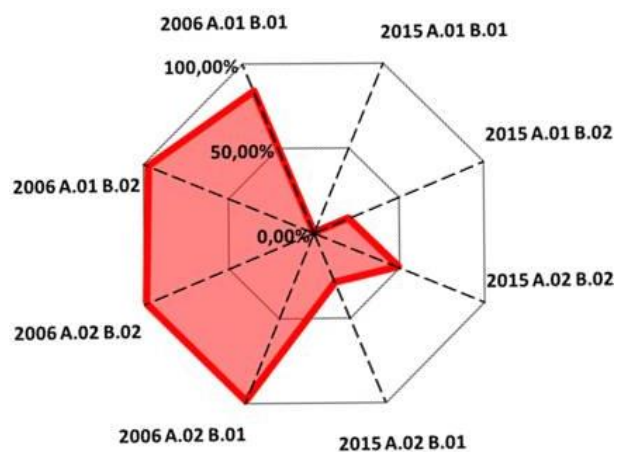


Figura 74. C.12 Reshment, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

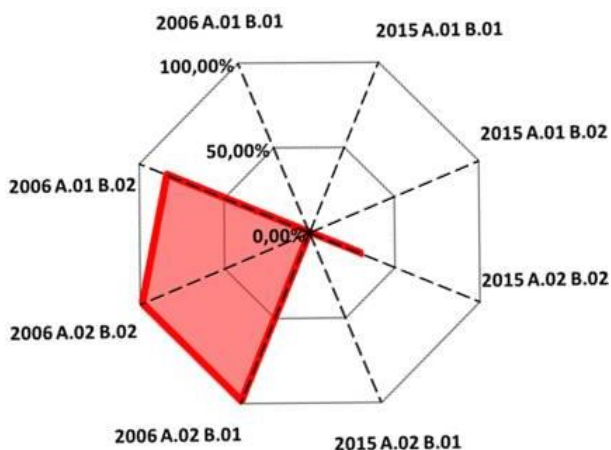


Figura 75. C.13 TwinRec, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

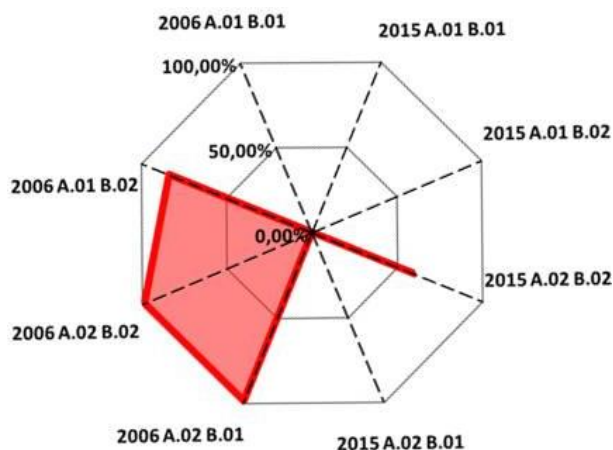


Figura 76. C.14 Thermosteect-Process, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

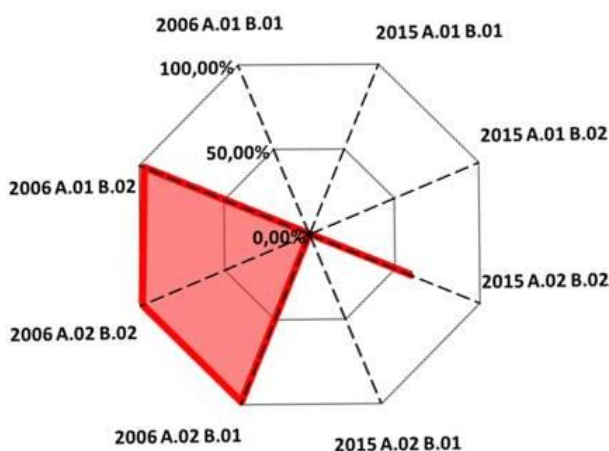


Figura 77. C.15 SVZ Schwarze Pumpe, cumplimiento Directiva 2000/53/CE

Como conclusión general de este apartado, debemos decir que si se quiere realmente promover la reutilización y el reciclado, limitar en parte la valorización, y limitar a cuotas muy reducidas la eliminación de residuos, el sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil debería de ser semejante a la combinación de las tecnologías aplicadas en:

- los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación;
- las instalaciones de fragmentación y medios densos; y
- los tratamientos de post-fragmentación basados en la tecnología Citron.

6.2 Indicadores de categoría de impacto ambiental

En este apartado se describirá la aplicación del Análisis del Ciclo de Vida al sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil, con el fin de obtener diversos indicadores de impacto ambiental que nos permitan evaluar la idoneidad –desde el punto de vista ambiental– de dicho sistema.

6.2.1 Objeto, alcance y unidad funcional

El objeto de este estudio es evaluar el impacto medioambiental del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil, expuesto en la Figura 59, considerando las diversas alternativas de tratamiento posibles derivadas de la combinación de:

- El tipo de centro autorizado de tratamiento en el que se recibe el residuo LER 160104*

Vehículos al final de su vida útil. Se proponen dos alternativas de tratamiento; los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –código A.01– y los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación –código A.02.

- El tipo de instalación de fragmentación al que se remite el residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos. Se proponen dos alternativas; las instalaciones de fragmentación –código B.01– y las instalaciones de fragmentación y medios densos –código B.02.
- El tipo de instalación o tecnología de tratamiento considerada para el tratamiento del residuo de fragmentación. Considerando lo descrito en el Capítulo 4, se proponen quince alternativas de tratamiento; C.01 Depósito en vertedero, C.02 R-Plus/Wesa SLF, C.03 Salyp, C.04 VW-Sicon, C.05 ANL, C.06 Hidrólisis, C.07 Co-incineración con residuos sólidos municipales, C.08 Horno de cementera, C.09 Citron, C.10 Gasificación secuencial en horno rotativo, C.11 Gasificación catalítica, C.12 Reshment, C.13 TwinRec, C.14 Thermoselect-Process y C.15 SVZ Schwarze Pumpe.
- Las posibles alternativas de tratamiento de otros residuos derivados del fin de vida de los vehículos. Se consideran las distintas alternativas de tratamiento descritas en el Capítulo 5 para los distintos residuos y tratamientos, recopiladas en la Tabla 139, y sus relaciones. Debe destacarse la existencia de dos situaciones diferentes para estos tratamientos, aquellos tratamientos que no dependen de otros tratamientos y aquellos que dependen de otros tratamientos. Como ejemplo del primer tipo se puede citar el tratamiento de absorbentes y similares D.13.1 Depósito en vertedero, que no genera residuos que deban ser tratados posteriormente. Por lo tanto, este tratamiento sólo supone en realidad una alternativa de tratamiento. Como ejemplo del segundo tipo se puede citar el tratamiento – alternativo al anterior– de absorbentes y similares D.13.2 Incineración. Dado que este tratamiento requiere del tratamiento posterior de las cenizas y escorias del proceso de incineración, con los tratamientos D.11.1 y D.11.2 como alternativas posibles, el tratamiento D.13.2 supone en realidad dos alternativas de tratamiento. La aplicación de este tipo de relaciones implica que el número de combinaciones de tratamiento posibles para, por ejemplo, los tratamientos de otros residuos y materiales sea de 17.252.352 en lugar de las 4.320 que se esperarían si se considera directamente la Tabla 139.
- Y la distancia máxima y mínima que recorren los distintos residuos entre tratamientos, según se detalla en la Tabla 133.

En función del objeto del presente Análisis del Ciclo de Vida se establecen los límites del sistema (Figura 59), que incluyen:

- el transporte de los vehículos al final de su vida útil hasta los centros autorizados de tratamiento;
- las operaciones y tratamientos aplicados al residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en los centros autorizados de tratamiento;
- las operaciones, tratamientos y transportes asociados al tratamiento del residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos en instalaciones de separación mediante fragmentación o medios densos;
- las operaciones, tratamientos y transportes asociados al residuo de fragmentación en instalaciones de post-fragmentación;
- las operaciones, tratamientos y transportes asociados a los residuos peligrosos y no peligrosos generados en los centros autorizados de tratamiento, instalaciones de fragmentación o medios densos, e instalaciones de post-fragmentación como consecuencia del procesado de vehículos al final de su vida útil; y
- los productos –energías, materiales, piezas y componentes– obtenidos durante el tratamiento de fin de vida de vehículos.

La función principal –fundamental– del sistema objeto de estudio es: tratar el residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil que recibe el sistema de tratamiento descrito.

Derivada de dicha función principal, se establece como unidad funcional para la aplicación del Análisis del Ciclo de Vida: 1.000 kg residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil remitidos –o recibidos– para su tratamiento como residuo al sistema de fin de vida objeto de estudio.

Tabla 139. Alternativas de tratamiento consideradas para otros residuos y materiales

Residuo	Código	Alternativa de tratamiento
Aceite y lubricante usado	D.01.1	Incineración
	D.01.2	Destilación
	D.01.3	Regeneración
Anticongelantes y refrigerantes	D.02.1	Incineración
	D.02.2	Reciclado
Líquido de frenos	D.03.1	Incineración
	D.03.2	Reciclado
Baterías	D.04.1	Reciclado
Otros combustibles	D.05.1	Incineración
Filtros de aceite	D.05.2	Tratamiento específico
Zapatillas de freno que contiene amianto	D.05.3	Depósito en vertedero
Neumáticos fuera de uso	D.06.1	Reciclado mecánico convencional
	D.06.2	Pulverización mecánica
	D.06.3	Pulverización criogénica
	D.06.4	Conversión energética en horno de combustión de residuos sólidos urbanos convencional
	D.06.5	Sustitución de combustible convencional en horno de cementera
Plásticos y polímeros	D.07.1	Depósito en vertedero
	D.07.2	Horno alto
	D.07.3	Horno de cementera
Vidrios	D.08.1	Depósito en vertedero
	D.08.2	Reciclado, producción de vidrio
	D.08.3	Recuperación, sustitución de la arena de sílice
Catalizadores	D.09.1	Recuperación de metales
Piezas y componentes	D.10.1	Reutilización mercado de segunda mano
Cenizas y escorias	D.11.1	Depósito en vertedero
	D.11.2	Depósito en vertedero materiales peligrosos
Inertes y vitrificados	D.12.1	Depósito en vertedero inertes
	D.12.2	Recuperación material
Absorbentes y similares	D.13.1	Depósito en vertedero
	D.13.2	Incineración
Otros disolventes y mezclas	D.13.3	Incineración
Lodos y aguas aceitosas	D.13.4	Incineración
Aguas aceitosas y similares	D.13.5	Tratamiento de aguas residuales

Como método de evaluación se propone el método ReCiPe (Goedkoop et ál., 2009) descrito en el apartado 2.2.3. En concreto, la definición completa del método aplicado es ReCiPe Endpoint (H) v1.06, Europe ReCiPe H/A, que hace referencia a:

- el nivel del método, nivel final;

- la perspectiva considerada, perspectiva jerárquica;
- versión del método, versión 1.06;
- el contexto geográfico para los conjuntos de caracterización, Europa; y
- el valor de normalización, promedio.

Las categorías de impacto que se tienen en cuenta son el daño a la salud humana, el daño a la diversidad del ecosistema y el daño a la disponibilidad de recursos. La razón para seleccionar dichas categorías de impacto se basa en que al tratarse de categorías de impacto de punto final –y como tales son la agregación de diversas categorías de impacto de punto medio– se consideran útiles para la toma de decisiones.

6.2.2 Análisis de inventario

Como datos considerados para el análisis de inventario se remite a las tablas de inventario recopiladas y expuestas en el apartado 3.3 para los centros autorizados de tratamiento y las instalaciones de fragmentación y medios densos; los apartados 4.3, 4.4, 4.5 y 4.6 para los tratamientos de post-fragmentación aplicados al residuo de fragmentación; los apartados incluidos en el Capítulo 5 referidos al tratamiento de otros residuos y materiales derivados del fin de vida de vehículos; y el apartado 5.14 para el transporte de residuos entre procesos o tratamientos.

Con el fin de adecuar los flujos de entrada y salida de los distintos procesos, según la unidad funcional establecida, de modo que se inventaríen las entradas y salidas del total del sistema para cada una de las combinaciones de tratamiento consideradas derivadas del tratamiento de 1.000 kg de vehículo al final de su vida útil, se propone la expresión general para su cálculo mostrada en la Ecuación 21.

$$m_i = m_A + m_B + m_C + \sum_j m_{DA} + \sum_j m_{DC} + \sum_j m_{DD} \quad \text{Ecuación 21}$$

Donde:

- m_i es el total de la magnitud de la intervención i . Como ejemplos de intervenciones se pueden citar, entre otros: la energía eléctrica consumida, los combustibles necesarios para el tratamiento o proceso, el consumo de agua, la cantidad de material auxiliar necesaria para el control de emisiones, el cloro emitido a la atmósfera, la cantidad de transporte, la energía generada, los productos y coproductos obtenidos, los residuos vitrificados generados, las escorias y cenizas del tratamiento.
- m_A es la contribución al total de la magnitud de la intervención i del tratamiento o proceso A. El subíndice A se refiere, según la codificación descrita en la Tabla 134, al conjunto de alternativas de tratamiento A.01 y A.02, del residuo LER 160104*.
- m_B es la contribución al total de la magnitud de la intervención i del tratamiento o proceso B. El subíndice B se refiere, según la codificación descrita en la Tabla 134, al conjunto de alternativas de tratamiento B.01 y B.02 del residuo LER 160106 procedente de la correspondiente alternativa de tratamiento del conjunto A.
- m_C es la contribución al total de la magnitud de la intervención i del tratamiento o proceso C. El subíndice C se refiere, según la codificación descrita en la Tabla 134, al conjunto de alternativas de tratamiento C.01, C.02, C.03, C.04, C.05, C.06, C.07, C.08, C.09, C.10, C.11, C.12, C.13, C.14 y C.15 del residuo de fragmentación procedente de la correspondiente alternativa de tratamiento del conjunto B.
- $\sum_j m_{DA}$ es la contribución al total de la magnitud de la intervención i de cada uno de los tratamientos o procesos D aplicados al conjunto j de residuos y materiales generados –

excepto el residuo LER 160106– en la correspondiente alternativa de tratamiento del conjunto A. El subíndice D se refiere, según la codificación descrita en la Tabla 134, al conjunto de alternativas de tratamiento detalladas en la Tabla 139.

- $\sum_j m_{DC}$ es la contribución al total de la magnitud de la intervención i de cada uno de los tratamientos o procesos D aplicados al conjunto j de residuos y materiales generados en la correspondiente alternativa de tratamiento del conjunto C.
- $\sum_j m_{DD}$ es la contribución al total de la magnitud de la intervención i de cada uno de los tratamientos o procesos D aplicados al conjunto j de residuos y materiales generados en la correspondiente alternativa de tratamiento del conjunto D.

La Ecuación 21 aplicada a un proceso o tratamiento Z, se puede reescribir como, Ecuación 22:

$$m_i = m_z + T_z - \sum_q PE_z + \sum_j m_{DZ} \tag{Ecuación 22}$$

Donde:

- m_z es la contribución al total de la magnitud de la intervención i del tratamiento o proceso Z.
- T_z es la contribución al total de la magnitud de la intervención i del tratamiento o proceso Z debida al transporte desde el tratamiento o proceso anterior hasta el tratamiento o proceso Z^s.
- $\sum_q PE_z$ es la contribución al total de la magnitud de la intervención i de cada uno de los q productos evitados generados por el tratamiento o proceso Z. En la Tabla 140 del Anexo se indican los códigos de los productos evitados.
- $\sum_j m_{DZ}$ es la contribución al total de la magnitud de la intervención i de cada uno de los tratamientos o procesos D aplicados al conjunto j de residuos y materiales generados en el tratamiento o proceso Z.

Tabla 140. Códigos utilizados para la codificación del transporte y de los productos evitados

Código	Concepto
T.01	Transporte entre procesos y tratamientos
PE.	Energía, producto o material obtenido como resultado del tratamiento de un residuo
PE.01	Electricidad vertida a la red
PE.02	Aluminio, chatarra de aluminio
PE.03	Chatarra férrica, chatarra metálica, acero
PE.04	Vidrio
PE.05	Aceite base
PE.06	Chatarra de cobre, concentrado de cobre
PE.07	Metales no ferrosos, acero inoxidable
PE.08	Plomo, plomo refinado
PE.09	Asfalto, asfalto fluxado
PE.10	Azufre
PE.11	Carbón
PE.12	Clínker

^s Debe recordarse que, en el marco del Análisis del Ciclo de Vida el transporte se cuantifica como combinación de la masa transportada y la distancia de transporte. Sus unidades, por ejemplo, son kg·km.

Código	Concepto
PE.13	Concentrado de calcio
PE.14	Yeso
PE.15	Sal común, cloruro de sodio
PE.16	Concentrado de cinc
PE.17	Mercurio, mercurio (99,99% de pureza)
PE.18	Estaño
PE.19	Concentrado de hierro-manganeso
PE.20	Concentrado de sílice
PE.21	Paladio
PE.22	Platino
PE.23	Rodio
PE.24	Etilenglicol
PE.25	Propilenglicol
PE.26	Gasóleo
PE.27	Gasóleo ligero
PE.28	Gasóleo marino
PE.29	Fracción ligera restante (hidrocarburos)
PE.30	Acrilonitrilo butadieno estireno
PE.31	Policarbonato
PE.32	Poliestireno de alto impacto
PE.33	Polietileno
PE.34	Polipropileno
PE.35	Poliuretano
PE.36	Gomas, gránulos y polvo de caucho, caucho etileno propileno dieno
PE.37	Fracción plástica alto contenido PVC
PE.38	Textiles

Respecto a la definición y asignación de cuestiones ambientales a los productos evitados, se deben destacar las consideraciones siguientes:

- Energía eléctrica producida, PE.01. Se considera que, toda la energía eléctrica generada que es finalmente vertida a la red eléctrica pública se suministra en media tensión. Es por lo tanto equivalente a la energía eléctrica producida en media tensión excluyendo la red de distribución.
- Aluminio, chatarra de aluminio, concentrado de aluminio, PE.02. Según datos de la European Aluminium Association (2008), se necesitan 1.007 kg de chatarra de aluminio – como materia prima– para producir 1.000 kg de aluminio nuevo. Classen y otros (2009) muestran que el aluminio secundario obtenido a partir de chatarra de aluminio puede utilizarse para la producción de aluminio de modo similar al aluminio primario obtenido utilizando óxido de aluminio y fluoruro de aluminio. En conjunto, se puede decir que 1.000 kg de chatarra de aluminio o concentrado de aluminio evitan la utilización –como materias primas– de 18,55 kg de fluoruro de aluminio y de 1.907,74 kg de óxido de aluminio.
- Acero, chatarra metálica, chatarra férrica, concentrado de hierro, metales ferrosos, PE.03. Analizando el proceso primario de producción del acero (Classen et ál., 2009) puede considerarse que la chatarra férrica remitida para su reciclado en la industria siderometalúrgica realiza similar función, como materia prima, que el arrabio metalúrgico utilizado para la producción de acero y hierro. En la producción secundaria del acero, sin

embargo, se puede utilizar como materia prima exclusivamente chatarra férrica en la producción de acero en hornos de arco eléctrico (Yeonbae y Worrell, 2002). La limitación para el uso o sustitución del arrabio por chatarra metálica proviene fundamentalmente de la posible merma en la calidad del acero producido (Gielen y Moriguchi, 2002).

En el presente estudio, se considera que un kg de acero, chatarra metálica o chatarra férrica equivale a un kg de arrabio (con un aporte máximo de hasta un 20% de materia prima de acero, chatarra metálica o chatarra férrica como límite para evitar mermas en la calidad del material producido).

Indicar también que la aleación de hierro-cobre generada durante el tratamiento del residuo de fragmentación mediante la tecnología Thermoselect-Process se considera equivalente a las chatarras descritas.

- Vidrio, PE.04. El vidrio tratado o calcín listo para ser utilizado como materia prima directa para la obtención de nuevo vidrio evita el consumo de la misma cantidad de materias primas (Pilkington Group Limited, 2010). Las materias primas utilizadas para la obtención de vidrio son 12,73% caliza, 7,16% dolomía, 13,27% feldespato, 47,89% arena y 18,95% carbonato (o sulfato) sódico (Kellenberger et ál., 2007).
- Aceite base, PE. 05. Existen diversas alternativas para obtener aceite base a partir del petróleo: refinado, destilación, desasfaltado, refinado tradicional o desparafinado. Estos procesos suelen complementar las operaciones básicas de hidrogenación o craqueo que se realizan en las refinerías petroquímicas. De todas ellas, se considera que el craqueo del gasóleo diesel permite, seguido de los procesos de destilación y desparafinado para incrementar su calidad, obtener lubricante base. En concreto, la bibliografía consultada indica que para obtener un kg de lubricante se precisa de 1,33 kg de gasóleo diesel (Althaus et ál., 2007). A partir de dichas consideraciones, se establece que un kg de aceite base obtenido evita el uso de 1,33 kg de gasóleo diesel.
- Cobre, chatarra de cobre, PE.06. El cobre y el molibdeno coexisten en la naturaleza en depósitos pórfidos, como molibdenita (MoS_2) y calcopirita (CuFeS_2). Esta circunstancia hace que, a nivel mundial, la mitad del molibdeno sea un coproducto obtenido en la producción de cobre primario mientras que para la otra mitad el coproducto es el cobre. Respecto a la producción de cobre, se necesitan una media de 3,48 t de materia prima de mineral de cobre para producir una tonelada de cobre (Classen et ál., 2009). Por otro lado, según estudios de la Copper Development Association Inc. (Jolly, 2010), la utilización de 1.161,98 kg de chatarra de cobre permite producir una tonelada de cobre similar al cobre primario. Considerando los datos expuestos se establece que una tonelada de chatarra de cobre o concentrado de cobre es equivalente a 2,99 t de materia prima de mineral de cobre.
- Metales no ferrosos, PE.07. Dado que la procedencia de las mezclas de metales no ferrosos es en este estudio los vehículos, se considera que estas mezclas están compuestas básicamente por restos de piezas y componentes de aluminio y de cobre. Considerando las proporciones medias de aluminio y de cobre presentes en los vehículos, Tabla 111, se asume que el aluminio representa el 88,5% y el cobre el 11,5% restante. En base a esta suposición se combinan los productos evitados derivados del aluminio y del cobre para obtener la equivalencia del producto evitado denominado Metales no ferrosos.
- Plomo, plomo refinado, PE.08. Considerando el conjunto de etapas para la obtención del plomo (Classen et ál., 2009), el plomo o plomo refinado que se obtiene de los tratamientos aplicados al residuo de fragmentación y a las baterías usadas se considera equivalente al producto obtenido en la primera etapa de fundición del proceso de obtención de plomo.
- Estaño, PE.19. El estaño obtenido durante el tratamiento del residuo de fragmentación mediante la aplicación de la tecnología ANL se considera equivalente al estaño mineral concentrado obtenido mediante extracción y concentración en mina descrito por Classen y

otros (2009). En concreto, se estima que son necesarios 1.170 kg de materia prima y 40,80 MJ de energía para producir una tonelada de estaño mineral concentrado.

- Paladio, PE.21. El paladio obtenido durante el tratamiento de los catalizadores extraídos a los vehículos en su fin de vida se considera equivalente al paladio descrito por Classen y otros (2009). Dicha equivalencia se aplica al mineral obtenido por la industria minera rusa y sudafricana. Se excluye el transporte.
- Platino, PE.22. El platino obtenido durante el tratamiento de los catalizadores extraídos a los vehículos en su fin de vida se considera equivalente al platino descrito por Classen y otros (2009). Dicha equivalencia se aplica al mineral obtenido por la industria minera rusa y sudafricana. Se excluye el transporte.
- Rodio, PE.23. El paladio obtenido durante el tratamiento de los catalizadores extraídos a los vehículos en su fin de vida se considera equivalente al rodio descrito por Classen y otros (2009). Dicha equivalencia se aplica al mineral obtenido por la industria minera rusa y sudafricana. Se excluye el transporte.

En cuanto a las reglas de asignación de flujos, emisiones y vertidos, como norma general se imputan todas las cuestiones ambientales de un proceso o tratamiento a la cantidad de residuo entrante. Dado que habitualmente el residuo entrante es único, la asignación normalmente es directa. Sin embargo, existen tres procesos o tratamientos que presentan dos residuos entrantes: la tecnología de tratamiento Reshment (apartado 4.6.1), la tecnología de tratamiento Thermostelect-Process (apartado 4.6.3) y la tecnología de tratamiento SVZ Schwarze Pumpe (apartado 4.6.4). En las tres tecnologías de tratamiento, la mezcla del residuo principal –el residuo de fragmentación– con otros residuos se realiza con el fin de homogeneizar las propiedades físico-químicas del residuo a tratar.

La tecnología de tratamiento Reshment presenta como entradas el residuo de fragmentación y una cantidad de cenizas volantes procedentes de la incineración de residuos sólidos municipales. Habitualmente las cenizas volantes procedentes de la incineración de residuos sólidos son depositadas en vertederos, ver apartado 5.11. Por dicho motivo, y dado que al ser utilizadas en este proceso no se generará el impacto ambiental esperado, se considera que su utilización en este tratamiento supone un beneficio para el medio ambiente al evitar su depósito en vertedero. Por lo tanto, como equivalente a dichas cenizas se considerarán las cuestiones ambientales asociadas a su depósito en vertedero, pero con signo contrario. Como en este estudio se han planteado dos alternativas de tratamiento para las cenizas de incineración – depósito en vertedero y depósito en vertedero de materiales peligrosos– se considera una equivalencia a partes iguales entre dichas alternativas de tratamiento.

Las tecnologías de tratamiento Thermostelect-Process y SVZ Schwarze Pumpe presentan como residuos entrantes: el residuo de fragmentación y diversas cantidades de residuos sólidos urbanos. En este caso, también la utilización de residuos sólidos urbanos supone evitar su depósito en vertedero. Por lo tanto, como equivalente a dichos residuos sólidos urbanos se considerarán las cuestiones ambientales asociadas a su depósito en vertedero inventariadas en la referencia *Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill/CH U* de la base de datos Ecoinvent v.2 (ecoinvent Centre, 2010), también con signo negativo.

Las referencias utilizadas para para la realización de este Análisis del Ciclo de Vida se exponen en la Tabla 162 del Anexo. Además, debe resaltarse que no se consideran los aspectos ambientales asociados a las infraestructuras de los procesos, tratamientos, transportes y productos.

A partir de los flujos de entrada y salida obtenidos, se determina el inventario del sistema de tratamiento de vehículos en su fin de vida mediante el programa informático Sima Pro 7.3.2 (PRé Consultants, 2012) y la base de datos Ecoinvent v.2 (ecoinvent Centre, 2010). Las

referencias utilizadas para completar el inventario del estudio de Análisis del Ciclo de Vida se detallan en la Tabla 162 del Anexo.

6.2.3 Evaluación de impacto ambiental

A partir de los datos obtenidos en el análisis de inventario se procede a realizar la evaluación de impacto ambiental del sistema objeto de estudio. La evaluación de impacto, considerando el método ReCiPe anteriormente citado, permite obtener la evaluación del daño a las áreas de protección de la salud humana, diversidad del ecosistema y disponibilidad de los recursos.

Como el objeto de este estudio es evaluar el impacto medioambiental del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil, considerando las diversas alternativas de tratamiento posible, y el número de alternativas de tratamiento posibles es elevado, se opta por presentar los resultados obtenidos de dos modos diferentes: desagregados y agregados.

Los resultados en formato desagregado representan los impactos ambientales por masa de residuo tratado (Tabla 163 del Anexo), masa por distancia transportada (Tabla 164 del Anexo) y masa de producto evitado o energía (Tabla 165 del Anexo). Utilizando los datos desagregados se puede determinar el impacto ambiental de un proceso o tratamiento –o del sistema completo– aplicando la Ecuación 23.

$$I_P = m_P \cdot I_P + m_P \cdot d_P \cdot I_{Trans} + \sum_q m_{RES,q} \cdot I_{RES,q} - \sum_j m_{PE,j} \cdot I_{PE,j} \quad \text{Ecuación 23}$$

Donde:

- m_P es la masa de residuo a tratar en el proceso o tratamiento P, expresada en kg.
- I_P es el valor del indicador de impacto de la categoría de impacto correspondiente –daño a la salud humana, daño a la diversidad del ecosistema o daño a la disponibilidad de recursos– para el tratamiento P (Tabla 163 del Anexo), expresado en unidades de la categoría de impacto por kg de residuo.
- d_P es la distancia que se transporta el residuo a tratar hasta el proceso o tratamiento P, expresada en km. En la Tabla 133 se indican las distancias para el transporte de residuos consideradas.
- I_{Trans} es el valor del indicador de impacto de la categoría de impacto correspondiente para del transporte (Tabla 164 del Anexo), expresado en unidades de la categoría de impacto por kg de residuo por km transportado.
- $\sum_q m_{RES,q} \cdot I_{RES,q}$ es el impacto total del tratamiento de los residuos q generados en el proceso o tratamiento P. Se obtiene como sumatorio del producto de las masas de residuos q y los valores de los indicadores de impacto de la categoría de impacto correspondiente de los tratamientos a los que se remiten dichos residuos q . Siendo $m_{RES,q}$ la masa en kg del residuo q , e $I_{RES,q}$ el valor del indicador de impacto del tratamiento de dicho residuo.
- $\sum_j m_{PE,j} \cdot I_{PE,j}$ es el impacto total evitado por los j productos o energías obtenidos en el proceso o tratamiento P. Se calcula como sumatorio del producto de las masas o energías de los productos evitados j y los valores de los indicadores de impacto de la categoría de impacto correspondiente de los productos evitados j (Tabla 165 del Anexo). Siendo $m_{PE,j}$ la masa o energía en kg o kWh del producto evitado j , e $I_{PE,j}$ el valor del indicador de impacto del producto evitado.

Dada la elevada cantidad de información obtenida, la agregación de resultados por subconjuntos de rutas se considera más adecuada para el análisis posterior de los mismos. El modo en que se han agregado los resultados es similar al planteado para el cálculo de los

indicadores ambientales del apartado 6.1. Los subconjuntos considerando el esquema mostrado en Figura 78. En la práctica, dado que para los centros autorizados de tratamiento, las instalaciones de fragmentación y los tratamientos post-fragmentación se obtienen los niveles mínimo y máximo de impacto ambiental, los subconjuntos considerados son 480. En la Tabla 166 del Anexo se enumeran dichos subconjuntos.

Por otro lado, dado que se consideran dos niveles de transporte –distancia mínima o máxima que recorren los residuos hasta su tratamiento– los 480 subconjuntos se replican para dos escenarios de transporte: transporte bajo y transporte alto.

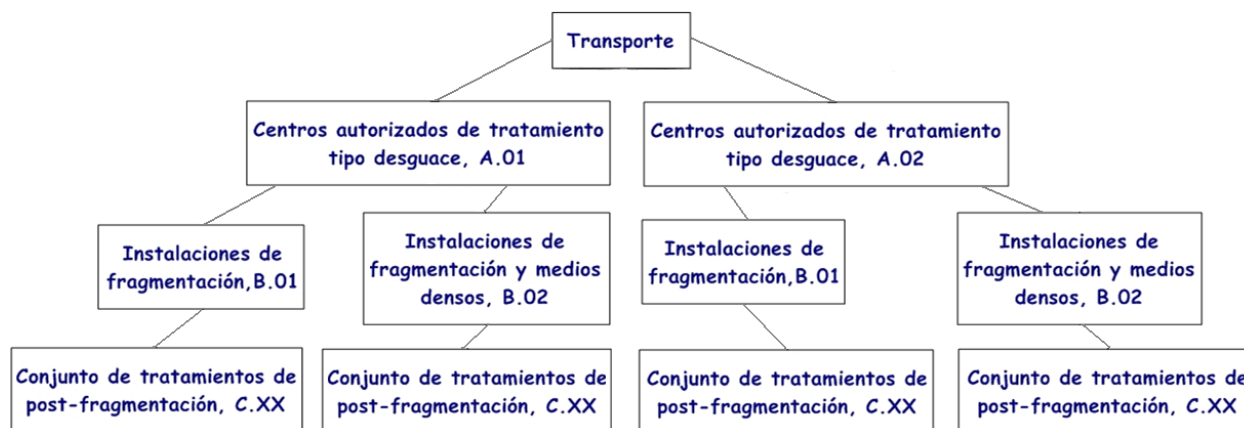


Figura 78. Esquema para la definición de subconjuntos

Dado que los vehículos al final de su vida útil que son tratados *recorren* el sistema de tratamiento en un orden lógico (tratamiento en centros autorizados, tratamiento de fragmentación y tratamiento de post-fragmentación), para facilitar la posterior interpretación de los resultados obtenidos se mostrarán los dichos resultados en el orden lógico de las tres etapas fundamentales del sistema: centros autorizados de tratamiento, instalaciones de fragmentación y medios densos, e instalaciones y tratamientos de post-fragmentación.

1. Centros autorizados de tratamiento, A.01 y A.02, para el tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil (ver Tabla 141).

Para los resultados de la etapa de tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en los centros autorizados de tratamiento, se pueden determinar los valores mínimos y máximos de la evaluación de impacto imputables a dicha etapa, y diferenciar entre la tipología de centro autorizado de tratamiento y las dos alternativas de transporte consideradas –transporte bajo y transporte alto.

Tabla 141. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida parcial del sistema objeto de estudio: hasta centros autorizados de tratamiento

CAT; transporte	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
Tipo desguace, A.01; transporte bajo	Daño a la salud humana	$-4,370 \cdot 10^{-5}$	$8,892 \cdot 10^{-5}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-1,591 \cdot 10^{-7}$	$4,405 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-6,176 \cdot 10^{+2}$	$4,552 \cdot 10^{+1}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.01; transporte alto	Daño a la salud humana	$4,012 \cdot 10^{-6}$	$1,366 \cdot 10^{-4}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$2,434 \cdot 10^{-8}$	$6,239 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-4,929 \cdot 10^{+2}$	$1,703 \cdot 10^{+2}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02;	Daño a la salud humana	$-9,177 \cdot 10^{-5}$	$3,469 \cdot 10^{-5}$	DALY/t de VFU

CAT; transporte	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
transporte bajo	Daño a la diversidad del ecosistema	$-2,172 \cdot 10^{-7}$	$1,748 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-7,231 \cdot 10^{+2}$	$-3,449 \cdot 10^{+1}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02;	Daño a la salud humana	$4,061 \cdot 10^{-5}$	$1,670 \cdot 10^{-4}$	DALY/t de VFU
transporte alto	Daño a la diversidad del ecosistema	$2,918 \cdot 10^{-7}$	$6,835 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-3,772 \cdot 10^{+2}$	$3,115 \cdot 10^{+2}$	\$/t de VFU

2. Instalaciones de fragmentación y medios densos, B.01 y B.02, para el tratamiento del residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos (ver Tabla 142 y Tabla 143).

Si se aplica similar procedimiento a la etapa de tratamiento del residuo LER 160106, se pueden agrupar los resultados en función de la tipología de centro autorizado de tratamiento, instalación de fragmentación o medios densos y las dos alternativas de transporte posibles.

Tabla 142. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida parcial del sistema objeto de estudio: hasta instalaciones de fragmentación y medios densos, transporte bajo

CAT; FRAG	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
Tipo desguace, A.01; fragmentadora, B.01	Daño a la salud humana	$-3,017 \cdot 10^{-3}$	$-1,565 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-9,055 \cdot 10^{-6}$	$-1,960 \cdot 10^{-6}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-8,263 \cdot 10^{+3}$	$-4,013 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.01; fragmentadora, B.02	Daño a la salud humana	$-2,464 \cdot 10^{-3}$	$-1,285 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-7,315 \cdot 10^{-6}$	$-1,740 \cdot 10^{-6}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-6,823 \cdot 10^{+3}$	$-3,273 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02; fragmentadora, B.01	Daño a la salud humana	$-2,549 \cdot 10^{-3}$	$-1,315 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-8,049 \cdot 10^{-6}$	$-2,026 \cdot 10^{-6}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-7,368 \cdot 10^{+3}$	$-3,710 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02; fragmentadora, B.02	Daño a la salud humana	$-2,091 \cdot 10^{-3}$	$-1,085 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-6,512 \cdot 10^{-6}$	$-1,793 \cdot 10^{-6}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-6,109 \cdot 10^{+3}$	$-3,031 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU

Tabla 143. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida parcial del sistema objeto de estudio: hasta instalaciones de fragmentación y medios densos, transporte alto

CAT; FRAG	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
Tipo desguace, A.01; fragmentadora, B.01	Daño a la salud humana	$-2,722 \cdot 10^{-3}$	$-1,273 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-7,917 \cdot 10^{-6}$	$-8,386 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-7,447 \cdot 10^{+3}$	$-3,251 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.01; fragmentadora, B.02	Daño a la salud humana	$-2,134 \cdot 10^{-3}$	$-9,580 \cdot 10^{-4}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-6,045 \cdot 10^{-6}$	$-4,835 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU

CAT; FRAG	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-5,925 \cdot 10^{+3}$	$-2,419 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02; fragmentadora, B.01	Daño a la salud humana	$-2,272 \cdot 10^{-3}$	$-1,041 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-6,981 \cdot 10^{-6}$	$-9,722 \cdot 10^{-7}$	especies-año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-6,606 \cdot 10^{+3}$	$-2,994 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02; fragmentadora, B.02	Daño a la salud humana	$-1,775 \cdot 10^{-3}$	$-7,725 \cdot 10^{-4}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-5,298 \cdot 10^{-6}$	$-5,900 \cdot 10^{-7}$	especies-año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-5,255 \cdot 10^{+3}$	$-2,213 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU

3. Instalaciones y tratamientos de post-fragmentación, C.01 a C.15, para el tratamiento de los residuos de post-fragmentación. Los resultados de esta tercera etapa son, además, los resultados del total del sistema de tratamiento de vehículos considerado.

Es posible, agrupar los resultados de esta etapa en función de la tipología de centro autorizado de tratamiento, instalación de fragmentación o medios densos y las dos alternativas de transporte consideradas de modo que se disponga de un resumen con los valores mínimos y máximos de dichas combinaciones (Tabla 144 y Tabla 145).

Tabla 144. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida total del sistema objeto de estudio, transporte bajo

CAT; FRAG; PST-FRAG	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
Tipo desguace, A.01; fragmentadora, B.01;	Daño a la salud humana	$-3,017 \cdot 10^{-3}$	$-1,565 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-9,055 \cdot 10^{-6}$	$-1,960 \cdot 10^{-6}$	especies-año/t de VFU
post-fragmentación, C.XX	Daño a la disponibilidad de recursos	$-8,263 \cdot 10^{+3}$	$-4,013 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.01; fragmentadora, B.02;	Daño a la salud humana	$-2,464 \cdot 10^{-3}$	$-1,285 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-7,315 \cdot 10^{-6}$	$-1,740 \cdot 10^{-6}$	especies-año/t de VFU
post-fragmentación, C.XX	Daño a la disponibilidad de recursos	$-6,823 \cdot 10^{+3}$	$-3,273 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02; fragmentadora, B.01;	Daño a la salud humana	$-2,549 \cdot 10^{-3}$	$-1,315 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-8,049 \cdot 10^{-6}$	$-2,026 \cdot 10^{-6}$	especies-año/t de VFU
post-fragmentación, C.XX	Daño a la disponibilidad de recursos	$-7,368 \cdot 10^{+3}$	$-3,710 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02; fragmentadora, B.02;	Daño a la salud humana	$-2,091 \cdot 10^{-3}$	$-1,085 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-6,512 \cdot 10^{-6}$	$-1,793 \cdot 10^{-6}$	especies-año/t de VFU
post-fragmentación, C.XX	Daño a la disponibilidad de recursos	$-6,109 \cdot 10^{+3}$	$-3,031 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU

Tabla 145. Resumen de resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida total del sistema objeto de estudio, transporta alto

CAT; FRAG; transporte	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
Tipo desguace, A.01; fragmentadora, B.01;	Daño a la salud humana	$-2,722 \cdot 10^{-3}$	$-1,273 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
	Daño a la diversidad del ecosistema	$-7,917 \cdot 10^{-6}$	$-8,386 \cdot 10^{-6}$	especies-año/t de VFU
post-fragmentación, C.XX	Daño a la disponibilidad de recursos	$-7,447 \cdot 10^{+3}$	$-3,251 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU

CAT; FRAG; transporte	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
Tipo desguace, A.01;	Daño a la salud humana	$-2,134 \cdot 10^{-3}$	$-9,580 \cdot 10^{-4}$	DALY/t de VFU
fragmentadora, B.02;	Daño a la diversidad del ecosistema	$-6,045 \cdot 10^{-6}$	$-4,835 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
post-fragmentación, C.XX	Daño a la disponibilidad de recursos	$-5,925 \cdot 10^{+3}$	$-2,419 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02;	Daño a la salud humana	$-2,272 \cdot 10^{-3}$	$-1,041 \cdot 10^{-3}$	DALY/t de VFU
fragmentadora, B.01;	Daño a la diversidad del ecosistema	$-6,981 \cdot 10^{-6}$	$-9,722 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
post-fragmentación, C.XX	Daño a la disponibilidad de recursos	$-6,606 \cdot 10^{+3}$	$-2,994 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.02;	Daño a la salud humana	$-1,775 \cdot 10^{-3}$	$-7,725 \cdot 10^{-4}$	DALY/t de VFU
fragmentadora, B.02;	Daño a la diversidad del ecosistema	$-5,298 \cdot 10^{-6}$	$-5,900 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
post-fragmentación, C.XX	Daño a la disponibilidad de recursos	$-5,255 \cdot 10^{+3}$	$-2,213 \cdot 10^{+3}$	\$/t de VFU

Finalmente, dada su extensión, los resultados obtenidos al realizar la evaluación de impacto del ciclo de vida del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil objeto de este estudio se exponen en la Tabla 167 del Anexo.

6.2.4 Interpretación

La interpretación del Análisis del Ciclo de Vida se plantea desde cinco puntos de vista:

- Tratamientos aplicados a otros residuos y materiales (D.XX);
- Tratamientos de post-fragmentación (C.XX);
- Tratamientos de fragmentación (B.XX);
- Centros autorizados de tratamiento (A.XX); y
- Sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil

La interpretación, considerando dichos puntos de vista, y el orden en que serán expuestas permitirán desglosar y comprender cómo contribuyen al impacto ambiental global cada uno de los tratamientos principales del sistema objeto de estudio.

6.2.4.1 Tratamientos aplicados a otros residuos y materiales (D.XX)

Respecto a la valoración de la categoría de impacto denominada Daño a la salud humana, de los tratamientos de otros residuos y materiales –códigos D.XX– se debe destacar en primer lugar la escasa influencia del nivel de transporte (Figura 79). Prácticamente, para un tratamiento concreto el nivel de transporte considerado apenas significa variación del valor de impacto pues, la contribución del transporte respecto a la contribución del propio tratamiento es en entre cien y mil veces inferior.

Por otro lado, se observa que el impacto de los tratamientos oscila en una banda cercana al nivel cero, excepto la recuperación de metales procedentes de los catalizadores usados –D.09– que supone un beneficio ambiental^t considerable respecto al resto de tratamientos. Se observa además escasa variación entre el nivel mínimo y el nivel máximo de cualquiera de los tratamientos considerados.

^t La valoración negativa de un indicador de impacto debe interpretarse como daño evitado. Por lo tanto, las valoraciones negativas de cualquier indicador de impacto son interpretadas como beneficios ambientales.

Como norma general, los tratamientos con valoraciones de impacto negativas son consecuencia de los materiales o energías que en dichos tratamientos se reciclan o recuperan, es decir, de los productos (o energías) evitados. En el caso del tratamiento de catalizadores, D.09, evitar materiales como el rodio, el paladio o el platino compensa holgadamente el consumo de energía del tratamiento.



Figura 79. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento de otros residuos y materiales

Sin embargo, en la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema (Figura 80) se observa cierta diferenciación derivada del nivel de transporte y una variación porcentual entre tratamientos superior, pues se reduce la diferencia entre el tratamiento ambientalmente peor (mayor valor positivo) y el tratamiento ambientalmente mejor (mayor valor negativo). Las variaciones derivadas de los distintos niveles de transportes se deben fundamentalmente a las distancias transportadas. En el caso del tratamiento de catalizadores, D.09, la distancia mínima era de 452 km y la distancia máxima de 2.294 km. En el caso del tratamiento de piezas y componentes reutilizados, D.10, la distancia mínima considerada era de 150 km y la distancia máxima 4.100 km.

Debe resaltarse además que el tratamiento de piezas y componentes para su venta en los mercados de segunda mano pueden suponer un valor de impacto positivo. Es decir, el beneficio ambiental que supone la reutilización de piezas y componentes –al no tener que ser fabricados de nuevo– puede ser menor que el impacto ambiental de transportar dichas piezas y componentes hasta los mencionados mercados.

Puede decirse también que, la alternativa de tratamiento menos favorable ambientalmente de un residuo en esta categoría de impacto suele estar asociada a una incineración o combustión frente a otros tratamientos que permiten el aprovechamiento material. Este sería el caso de residuos como los aceites y lubricantes usados, los anticongelantes y refrigerantes, los líquidos de frenos, los neumáticos fuera de uso o los plásticos.

Por otro lado, los tratamientos que fundamentalmente se basan en el depósito del residuo en un vertedero, para residuos peligrosos o no, suelen obtener valoraciones de impacto más próximas al valor cero. Posiblemente esta circunstancia se deba a la limitación de emisiones contaminantes que supone el depósito de un residuo en cualquier tipo de vertedero, a la que se debe sumar que en la realización de este estudio no se ha tenido en cuenta cuestiones asociadas a las infraestructuras.

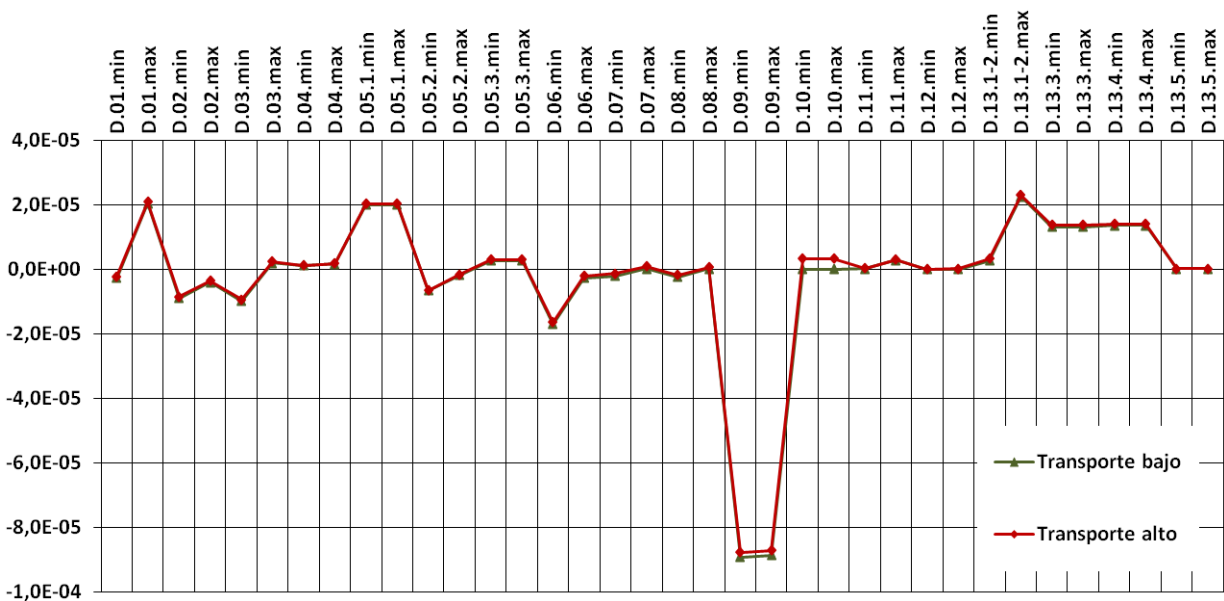


Figura 80. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento de otros residuos y materiales

Similares consideraciones pueden hacerse para la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos (Figura 81). Se observa cierta oscilación en el impacto de algunos tratamientos derivada de la variación en el nivel de transporte, con similares causas y comportamiento que en el caso de la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema anteriormente mostrada.

En esta categoría de impacto el tratamiento más desfavorable ambientalmente se corresponde con el tratamiento de los lodos y aguas aceitosas –D.13. Aunque pueda parecer que este hecho sea contrario a lo descrito para la categoría de impacto anterior, debe recordarse que la base de este tratamiento es la incineración del residuo. Es decir, de nuevo se observa la asociación entre una valoración más desfavorable ambientalmente y una tecnología de incineración. Si se omite este tratamiento, el comportamiento de los demás tratamientos es aproximadamente similar al mostrado en la anterior categoría de impacto: la alternativa de tratamiento menos favorable ambientalmente de un residuo suele estar asociada a una incineración o combustión frente a otros tratamientos que permiten el aprovechamiento material.

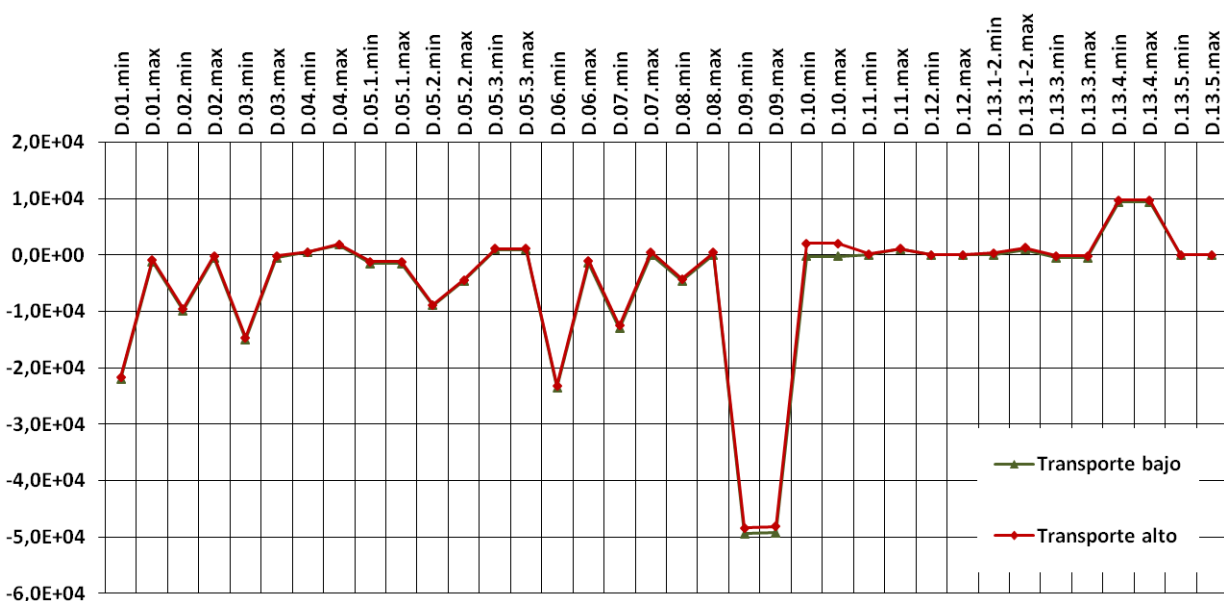


Figura 81. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento de otros residuos y materiales

6.2.4.2 Tratamientos de post-fragmentación (C.XX)

Si se considera exclusivamente las acciones propias de cada tratamiento se puede determinar cuáles son las cuestiones básicas que determinan el valor del impacto de cada tratamiento. De este modo, para la categoría de impacto de Daño a la salud humana se puede decir que:

- Para el tratamiento denominado Depósito en vertedero –C.01– aproximadamente el 60% del impacto procede de las emisiones derivadas del tratamiento, mientras que el 40% restante se debe a la quema de combustibles fósiles en las máquinas de movimientos de residuos – palas cargadoras, etc.
- En el caso de los tratamientos físicos y mecánicos avanzados, R-Plus/Wesa SLF –C.02–, Salyp –C.03–, VW-Sicon –C.04– y ANL –C.05–, el consumo de energía es la causa fundamental del impacto ambiental.
- Para el tratamiento de Hidrólisis –C.06– el impacto ambiental es debido en un 66% al consumo energético y en un 33% a las emisiones del propio tratamiento.
- Sin embargo, en el tratamiento de Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07– las emisiones del propio tratamiento suponen el 99% de la contribución al impacto.
- En el tratamiento del residuo de fragmentación en Horno de Cementera –C.08– el análisis es algo más complejo. Por un lado debe destacarse las emisiones del proceso con un 176% y la energía eléctrica consumida con un 36%, mientras que por el otro lado destaca el consumo de carbón evitado, que minimiza la contribución de los anteriores y supone un -300% del impacto final.
- En la tecnología Citron –C.09– las emisiones propias del proceso con un 88% y el consumo de energía con aproximadamente un 9% son los principales contribuyentes del impacto del tratamiento.
- Algo parecido sucede para la tecnología de Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10–, en donde las emisiones propias del proceso suponen más del 95% del impacto y el consumo de materiales auxiliares entorno al 5%.
- Para la tecnología de tratamiento denominada Gasificación catalítica –C.11– esta situación se invierte. Las emisiones propias suponen aproximadamente el 15% del impacto, mientras que el consumo energético contribuye con el 85%.
- En el tratamiento híbrido Reshment –C.12– la principal contribución al impacto se debe a las emisiones propias del proceso con un 89%, seguido de consumo de oxígeno líquido, 8%, correspondiendo el resto a materiales auxiliares utilizados para en las unidades de control de emisiones y contaminantes.
- Algo parecido a lo descrito para la tecnología C.08 sucede con la tecnología TwinRec –C.13. Las emisiones propias del tratamiento suponen un 207% del valor del impacto, pero son compensadas por la energía generada que suponen una reducción del valor del impacto del 120%.
- La tecnología Thermostelect-Process –C.14– puede parecer similar a la tecnología C.12: las emisiones propias del proceso suponen el 100% del valor de impacto y el consumo de oxígeno líquido un 12%. Sin embargo, la utilización de residuos sólidos urbanos para estabilizar las características de los residuos a tratar supone una reducción del valor del impacto del orden de un 16%.
- Similar situación se da para la tecnología de tratamiento SVZ Schwarze Pumpe –C.15. Por un lado las emisiones propias del proceso con un 125% y el consumo de oxígeno líquido con un 25%, son los principales contribuyentes del impacto. Por otro lado, otra vez la utilización de residuos sólidos urbanos contribuye a reducir el impacto final en un 65%.

Para la categoría de impacto de Daño a la diversidad del ecosistema indicar que:

- Para el tratamiento denominado Depósito en vertedero –C.01– sólo el 18% del impacto

procede de las emisiones derivadas del tratamiento, mientras que el 82% restante se debe a la quema de combustibles fósiles en las máquinas de movimientos de residuos –palas cargadoras, etc.

- En el caso de los tratamientos físicos y mecánicos avanzados, R-Plus/Wesa SLF –C.02–, Salyp –C.03–, VW-Sicon –C.04– y ANL –C.05–, el consumo de energía es la causa fundamental del impacto ambiental.
- Para el tratamiento de Hidrólisis –C.06– el impacto ambiental es debido en un 67% al consumo energético y en un 32% a las emisiones del propio tratamiento.
- Sin embargo, en el tratamiento de Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07– las emisiones del propio tratamiento suponen el 99% de la contribución al impacto.
- En el tratamiento del residuo de fragmentación en Horno de Cementera –C.08– el análisis es algo más complejo. Por un lado debe destacarse las emisiones del proceso con un 109% y la energía eléctrica consumida con un 20%, mientras que por el otro lado destaca el consumo de carbón evitado, que minimiza la contribución de los anteriores y supone un - 217% del impacto final.
- En la tecnología Citron –C.09– las emisiones propias del proceso con un 75%, el consumo de energía con aproximadamente un 10% y el carbón activo utilizado en las unidades de control de emisiones con un 12%, son los principales contribuyentes del impacto del tratamiento.
- Para la tecnología de Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10– las emisiones propias del proceso suponen más del 96% del impacto y el consumo de materiales auxiliares entorno al 4%.
- Para la tecnología de tratamiento denominada Gasificación catalítica –C.11– esta situación se invierte. Las emisiones propias suponen aproximadamente el 3% del impacto, mientras que el consumo energético contribuye con el 95%.
- En el tratamiento híbrido Reshment –C.12– la principal contribución al impacto se debe a las emisiones propias del proceso con un 90%, seguido de consumo de oxígeno líquido, 7%, correspondiendo el resto a materiales auxiliares utilizados para en las unidades de control de emisiones y contaminantes.
- Algo parecido a lo descrito para la tecnología C.08 sucede con la tecnología TwinRec –C.13. Las emisiones propias del tratamiento suponen un 163% del valor del impacto, pero son compensadas por la energía generada que suponen una reducción del valor del impacto del 75%.
- Al igual que en la categoría de impacto anterior, la tecnología Thermoselect-Process –C.14– puede parecer similar a la tecnología C.12: las emisiones propias del proceso suponen el 102% del valor de impacto y el consumo de oxígeno líquido un 10%. Sin embargo, la utilización de residuos sólidos urbanos para estabilizar las características de los residuos a tratar supone una reducción del valor del impacto del orden de un 16%.
- Similar situación se da para la tecnología de tratamiento SVZ Schwarze Pumpe –C.15. Por un lado las emisiones propias del proceso con un 130% y el consumo de oxígeno líquido con un 21%, son los principales contribuyentes del impacto. Por otro lado, otra vez la utilización de residuos sólidos urbanos contribuye a reducir el impacto final en un 65%.

Finalmente, para la categoría de impacto de Daño a la disponibilidad de recursos indicar que:

- Para el tratamiento denominado Depósito en vertedero –C.01– 100% del impacto procede de la combustión de combustibles fósiles en las máquinas de movimientos de residuos – palas cargadoras, etc.
- En el caso de los tratamientos físicos y mecánicos avanzados, R-Plus/Wesa SLF –C.02–, Salyp –C.03–, VW-Sicon –C.04– y ANL –C.05–, el consumo de energía es la causa fundamental del impacto ambiental.

- Similar situación se produce en el tratamiento de Hidrólisis –C.06. El impacto ambiental es debido casi exclusivamente al consumo energético, más del 99%.
- Sin embargo, en el tratamiento de Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07– la principal contribución al impacto se debe a los materiales auxiliares para el control de emisiones: amoníaco con un 33%, óxido de calcio con un 25%, hidróxido de sodio con un 23% y óxido de titanio con un 9%.
- En el tratamiento del residuo de fragmentación en Horno de Cementera –C.08– destacarse la contribución al beneficio ambiental que supone el carbón evitado, que supone prácticamente el 100% de dicho beneficio.
- En la tecnología Citron –C.09– el consumo energético es la causa fundamental del impacto, repartido entre el consumo de gas natural con un 68% y el consumo de energía eléctrica con un 31%.
- Para la tecnología de Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10– las emisiones propias del proceso suponen más del 96% del impacto y el consumo de materiales auxiliares entorno al 4%.
- Para la tecnología de tratamiento denominada Gasificación catalítica –C.11– el impacto es debido casi exclusivamente, más del 99%, al consumo energético.
- En el tratamiento híbrido Reshment –C.12– la principal contribución al impacto se debe al consumo de oxígeno líquido, 83%, y al consumo de materiales auxiliares utilizados para en las unidades de control de emisiones y contaminantes.
- Para la tecnología TwinRec –C.13– la energía generada supone un 110% del beneficio ambiental, que es parcialmente compensado por el consumo de materiales auxiliares como la cal con un 4% o el bicarbonato con un 6%.
- En la tecnología Thermoselect-Process –C.14– el consumo de gas natural con un 79% y de oxígeno líquido con un 22% son los principales contribuyentes del impacto. Sin embargo, para esta categoría, la utilización de residuos sólidos urbanos para estabilizar las características de los residuos a tratar apenas supone una reducción del valor del impacto del orden del 1%.
- Similar situación se da para la tecnología de tratamiento SVZ Schwarze Pumpe –C.15. Por un lado los consumos energéticos suponen el 64% del impacto, y el consumo de oxígeno líquido un 21%. Mientras que por otro lado, la utilización de residuos sólidos urbanos supone una reducción del impacto inferior al 2%.

Si además de las acciones propias de cada tratamiento se consideran el transporte de los residuos hasta desde la etapa de tratamiento anterior (fragmentación), los tratamientos de residuos derivados de los tratamientos de post-fragmentación y los productos evitados, el comportamiento por tratamiento de post-fragmentación difiere.

En la valoración de la categoría de impacto denominada Daño a la salud humana para los tratamientos aplicables al residuo de fragmentación –códigos C.XX– destaca en primera instancia la clara influencia que ejerce el nivel de transporte (Figura 82). Cualquier tratamiento de los considerados es sensible al nivel de transporte supuesto, de modo que siempre un nivel de transporte alto se corresponde con un valor de impacto superior. La suposición de un nivel de transporte alto o un nivel de transporte bajo no implica en la práctica una reducción o amplificación de la diferencia entre los valores de impacto mínimo y máximo de un tratamiento. Se puede decir por lo tanto que, para cualquiera de los tratamientos de post-fragmentación considerados variar la cantidad de transporte equivale a modificar de forma lineal la valoración de esta categoría de impacto.

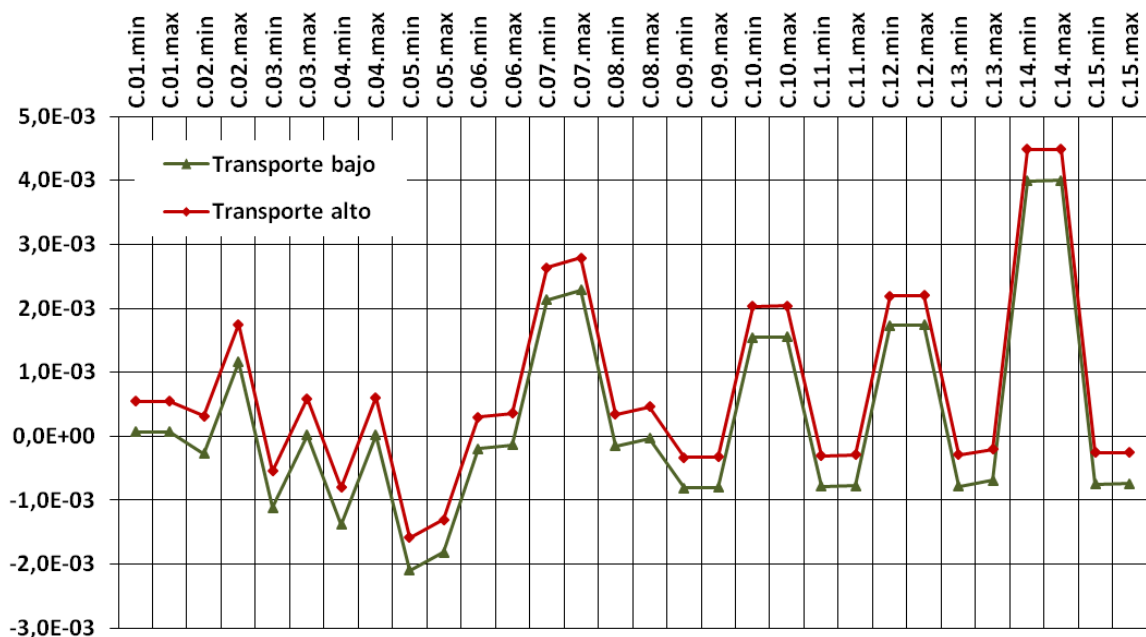


Figura 82. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo de post-fragmentación

Por otro lado se observa que el impacto del conjunto de tratamientos considerado puede ser desde ambientalmente beneficioso, valores negativos, o perjudicial, valores positivos. El rango de variación llega a triplicar el valor de impacto del tratamiento más beneficioso: desde los aproximadamente $2,00 \cdot 10^{-3}$ DALY negativos por cada 1.000 kg de residuo del tratamiento ANL –C.05– a los aproximadamente $4,0 \cdot 10^{-3}$ DALY por cada 1.000 kg de residuo del tratamiento Thermoselect-Process –C.14. El conjunto de tratamientos puede a su vez subdividirse en tres tipos de tratamientos en función de la valoración de su impacto: tratamientos con todos los valores de impacto positivos (Depósito en vertedero –C.01–, Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07–, Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10–, Reshment –C.12– y Thermoselect-Process –C.14), tratamientos con todos los valores de impacto negativos (ANL –C.05–, Citron –C.09–, Gasificación catalítica –C.11–, TwinRec –C.13– y SVZ Schwarze Pumpe –C.15) y tratamientos con valores de impacto positivos y negativos (R-Plus/Wesa SLF –C.02–, Salyp –C.03–, VW-Sicon –C.04–, Hidrólisis –C.06– y Horno de cementera –C.08). Los primeros serían aquellos tratamientos medioambientalmente más desfavorables, los segundos los más favorables y los últimos aquellos que su bondad ambiental depende del nivel de transporte o de otros tratamientos de residuos posteriores. Podría pensarse que esta clasificación es función de la tecnología de tratamiento aplicada, pero dicha relación no es clara. Utilizando la clasificación de tecnologías enunciada en la Figura 27 del apartado 4.2, se observa que:

- Sólo el depósito en vertedero es el subgrupo y tecnología que supone un único tipo de impacto ambiental, en este caso desfavorable.
- Dentro de las tecnologías de tratamiento físico y mecánico avanzado, la tecnología ANL supone un beneficio ambiental claro mientras que las otras tres tecnologías (R-Plus/Wesa SLF, Salyp y VW-Sicon) pueden ser beneficiosas o perjudiciales para el medio ambiente.
- Entre los tratamientos térmicos y químicos de recuperación material y energética, sólo el subgrupo basado en técnicas pirolíticas (Citron) es ambientalmente beneficioso. Los subgrupos basados en técnicas de combustión y gasificación presentan resultados dispares, desde el beneficio al perjuicio ambiental. Mientras que el subgrupo basado en la hidrólisis muestra un perfil dual, beneficio-perjuicio, función de otras consideraciones.
- Por último, ni siquiera los tratamientos híbridos tienen una tendencia clara. Las tecnologías

de tratamiento TwinRec y SVZ Schwarze Pumpe suponen un beneficio ambiental, mientras que el resto de tecnologías (Reshment y Thermoselect-Process) supone un perjuicio. Debe destacarse que tanto la tecnología TwinRec como la tecnología SVZ Schwarze Pumpe aplican como principio básico la gasificación en lecho fluido.

Si se analizan las causas de los impactos de los distintos tratamientos se puede decir que:

- El valor de impacto del Depósito en vertedero –C.01– se debe principalmente a la contribución del propio tratamiento y del transporte. El tratamiento de residuos derivados de este tratamiento, como es el caso de los lixiviados recogidos, supone una contribución menor.
- En el caso de los tratamientos R-Plus/Wesa SLF –C.02–, Salyp –C.03– y VW-Sicon –C.04–, los impactos mínimos se deben al impacto favorable de los productos evitados (metales y otros materiales) y a los supuestos en los que los tratamientos de otros residuos son menos desfavorables para el medio ambiente. En los supuestos en que los tratamientos de otros residuos y materiales son más desfavorables para el medio ambiente, estos tratamientos de post-fragmentación pasan de ser favorables para el medio ambiente a desfavorables.
- Similar efecto al descrito en el párrafo anterior se produce en el caso del tratamiento ANL –C.05. Sin embargo, dado que este tratamiento logra extraer mayor cantidad de materiales directamente aprovechables (materiales como el cobre, el aluminio, el estaño o diversos tipos de polímeros que no precisan de otros tratamientos para su reciclado), en todos los supuestos el impacto es de valor negativo o beneficioso para el medio ambiente.
- La tecnología de tratamiento denominada Hidrólisis –C.06– presenta una clara variación derivada del nivel de transporte. A parte de ese hecho, el impacto de este tratamiento es estable –su mínimo y su máximo son aproximadamente iguales– frente a los tratamientos de los residuos y materiales que genera.
- El concepto de estabilidad frente a los tratamientos de los residuos y materiales generados en un tratamiento es aplicable al resto de tratamientos, desde la Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07– a SVZ Schwarze Pumpe –C.15–, con la salvedad de que su nivel de impacto varía en función de si se logran extraer mayores o menores cantidades de materiales aprovechables, o de si el balance de energía del tratamiento es excedentario y permite la exportación de energía eléctrica o deficitario y precisa importar combustibles y energía. Como ejemplo de tratamiento que logra extraer grandes cantidades de materiales y por ello su valor de impacto es negativo puede citarse el tratamiento Citron –C.09. Mientras que los tratamientos de Gasificación catalítica –C.11– y TwinRec –C.13– son ejemplos de cómo lograr la exportación de grandes cuantías de energía. Los tratamientos de Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10–, Reshment –C.12– y Thermoselect-Process –C.14– son representativos de situaciones contrarias, en las que el valor de los impactos derivados del propio tratamiento y del tratamiento de los residuos y materiales que genera son superiores a los beneficios que reportan los materiales aprovechables y las energías recuperadas.

En la valoración de la categoría de impacto denominada Daño a la diversidad del ecosistema vuelve a visualizarse la influencia constante del nivel de transporte (Figura 83). Son aplicables a este respecto similares comentarios a los realizados en la categoría de daño anterior.

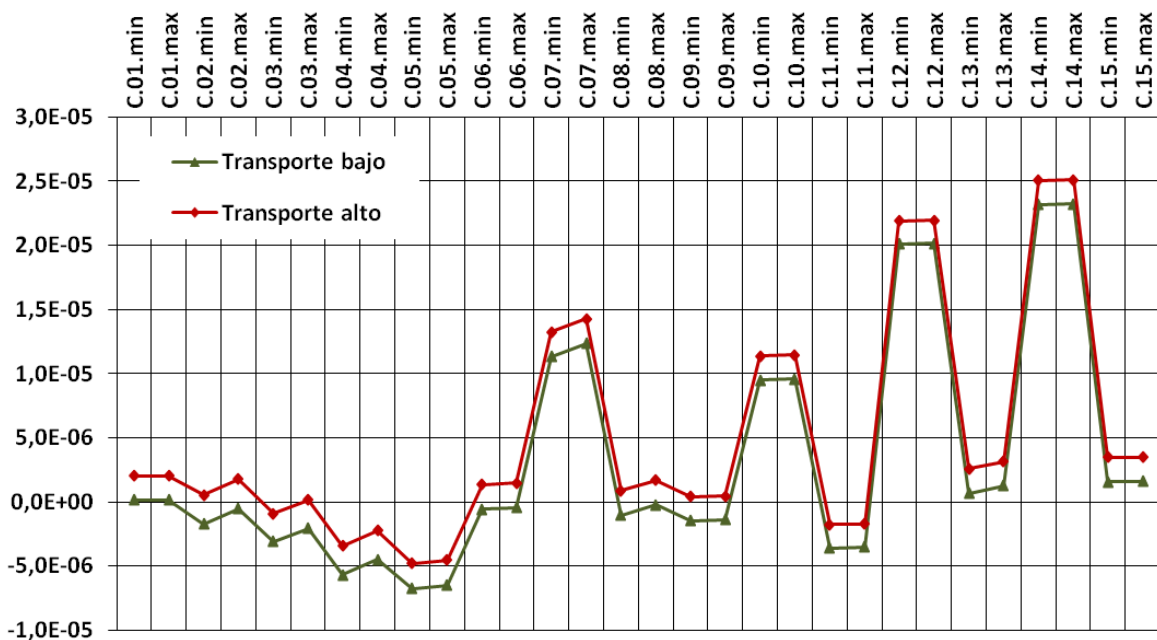


Figura 83. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo de post-fragmentación

En cuanto a la valoración del impacto por tecnología de tratamiento, el comportamiento difiere ligeramente en cuanto al orden de valoración por tecnología y al nivel de valoración. Respecto al orden de valoración, existen siete tratamientos con valores siempre positivos (Depósito en vertedero –C.01–, Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07–, Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10–, Reshment –C.12–, TwinRec –C.13–, Thermoselect-Process –C.14– y SVZ Schwarze Pumpe –C.15), tres tratamiento con valores siempre negativos (VW-Sicon –C.04–, ANL –C.05– y Gasificación catalítica –C.11), y cinco tratamientos con valores de impacto positivos o negativos en función del nivel de transporte (Hidrólisis – C.06– y Citron –C.09) y de otros tratamientos posteriores (R-Plus/Wesa SLF –C.02–, Salyp – C.03– y Horno de cementera –C.08). El nivel de valoración llega a sextuplicar el valor de impacto de la tecnología más desfavorable respecto a la más favorable.

Similares consideraciones a las ya realizadas son aplicables en el caso de categoría de Daño a la disponibilidad de recursos (Figura 84).

En primer lugar, para cualquiera de los tratamientos de post-fragmentación analizados el nivel de transporte aplicado afecta significativamente y de forma directa al valor total del impacto.

En segundo lugar, se observan diversas tecnologías con valores claramente negativos, otras con valores claramente positivos y un tercer grupo con grandes oscilaciones. Todas ellas en el marco de un amplio rango de valoración, en donde el valor más desfavorable es aproximadamente el doble del valor más favorable.

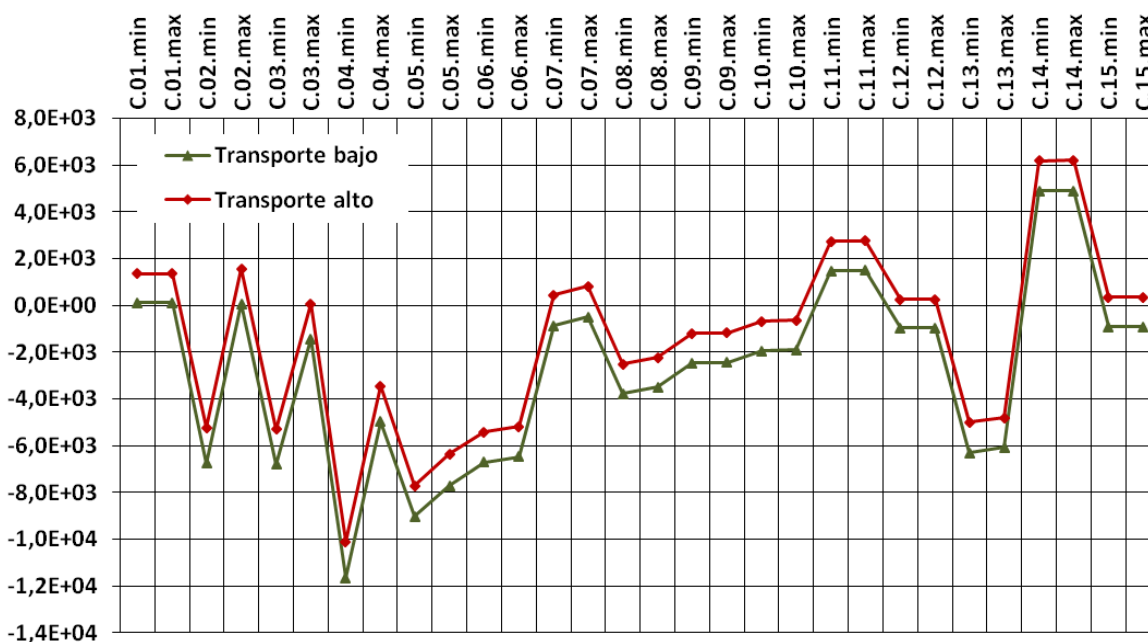


Figura 84. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo de post-fragmentación

En esta categoría de impacto, existen cuatro tecnologías claramente desfavorables (Depósito en vertedero –C.01–, Gasificación catalítica –C.11– y Thermoselect-Process –C.14–), siete tecnologías favorables (VW-Sicon –C.04–, ANL –C.05–, Hidrólisis –C.06–, Horno de cementera –C.08–, Citron –C.09–, Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10– y TwinRec –C.13–) y cinco tecnologías variables en función del nivel de transporte (Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07–, Reshment –C.12– y SVZ Schwarze Pumpe –C.15–) y de los tratamientos posteriormente aplicados (R-Plus/Wesa SLF –C.02– y Salyp –C.03–).

Para concluir la interpretación de los tratamientos de post-fragmentación analizados, se puede decir que:

- No existe una clara clasificación que indique, considerando el método de evaluación y las categorías de impacto expuestas, cual es la tecnología de tratamiento ambientalmente más favorable.
- Sin embargo puede decirse que, dado que las tres categorías de impacto analizadas la peor valoración se asocia a la misma tecnología, la tecnología de tratamiento del residuo de post-fragmentación Thermoselect-Process –C.14– es ambientalmente la más desfavorable.

6.2.4.3 Tratamientos de fragmentación (B.XX)

En este estudio se han considerado dos tipologías diferentes de instalaciones de tratamiento del residuo LER 160106 o instalaciones de tratamiento de fragmentación: instalaciones que sólo aplican procesos de fragmentación –B.01– e instalaciones que combinan los procesos de fragmentación con otros de separación por medios densos –B.02–.

Si se considera exclusivamente el impacto ambiental debido a las acciones realizadas en las propias instalaciones de fragmentación y medios densos –sin considerar la etapa anterior, el transporte o el tratamiento de cualquier otro residuo o material– se observa que:

- En todas las categorías de impacto consideradas el valor de los impactos para la opción B.01 es menor al valor de los impactos de la opción B.02. Es decir, el tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación es ambientalmente más favorable, entre 3,5 y 4,5 veces, que la opción de tratar el mismo residuo en instalaciones de

fragmentación y medios densos.

- En ambas opciones de tratamiento, y para cualquiera de las categorías de impacto analizadas, la energía consumida es la principal contribuyente del valor del impacto generado, en torno al 95%. Independientemente de la fuente de energía –red eléctrica pública o generadores eléctricos propios– se puede afirmar que la variable fundamental que define el valor del impacto derivado de las acciones realizadas en las propias instalaciones es la cantidad de energía necesaria para el funcionamiento de las instalaciones.
- La utilización de energía de la red eléctrica pública contribuye en mayor medida al correspondiente impacto que la autogeneración eléctrica. Por este motivo, aun cuando la opción de tratamiento en instalaciones de fragmentación –B.01– precisa una cantidad de energía superior a la del tratamiento en instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– (ver Tabla 25), dado que esta es generada mediante grupos electrógenos el impacto de las instalaciones de fragmentación y medios densos es mayor que el de las instalaciones de fragmentación.

Por otro lado, al considerar además de las acciones realizadas en las instalaciones de fragmentación y medios densos, los tratamientos posteriores aplicados a otros residuos y materiales generados en la etapa de fragmentación y el transporte, cada categoría de impacto muestra otros comportamientos (Figura 85, Figura 86 y Figura 87).

En primer lugar, y al igual que sucedía en las etapas anteriormente analizadas, el incremento del transporte supone un aumento lineal del valor del impacto en todas las categorías de impacto.

En segundo lugar, para la categoría de Daño a la salud humana todas las opciones consideradas suponen un beneficio ambiental, pues el valor de su impacto es negativo. El rango de variación oscila entre los $1,5 \cdot 10^{-3}$ DALY negativos por cada 1.000 kg de residuo para las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– a los aproximadamente $3,5 \cdot 10^{-3}$ DALY negativos por cada 1.000 kg de residuo para la mejor opción basada en las instalaciones de fragmentación –B.01. Parece que la tipología de instalación de fragmentación B.01 es, en general, más beneficiosa para el medio ambiente que la tipología B.02. Puede decirse además que la variación entre el mínimo y máximo valor por tipo de instalación es importante, puede decirse que la valoración del impacto depende en gran medida de los tratamientos aplicados al residuo de post-fragmentación –C.XX– y a otros residuos y materiales –D.XX.

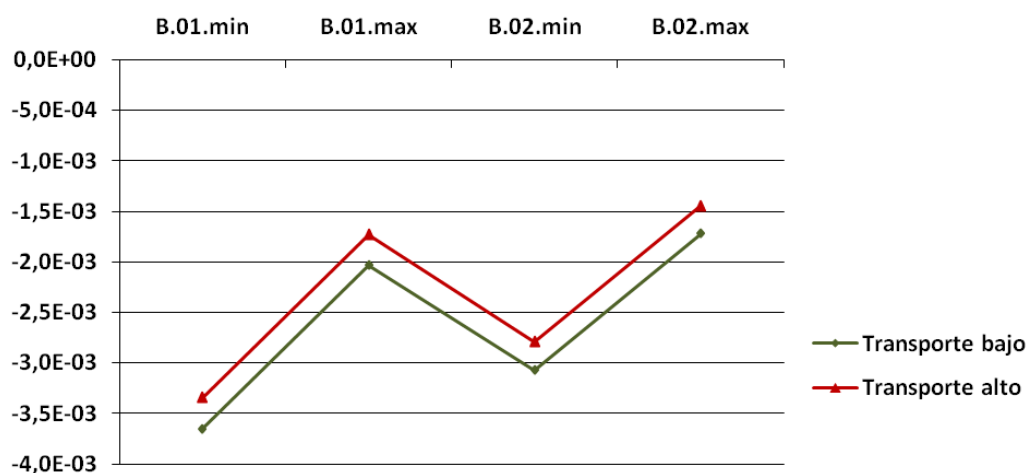


Figura 85. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160106

En tercer lugar, en la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema todas las opciones consideradas también suponen un beneficio ambiental. Sin embargo, el valor más desfavorable

y el valor más favorable corresponden al máximo y mínimo de las instalaciones de fragmentación –B.01. En esta categoría de impacto no se observa claramente cuál de las dos tipologías de instalaciones de fragmentación sería más beneficiosa para el medio ambiente. Por otro lado, también en este caso, puede decirse que la valoración del impacto depende en gran medida de los tratamientos aplicados al residuo de post-fragmentación –C.XX– y a otros residuos y materiales –D.XX.

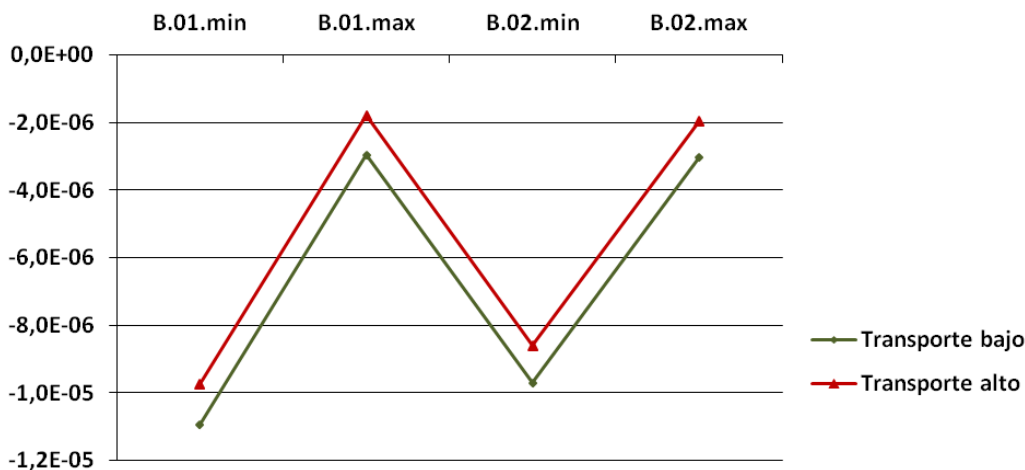


Figura 86. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160106

En último lugar, para la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos se podrían aplicar los comentarios realizados para la categoría de Daño a la salud humana. Todas las opciones consideradas suponen un beneficio ambiental, pues el valor de su impacto es siempre negativo. El rango de variación oscila entre la opción más desfavorable con $4,0 \cdot 10^3$ \$ negativos por cada 1.000 kg de residuo para las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– a los algo más de $9,0 \cdot 10^3$ \$ negativos por cada 1.000 kg de residuo en la mejor opción basada en las instalaciones de fragmentación –B.01. Parece que la tipología de instalación de fragmentación B.01 es, en general, más beneficiosa para el medio ambiente que la tipología B.02. Igualmente puede decirse que, dada la fuerte variación entre el mínimo y máximo valor por tipo de instalación, el valor de impacto depende en gran medida de los tratamientos aplicados al residuo de post-fragmentación –C.XX– y a otros residuos y materiales –D.XX.

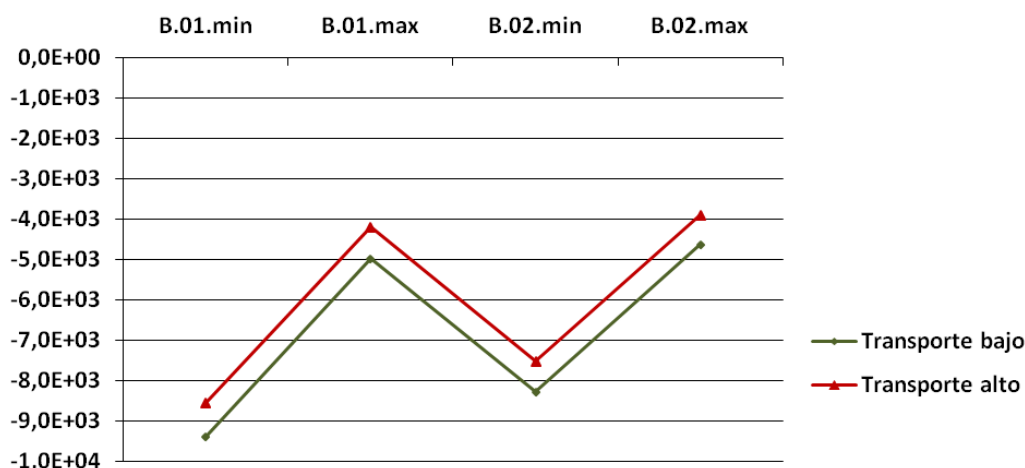


Figura 87. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160106

6.2.4.4 Centros autorizados de tratamiento (A.XX)

De forma análoga al modo en que se han analizado los tratamientos anteriores, si se considera exclusivamente el impacto ambiental debido a las acciones realizadas en los propios centros autorizados de tratamiento –no se incluye el transporte del residuo LER 160104* hasta las instalaciones ni el tratamiento de cualquiera de los residuos y materiales que son extraídos– se observa que:

- En las categorías de impacto Daño a la salud humana y Daño a la diversidad de los ecosistemas, el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– produce un impacto ambiental superior al de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01–, entre un 13% y un 67% respectivamente. Estas diferencias se deben, fundamentalmente, al mayor consumo energético de los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación –A.02– que, aun siendo compensado en parte por el reaprovechamiento de los combustibles líquidos procedentes del vehículo, es superior al de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– en los que no se aplicaba la etapa de desmontaje.
- Sin embargo, en la categoría de impacto Daño a la disponibilidad de recursos el resultado de la evaluación se invierte. El mayor impacto ambiental se produce en el supuesto de los centros autorizados de tratamiento del tipo desguace –A.01. En esta categoría de impacto, el mayor aprovechamiento de los combustibles líquidos del vehículo del centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– logra compensar el consumo otros recursos, de modo tal que su impacto llega a ser negativo (beneficioso para el medio ambiente). Sin embargo, en el tipo desguace –A.01– dicha compensación no se produce. El tipo desguace –A.01– reutiliza o aprovecha casi 10 veces menos combustible que el tipo desfabricación –A.02.

Indicar por lo tanto que respecto a las acciones realizadas en los propios centros autorizados de tratamiento el consumo de energía y su procedencia determinan en gran medida el impacto ambiental. El consumo de energía eléctrica –procedente de la red pública o de generadores propios– es en cualquier caso el principal contribuyente al impacto ambiental. Como tal puede ser compensado por el reaprovechamiento de los combustibles líquidos extraídos. Por lo tanto, dado que el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– precisa mayores recursos energéticos, su impacto es superior en las categorías de Daño a la salud humana y Daño a la diversidad del ecosistema. Pero por otro lado, el tipo desfabricación –A.02– permite un mejor aprovechamiento de los combustibles líquidos de los vehículos. Motivo por el cual su impacto en la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos es inferior al de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01.

Sin embargo, esta situación no se mantiene cuando además de las acciones realizadas en los propios centros autorizados de tratamiento se consideran el transporte y los tratamientos aplicados a otros residuos y materiales, excepto el correspondiente al residuo LER.

En la categoría de Daño a la salud humana el menor impacto corresponde al centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– con transporte bajo, mientras que el mayor impacto también se da para dicho centro autorizado de tratamiento pero con transporte alto (Figura 88). Es decir, la contribución debida a los tratamientos de otros residuos y materiales y al transporte es muy significativa en los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación –A.02. El valor de impacto mínimo es consecuencia de la gran cantidad de materiales y residuos que esta tipología de centro autorizado de tratamiento extrae, que posteriormente son aprovechados directamente –piezas y componentes remitidos a los mercados de segunda mano– o indirectamente –a través de otros tratamientos como la regeneración o destilación de aceites y lubricantes usados. El valor de impacto máximo, por el contrario, se produce cuando dichas

cantidades de materiales y residuos son remitidos a tratamientos que no favorecen su aprovechamiento –depósitos en vertedero de diversos materiales– o no maximizan la relación entre su aprovechamiento y el impacto generado –p.ej., incineración frente a reciclado de refrigerantes.

Además, debe destacarse la influencia indirecta del transporte. El impacto del transporte es función de la cantidad transportada y de la distancia a la que se efectúa dicho transporte. Esta conjunción hace que, aun siendo la variación de la distancia de transporte igual para las dos tipologías de centro autorizado de tratamiento, en el caso de la tipología denominada desfabricación –A.02– la variación debida a los distintos niveles de transportes es superior a la de la tipología denominada desguace –A.01. El motivo de dicho resultado es la mayor cantidad de materiales y residuos que se extraen en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación que, unido a la existencia de transportes que no son aplicables en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace por no extraer algunos materiales como son las piezas y componentes para los mercados de segunda mano, dan como resultado un incremento del impacto en dicha tipología de centro.

Para esta categoría de impacto se puede decir que, si bien el tratamiento del residuo LER 160104* en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– puede llegar a ser beneficioso para el medio ambiente o como mínimo el menos doloso, la influencia que sobre él ejercen el transporte y los tratamientos de otros residuos y materiales pueden transformarlo en la alternativa más desfavorable desde el punto de vista ambiental. El potencial ambiental del tipo desfabricación deberá, por lo tanto, de coordinarse adecuadamente con un transporte de bajo nivel y con aquellos tratamientos de otros residuos y materiales más eficientes desde el punto de vista medioambiental. Por otro lado, los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– aun teniendo un impacto mínimo mayor que el del tipo desfabricación –A.02–, son más estables frente a la influencia del transporte y del tratamiento de otros residuos. Esta estabilidad no es equiparable a bondad ambiental, pues si se limita el transporte, aproximadamente un tercio de las alternativas de tratamiento basadas en la tipología desguace –A.01– muestran valores negativos, mientras que la mayoría de tratamientos basados en el tipo desfabricación –A.01– muestran mejores valores de impacto negativo. Es decir, sería mejor la tipología desfabricación –A.01– frente a la tipología desguace –A.02.

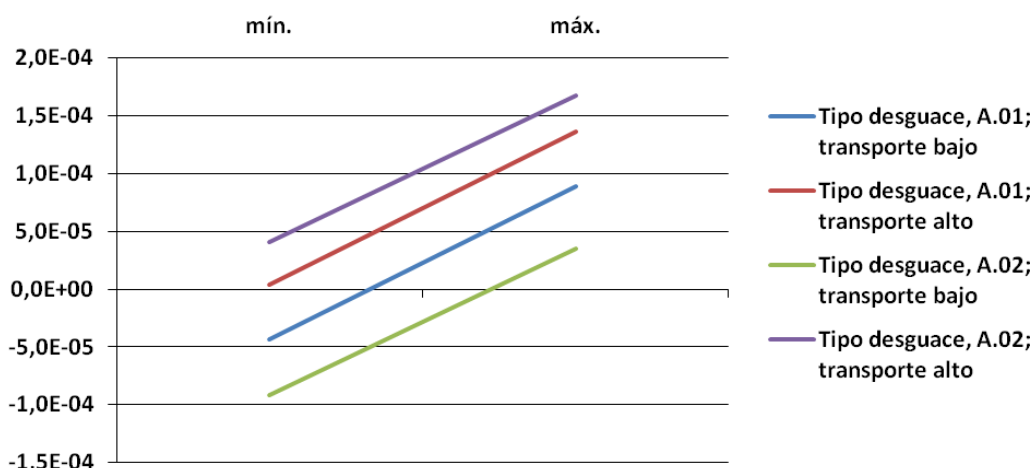


Figura 88. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento

En el caso de la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema son aplicables los mismos comentarios que los realizados para la categoría de Daño a la salud humana: el nivel de transporte es significativo, se observa cómo influye el tratamiento de otros residuos y materiales

en los valores obtenidos y, el centro autorizado tipo desfabricación –A.01– muestra los mejores y los peores valores de impacto.

Además debe destacarse la rápida variación entre los valores mínimo y máximo de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01. La diferencia entre la variación entre valores mínimos y máximos entre las dos tipologías de centro autorizado de tratamiento es debida a la influencia de los tratamientos que se aplican fuera de dichos centros a los otros residuos y materiales extraídos. En el caso del tipo desguace –A.01–, aun siendo menor la cuantía de otros residuos y materiales a tratar, su influencia es mayor respecto a el tipo desfabricación –A.02. En concreto, la mitad del valor de impacto máximo para el tipo desguace –A.01– es consecuencia del tratamiento de los residuos peligrosos extraídos. Mientras, que para el tipo desfabricación –A.02– el tratamiento de los residuos peligrosos representa un cuarto del impacto final.

Sí exclusivamente se considerase esta categoría de impacto, los factores que determinarían el impacto ambiental del tratamiento del residuo LER 160104* en los centros autorizados de tratamiento serían la cantidad de materiales, piezas y componentes que se remiten a los circuitos de reaprovechamiento comercial –reciclado o reutilización– y la cantidad de otros residuos no peligrosos que se generan. A mayores masas recicladas o reutilizadas menor impacto, o en su defecto cuanto menos residuos no peligrosos se generen. A este respecto, comentar que la consideración de material, pieza o componente aprovechable comercialmente lleva aparejada la no consideración de dicho material, pieza o componente como residuo. Por lo tanto, realmente la opción más adecuada desde el punto de vista ambiental es extraer la mayor cantidad de masa posible pero asegurando su aprovechamiento comercial como masa a reciclar o reutilizar.

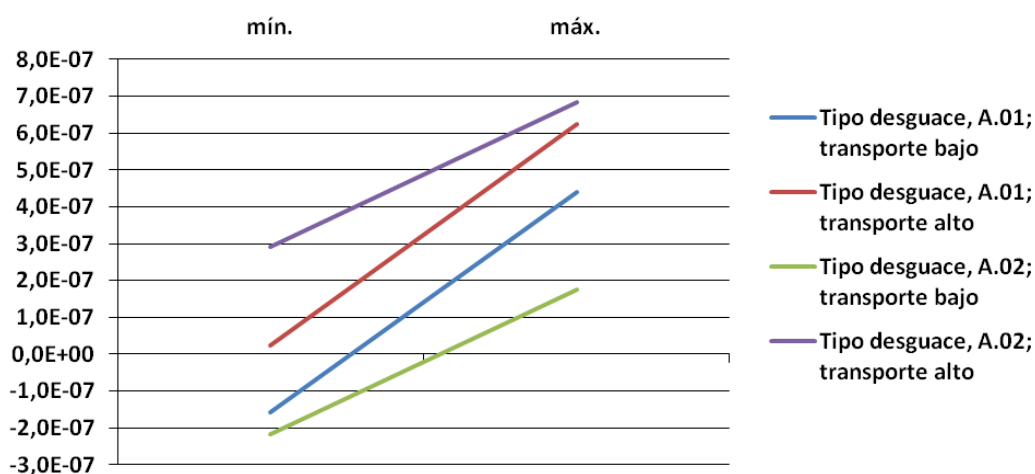


Figura 89. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento

De nuevo la situación descrita para la categoría de Daño a la salud humana se repite en la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos. En esta categoría el menor impacto corresponde al centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– con transporte bajo, produciéndose también el mayor impacto para el mismo centro autorizado de tratamiento con transporte alto (Figura 90). Es decir, los tratamientos de otros residuos y materiales y el transporte hacen variar ampliamente el impacto de esta tipología de centro autorizado de tratamiento. El valor de impacto mínimo es consecuencia de la gran cantidad de materiales y residuos que este tipo de centro autorizado de tratamiento extrae y que son posteriormente reaprovechados directamente –piezas y componentes remitidos a los mercados de segunda mano– o indirectamente –a través de otros tratamientos como la regeneración o destilación de

aceites y lubricantes usados. Y el impacto máximo, cuando dichas cantidades de materiales y residuos son remitidos a tratamientos que no permiten su reaprovechamiento –depósitos en vertedero de diversos materiales– o no maximizan la relación entre su aprovechamiento y el impacto generado –p.ej., incineración frente reciclado de refrigerantes.

También debe destacarse la influencia indirecta del transporte. De forma similar a como sucedía para la categoría de Daño a la salud humana, la conjunción entre cantidad y distancia transportadas hacen que la variación debida a los distintos niveles de transportes sea superior en el centro autorizado de tratamiento de tipo desfabricación –A.02. La variación es tal que, partiendo de un nivel de impacto más bajo que el de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.02–, el máximo para el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación se sitúa por encima del máximo de la tipología denominada desguace.

Para esta categoría de impacto se puede decir que, si bien el tratamiento del residuo LER 160104* en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– puede llegar a ser beneficioso para el medio ambiente o como mínimo el menos doloso, la influencia que sobre él ejercen el transporte y los tratamientos de otros residuos y materiales pueden transformarlo en la alternativa más desfavorable desde el punto de vista ambiental. El potencial ambiental del tipo desfabricación deberá, por lo tanto, de coordinarse adecuadamente con un transporte de bajo nivel y con aquellos tratamientos de otros residuos y materiales más eficientes desde el punto de vista medioambiental. Por otro lado, los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– aun teniendo un impacto mínimo mayor que el del tipo desfabricación –A.02–, son más estables frente a la influencia del transporte y del tratamiento de otros residuos. A diferencia de lo que sucedía en la categoría de Daño a la salud humana, en la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos, la diferencia entre las mejores alternativas de tratamiento basadas en la tipología denominada desfabricación –A.01– y las basadas en la tipología denominada desguace –A.02– no es tan amplia, por lo que es más cuestionable decir cuál de las dos tipologías de tratamiento sería la mejor.

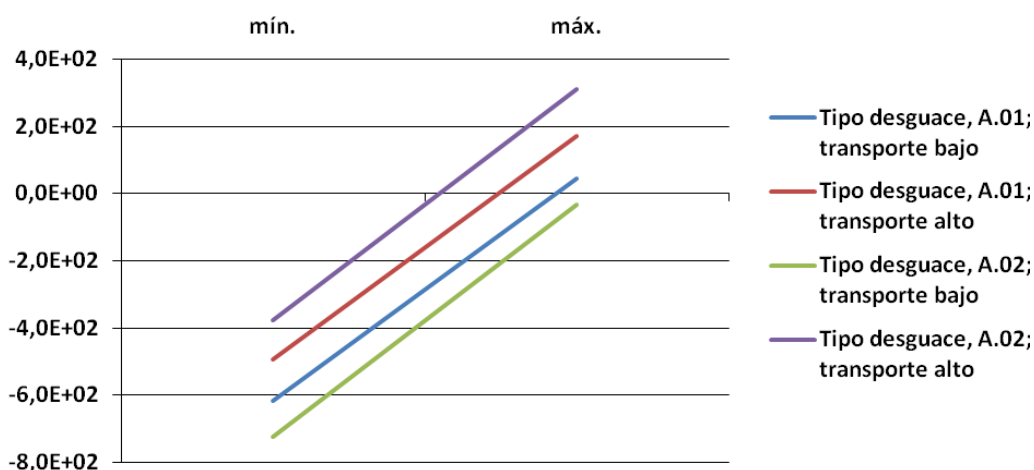


Figura 90. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg de residuo]: comparación entre impactos mínimos y máximos para el tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento

6.2.4.5 Sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil

Para finalizar la interpretación del estudio de Análisis del Ciclo de Vida se analizarán los resultados desde una perspectiva global. Para ello, en primer lugar se analizará la evolución del impacto de las categorías de daño consideradas y, en segundo lugar los resultados globales de la evaluación de impacto del ciclo de vida de los 480 subconjuntos de rutas (definidos en la Tabla 166 del Anexo).

a) Evolución del impacto

Si ordenamos los resultados obtenidos por etapas y representamos la evolución del impacto a medida que los residuos avanzan a través del sistema de tratamiento analizado, podemos determinar los límites máximo y mínimo del sistema de tratamiento y de las combinaciones principales de tratamientos que lo conforman. Los perfiles así obtenidos son útiles para conocer la variabilidad del sistema en cada una de las etapas, y determinar el rango de valores de impacto esperables para el conjunto del sistema de tratamientos.

Para la categoría de Daño a la salud humana, en función del nivel de transporte considerado, los perfiles del impacto por etapas se muestran en la Figura 91 y en la Figura 92. En ambas figuras se observa como la evolución del impacto se divide en dos tramos claramente diferenciados: un primer tramo con pendiente descendente entre la etapa de tratamiento de los centros autorizados de tratamiento y los tratamientos de fragmentación, y un segundo tramo con pendiente ascendente o descendente entre los tratamientos de fragmentación y los tratamientos de post-fragmentación. Los tramos con pendiente ascendente deben interpretarse como incrementos del valor de impacto entre las etapas que une el tramo, mientras que los tramos descendentes se corresponden con decrementos del valor de impacto.

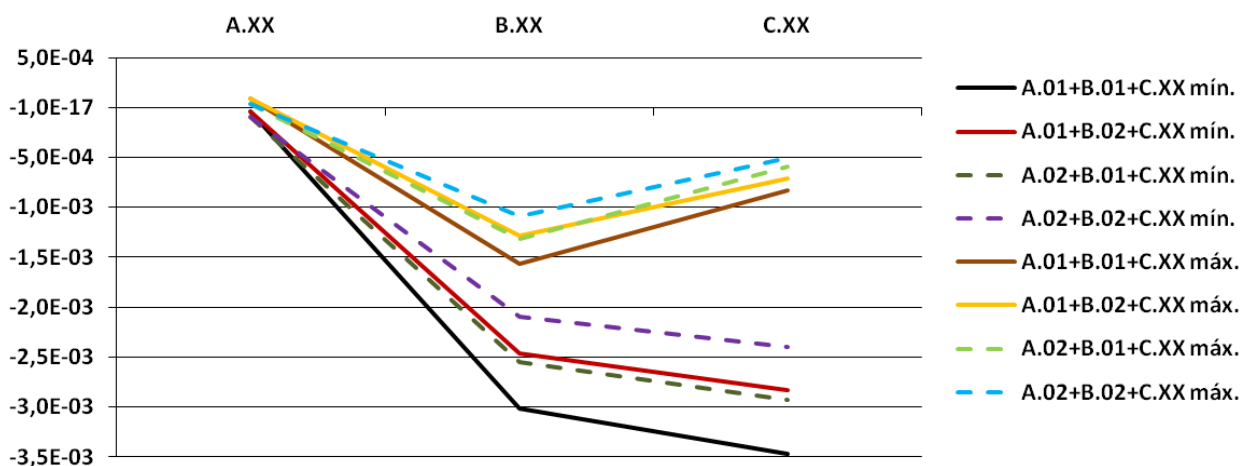


Figura 91. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte bajo

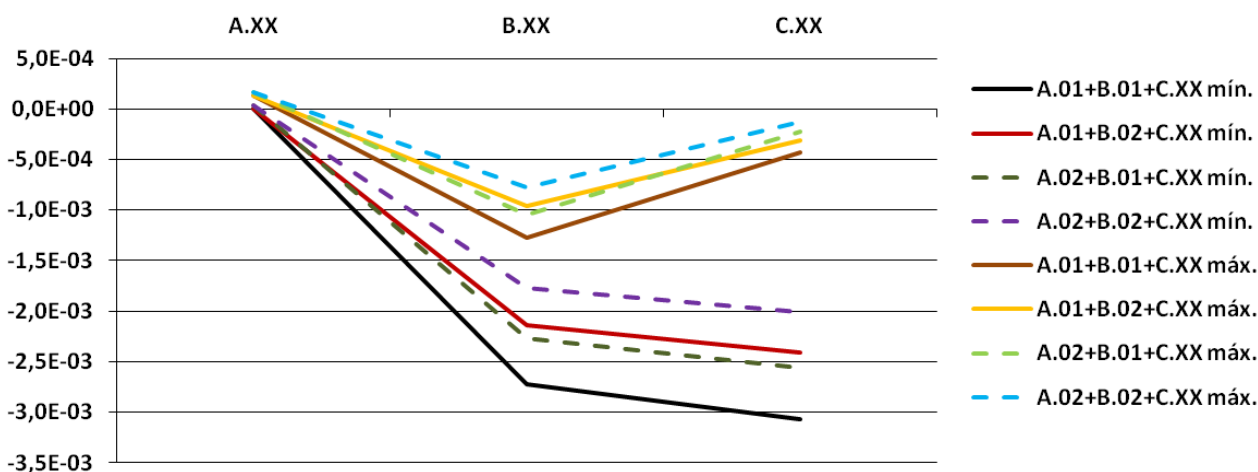


Figura 92. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte alto

El tramo inicial con pendiente descendente para cualquiera de las combinaciones analizadas es consecuencia de la gran cantidad de materiales –metales ferrosos y metales no ferrosos– que son extraídos y reciclados en la etapa de fragmentación. El segundo tramo, con pendientes ascendentes y descendentes, se debe fundamentalmente a la variabilidad de los tratamientos de post-fragmentación. El signo negativo del impacto de tratamientos como ANL –C.05– o

Citron –C.09– son la causa básica de las pendientes negativas. Los tratamientos de Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07– y Thermoselect-Process –C.14– son la causa básica de las pendientes positivas de este segundo tramo. Este comportamiento del perfil de impacto es similar para cualquiera de las opciones consideradas. Para facilitar su visualización en la Figura 93 se muestra un ejemplo en el que se representan los dos tramos.

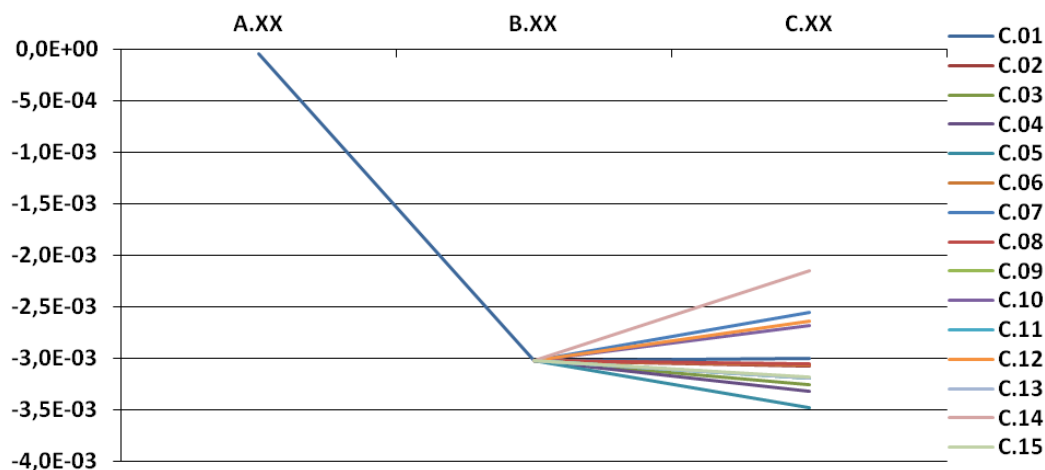


Figura 93. Representación de las tendencias del perfil de impacto, valores de ejemplo

Para su interpretación debe considerarse que:

- Entre el tratamiento del residuo LER 160104* en centros autorizados de tratamiento y el tratamiento del residuo LER 160106 en las instalaciones de fragmentación o medios densos el impacto acumulado, independientemente del tipo de centro autorizado y del tipo de instalación de fragmentación, el valor del impacto se reduce.
- Entre el tratamiento del residuo LER 160106 en las instalaciones de fragmentación o medios densos y los tratamientos de post-fragmentación el impacto acumulado crece o decrece en función de la tecnología de post-fragmentación.

Este comportamiento revela la importancia ambiental que tiene la elección de una u otra tecnología para el tratamiento de los residuos de post-fragmentación. En función de dichas tecnologías los beneficios ambientales logrados en los tratamientos previos pueden verse contrarrestados o reforzados.

Por otro lado, y en consonancia con lo comentando en párrafos anteriores, un nivel de transporte alto supone un incremento generalizado en valor de impacto para todas las etapas del sistema. Se observa que el máximo en la etapa de tratamiento de los residuos de post-fragmentación es siempre ligeramente menor que el impacto máximo equivalente en la etapa de tratamiento de los centros autorizados de tratamiento. Es decir, parece que el tratamiento de los residuos derivados del fin de vida de vehículos es siempre algo más ambientalmente favorable si se aplica alguna de las tecnologías de tratamiento de post-fragmentación respecto a la situación inicial. Dicho de otro modo, los beneficios ambientales logrados en la etapa de fragmentación no son compensados (ni en la peor combinación) por los perjuicios de algunos tratamientos de post-fragmentación.

En esta categoría de impacto casi siempre las combinaciones basadas en la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desguace –A.01– son mejores que las basadas en la tipología desfabricación –A.02–, excepto en algunos casos en la primera etapa. Por otro lado, las combinaciones de tratamiento basadas en instalaciones de fragmentación –B.01– obtienen menores valores de impacto que las combinaciones basadas en las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02.

Puede afirmarse que la mejor combinación de tratamiento desde el punto de vista de la categoría de Daño a la salud humana suele ser aquella que se basa en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– para el tratamiento del residuo LER 160104* y las instalaciones de fragmentación –B.01– para el tratamiento del residuo LER 160106, independientemente del nivel de transporte considerado.

Para la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema, en función del nivel de transporte considerado, los perfiles del impacto por etapas se muestran en la Figura 94 y en la Figura 95. De nuevo se observa en ambas figuras la existencia de dos tramos diferenciados: entre los centros autorizados de tratamiento y la etapa de fragmentación (con pendiente claramente descendente) y entre la etapa de fragmentación y la etapa de post-fragmentación (con pendiente ascendente o descendente).

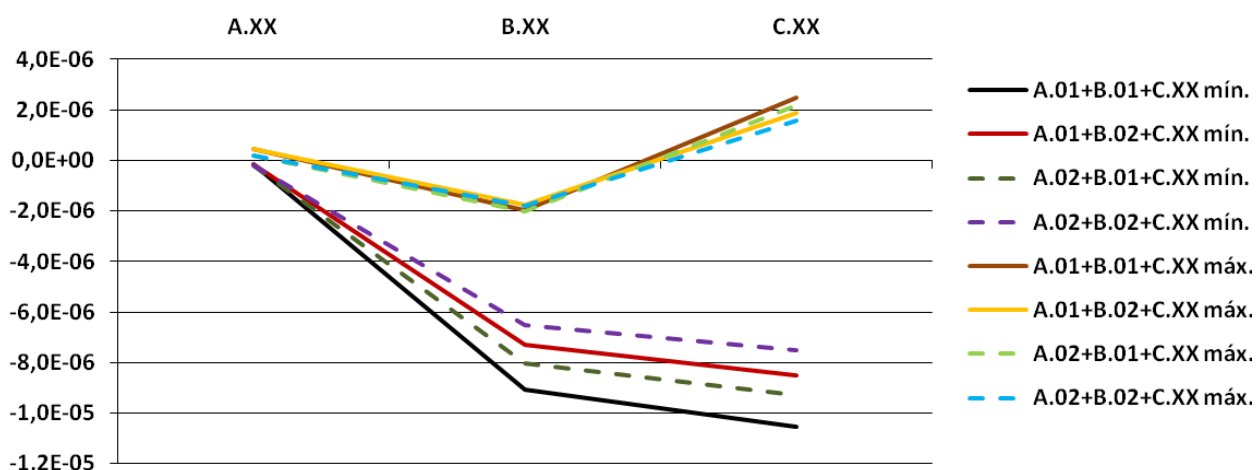


Figura 94. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte bajo

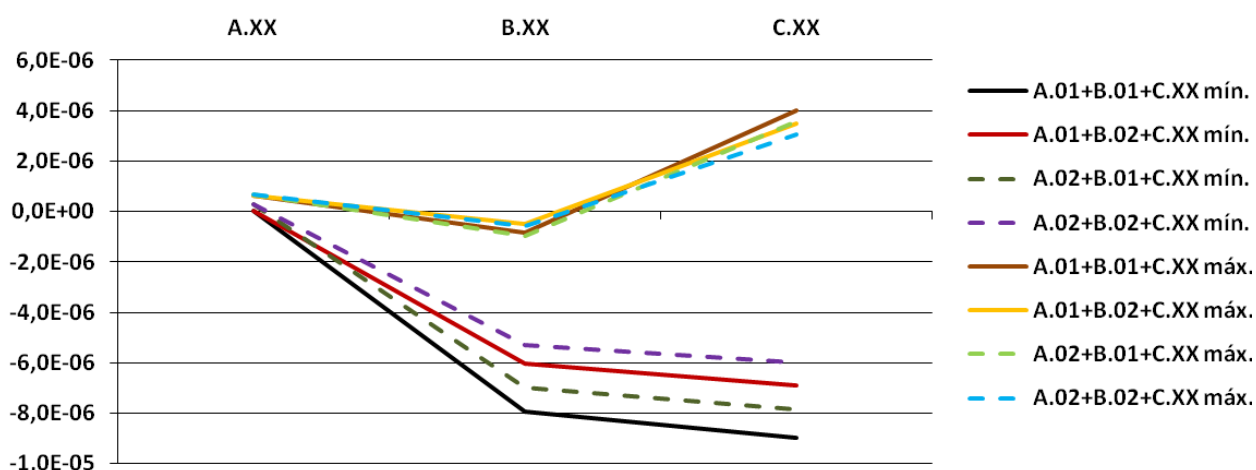


Figura 95. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte alto

La influencia del nivel de transporte considerado, la tipología de centro autorizado de tratamiento, y el tipo de tratamiento de las etapas de fragmentación y post-fragmentación, es aproximadamente igual a lo descrito para la categoría de Daño a la salud humana.

Sin embargo, existen importantes diferencias respecto a la anterior categoría de impacto. Destaca el resultado de la valoración de impacto final en la etapa de post-fragmentación, que llega a ser superior al impacto inicial del sistema. Es decir, según esta categoría de impacto el sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil puede ser más ambientalmente desfavorable cuanto mayor sea el nivel de tratamiento de los residuos. Además, se da la

circunstancia de que la peor valoración de impacto se da en combinaciones de tratamiento basadas en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01.

En esta categoría de impacto no siempre las combinaciones basadas en la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desguace –A.01– son mejores que las basadas en la tipología desfabricación –A.02. Por otro lado, las combinaciones de tratamiento basadas en instalaciones de fragmentación –B.01– tampoco son siempre las que obtienen menores valores de impacto. En las gráficas mostradas se observa que en los valores máximos, los niveles máximos de impacto también se asocian a las instalaciones de fragmentación –B.01. Pues, entre la etapa de fragmentación y post-fragmentación, las combinaciones basadas en las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– reducen su impacto a niveles inferiores a los de su alternativa.

No puede afirmarse, desde el punto de vista de esta categoría de impacto, que la mejor combinación de tratamiento sea el resultado de una combinación de centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación única. En los supuestos en que la valoración de impacto es mínima prevalece la combinación de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– para el tratamiento del residuo LER 160104* y las instalaciones de fragmentación –B.01– para el tratamiento del residuo LER 160106, independientemente del nivel de transporte considerado. Mientras que en los supuestos en que la valoración de impacto es máxima la prevalencia se asocia al centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– y a las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02.

En el caso de la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos, en función del nivel de transporte considerado, los perfiles del impacto por etapas se muestran en la Figura 96 y en la Figura 97. La evolución por etapas del impacto para esta categoría de daño es similar al de la categoría de Daño a la salud humana. En ambas figuras se observan dos tramos claramente diferenciados: un primer tramo con pendiente descendente entre la etapa de tratamiento de los centros autorizados de tratamiento y los tratamientos de fragmentación, y un segundo tramo con pendiente ascendente o descendente entre los tratamientos de fragmentación y los tratamientos de post-fragmentación.

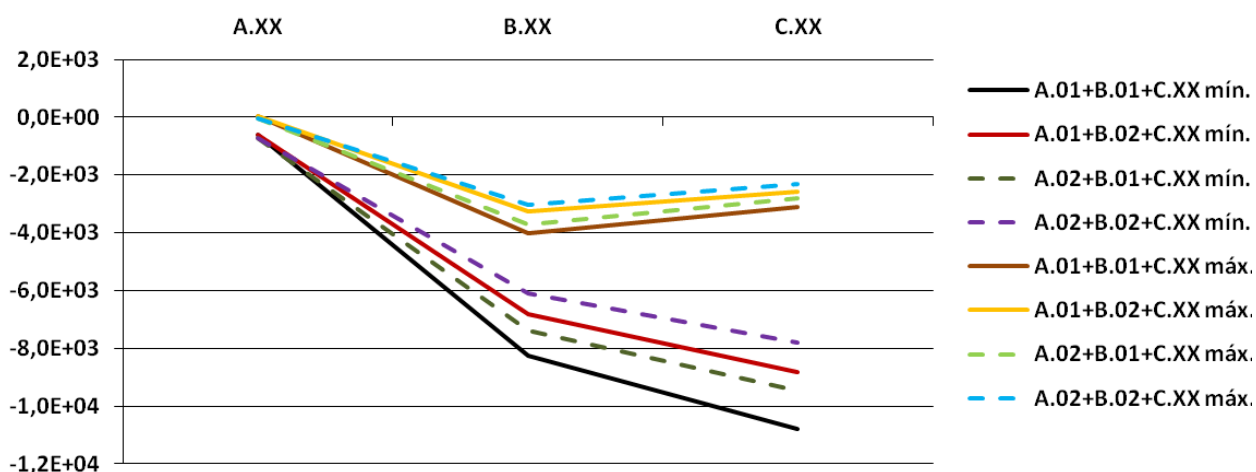


Figura 96. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte bajo

El tramo primero con pendiente descendente para cualquiera de las combinaciones analizadas es consecuencia de la gran cantidad de materiales –metales ferrosos y metales no ferrosos– que son extraídos y reciclados en la etapa de fragmentación. En esta categoría de impacto, el tramo segundo con pendientes ascendentes y descendentes se debe, fundamentalmente, a la variabilidad de los tratamientos de post-fragmentación. El signo negativo del impacto de

tratamientos como VW-Sicon –C.04– y ANL –C.05– es la causa básica de las pendientes negativas. Por otro lado, los tratamientos de Gasificación catalítica –C.11– y Thermostelect-Process –C.14– son la causa básica de las pendientes positivas de este segundo tramo.

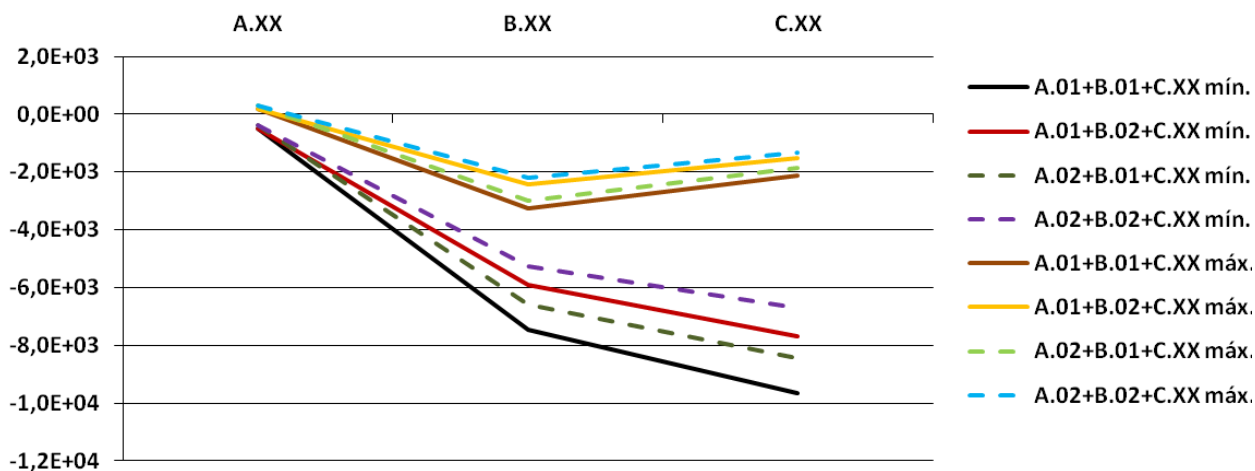


Figura 97. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte alto

En consonancia con lo comentando en párrafos anteriores, un nivel de transporte alto supone un incremento generalizado en valor de impacto para todas las etapas del sistema. Parecido a lo que sucedía para la categoría de Daño a la salud humana, parte de los beneficios ambientales logrados en la etapa de fragmentación son compensados por los perjuicios de algunos tratamientos de post-fragmentación.

En esta categoría de impacto, para los valores mínimos, más de la mitad de las combinaciones basadas en la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desguace –A.01– son más favorables que las basadas en la tipología desfabricación –A.02. Sin embargo, para los valores máximos, los valores de impacto para combinaciones basadas en la tipología desfabricación –A.02– son más parecidos a los de las combinaciones basadas en la tipología desguace –A.01.

Por otro lado, las combinaciones de tratamiento basadas en instalaciones de fragmentación –B.01– obtienen menores valores de impacto que las combinaciones basadas en las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02.

Puede afirmarse que la mejor combinación de tratamiento desde el punto de vista de la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos suele ser aquella que se basa en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– para el tratamiento del residuo LER 160104* y las instalaciones de fragmentación –B.01– para el tratamiento del residuo LER 160106, independientemente del nivel de transporte considerado.

b) Resultados globales

Para continuar con la interpretación de los resultados obtenidos se analizarán los resultados globales obtenidos, de los 480 subconjuntos de rutas de tratamiento, con el fin de identificar qué rutas del sistema son las más favorables ambientalmente. A partir de los datos expuestos en la Tabla 166 del Anexo se elabora un gráfico por cada categoría de daño evaluada. Gráficamente los datos se muestran en el orden de los subconjuntos de rutas previamente definidos, Tabla 166 del Anexo, de modo que se puedan observar las posibles tendencias de los resultados en función de la tipología de centro autorizado de tratamiento, del tratamiento de fragmentación, del tratamiento de post-fragmentación, o de sus combinaciones. Los datos 1 a 240 representan los valores de impacto de todos subconjuntos basados en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01–, mientras que los datos 241 a 480 corresponden al centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02. Los datos 1 a 60, 121 a 180, 241 a 300, y

361 a 420 representan los valores de impacto de todos los subconjuntos basados en el tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación –B.01– por lo que, los datos 61 a 120, 181 a 240, 301 a 360, y 421 a 480 están basados en las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02. Todos los grupos de datos indicados están a su vez subdivididos en función de si representan un valor mínimo o máximo. Por ejemplo, los datos 1 a 30 son los valores mínimos de los subconjuntos basados en las instalaciones de fragmentación –B.01– y los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01–, siendo por lo tanto los datos 31 a 60 los máximos de esa misma combinación. Por último, cada grupo de 30 datos representa el valor del impacto mínimo y máximo en función de los quince tratamientos de post-fragmentación considerados en este estudio. Por ejemplo, el dato 31 representa el valor mínimo de la combinación de centro autorizado de tratamiento tipo desguace –A.01 mínimo–, instalación de fragmentación –B.01 máximo– y depósito en vertedero –C.01. El dato 32 representa el valor máximo de esa misma combinación. En cuanto a la interpretación de las gráficas, indicar por último que los valores de impacto globales considerando un nivel de transporte alto se representan en color rojo oscuro, y en color verde oliva los correspondientes al nivel de transporte bajo.

El análisis se inicia con la exposición de los resultados obtenidos para la categoría de Daño a la salud humana, Figura 98. Se observa que todos los valores de impacto obtenidos en cualquiera de las combinaciones propuestas son negativos. Es decir, el sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil analizado supone en general un beneficio ambiental en lo que a Daño a la salud humana se refiere. Respecto a la influencia debida a los posibles tratamientos se realizaran diversos comentarios en los párrafos siguientes.

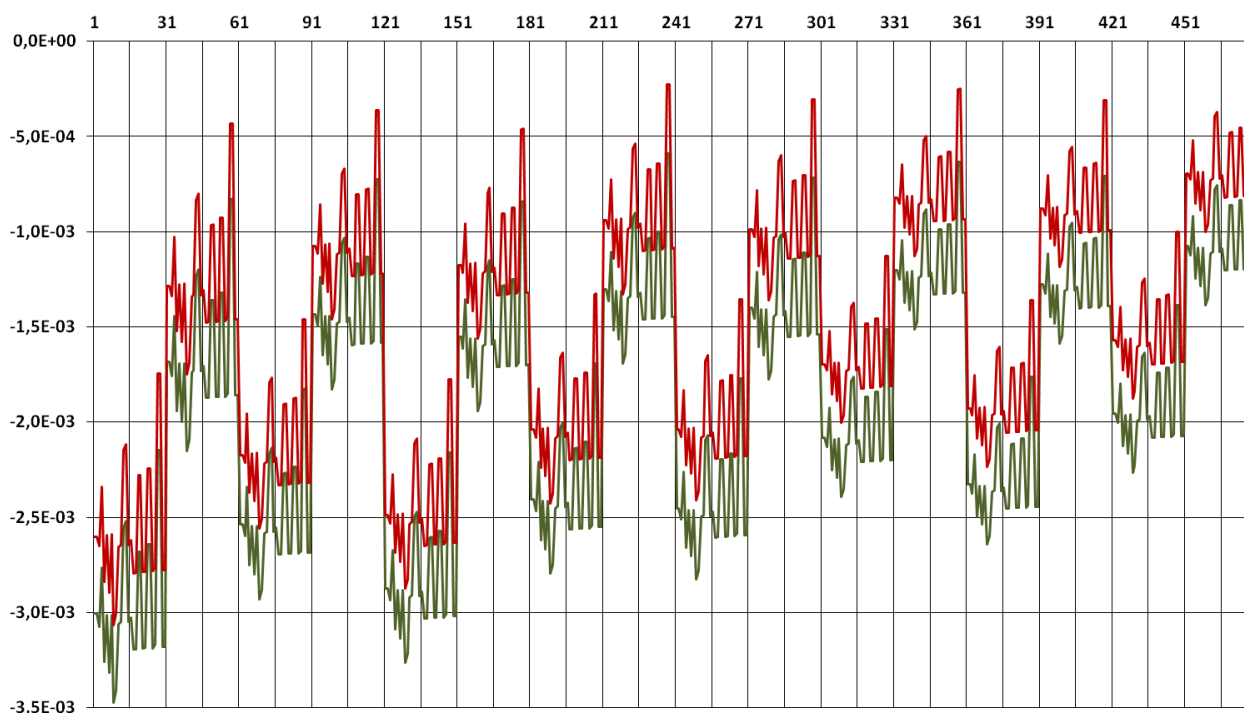


Figura 98. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: resultados globales

En primer lugar resaltar la influencia del transporte para aislar en el posterior análisis este factor. De modo coherente a cómo se ha mostrado anteriormente, el transporte tiene una influencia significativa en la categoría de Daño a la salud humana. El nivel de transporte puede incrementar el valor del impacto entre un 12% y un 90%. La influencia del nivel de transporte es comparable con la influencia que ejerce el tipo de tratamiento aplicado al residuo LER 160106 en la etapa de fragmentación. Obviamente, en el caso del transporte, el incremento de impacto es consecuencia proporcional del aumento de las cantidades y distancias transportadas. Su

influencia es ligeramente mayor en el caso de las alternativas de tratamiento correspondientes a los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– y en menor medida a las instalaciones de fragmentación –B.01.

En segundo lugar se analiza el comportamiento general de los resultados. Se observa la repetición de un mismo patrón a lo largo de toda la gráfica. Dicho patrón se corresponde con grupos de 30 datos, por lo que representa la variación debida al tipo de centro autorizado de tratamiento y al tipo de instalación de fragmentación. Se observa que el valor del impacto para esta categoría de impacto es menor cuando se combinan el tratamiento del residuo LER 160104* en centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– y el tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación –B.01. Sin embargo, la variación que el impacto puede sufrir en el supuesto de esta combinación es mayor que el de la combinación de centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– e instalación de fragmentación y medios densos –B.02. Los motivos básicos estos dos fenómenos son:

- La menor cantidad de residuos extraídos, y asociada a esta circunstancia un menor consumo energético y una menor necesidad de tratar dichos residuos posteriormente, de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– y de las instalaciones de fragmentación –B.01.
- El mayor impacto ambiental de la energía consumida en las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02.

Respecto a la primera cuestión, menor cantidad de residuos extraídos, no debe confundirse esta situación con una ventaja de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– frente al tipo desfabricación –A.02. Por un lado, la no generación de residuos derivados de los procesos aplicados en el centro, como aguas aceitosas y lodos u otros residuos inertes, esconde una ineficiencia y, posiblemente, una mala práctica de este tipo de centro. Por otro, la no extracción de residuos de ciertas fracciones presentes en los vehículos, como el vidrio, esconde un interés económico que puede desvirtuar el funcionamiento del sistema. No es ciertamente creíble que en unas instalaciones en donde se gestionan residuos que pueden sufrir derrames, como los aceites, las supuestas instalaciones de control y contención no generen ningún flujo. Posiblemente, los flujos de aguas aceitosas y lodos no sean declarados correctamente, omitidos, asignados como otro residuo o vertidos incontroladamente. En cualquier caso, las posibilidades que justificarían tal circunstancia serían su contabilidad como aceites y lubricantes usados que tengan cierto valor económico ante una posible valorización, evitar una carga económica o su inclusión como masa del residuo LER 160106 remitido a la etapa posterior de fragmentación. En este último supuesto, el factor económico es el que motiva la omisión de este y de cualquier otro residuo. Habitualmente el residuo LER 160106 es vendido a las instalaciones de fragmentación como una masa única de la que se aprovecharán principalmente las fracciones metálicas. El precio de venta no suele contemplar bonificaciones o penalizaciones en función de la cantidad de fracciones no metálicas, otras sustancias y contaminantes que contenga. Es decir, a más cantidad de residuo LER 160106 que se remite a las instalaciones de fragmentación mayor beneficio económico directo, menor cantidad de residuos que el centro autorizado de tratamiento debe gestionar y, posiblemente, evitar el pago por la gestión de un residuo y obtener un beneficio por su venta como otro. La posible inclusión de residuos como residuo LER 160106 por su mayor valor comercial también justificaría, por ejemplo, la prácticamente nula extracción de vidrio en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01.

Resaltar además las diferencias entre valores mínimos y máximos de las combinaciones basadas en la tipología de centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– y las basadas en la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02. La

diferencia entre los valores mínimos es mayor que la diferencia entre los valores máximos. Los valores máximos de ambas familias de combinaciones son bastante similares, o dicho de otro modo, su impacto más desfavorable es similar.

En tercer lugar se analiza la influencia que, independientemente del tipo de centro autorizado de tratamiento o del tipo de instalación de fragmentación considerada, supone la elección de una u otra tecnología de post-fragmentación. Si se considera el nivel de impacto obtenido en cada uno de los 16 grupos de 30 datos en que se pueden dividir los resultados, y que se corresponden con las tecnologías de post-fragmentación, se observa un patrón que se repite a lo largo de toda la gráfica. En cada réplica de ese patrón, cada 30 datos, se observa que existe:

- una tecnología con un valor de impacto significativamente inferior a los demás;
- cuatro tecnologías con un valor de impacto que se sitúan como posible segundo menor valor;
- una tecnología con un valor de impacto significativamente superior a los demás;
- una tecnología con un valor de impacto que siempre se sitúa como segundo mayor valor; y
- ocho tecnologías con valores que oscilan en una banda intermedia.

Este patrón de comportamiento nos permite identificar y priorizar la idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación en función de su menor impacto ambiental (Tabla 146). Según esta clasificación, la tecnología de tratamiento físico y mecánico avanzado ANL –C.05– es la ambientalmente más favorable, seguida por VW-Sicon –C.04–, Salyp –C.03–, el tratamiento pirolítico Citron –C.09– y la Gasificación catalítica –C.11. La tecnología peor clasificada es Thermostelect-Process –C.14– seguida de la Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07.

Dado que las tres primeras posiciones están ocupadas por tecnologías de tratamiento físico y mecánico avanzado del residuo de fragmentación, se puede decir que existe una cierta prevalencia de este tipo de tecnologías.

Tabla 146. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la salud humana

Clasificación	Tecnología de post-fragmentación	Código
1 ^a	ANL	C.05
2 ^a	VW-Sicon	C.04
3 ^a	Salyp	C.03
4 ^a	Citron	C.09
5 ^a	Gasificación catalítica	C.11
6 ^a	TwinRec	C.13
7 ^a	SVZ Schwarze Pumpe	C.15
8 ^a	R-Plus/Wesa SLF	C.02
9 ^a	Hidrólisis	C.06
10 ^a	Horno de cementera	C.08
11 ^a	Depósito en vertedero	C.01
12 ^a	Gasificación secuencial en horno rotativo	C.10
13 ^a	Reshment	C.12
14 ^a	Co-incineración con residuos sólidos municipales	C.07
15 ^a	Thermostelect-Process	C.14

Continúa el análisis con la exposición de los resultados obtenidos para la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema, Figura 99. Se observa que los valores de impacto obtenidos en cualquiera de las combinaciones propuestas varían entre valores negativos y valores positivos. Es decir, el sistema de tratamiento puede, según la evaluación realizada para esta categoría de

impacto, suponer un beneficio ambiental o una carga ambiental.

En esta categoría de impacto, y en consonancia con lo ya descrito en los apartados anteriores, la variación del nivel de transporte supone una variación significativa de los resultados obtenidos. Sin embargo, la influencia del nivel de transporte es superior a la influencia que ejerce el tipo de tratamiento aplicado al residuo LER 160106 en la etapa de fragmentación. Por ejemplo, la diferencia entre la combinación A.01, B.01 con nivel de transporte bajo y con nivel de transporte alto es superior a la variación entre la combinación A.01, B.01 con nivel de transporte bajo y la combinación A.01, B.02 con nivel de transporte bajo.

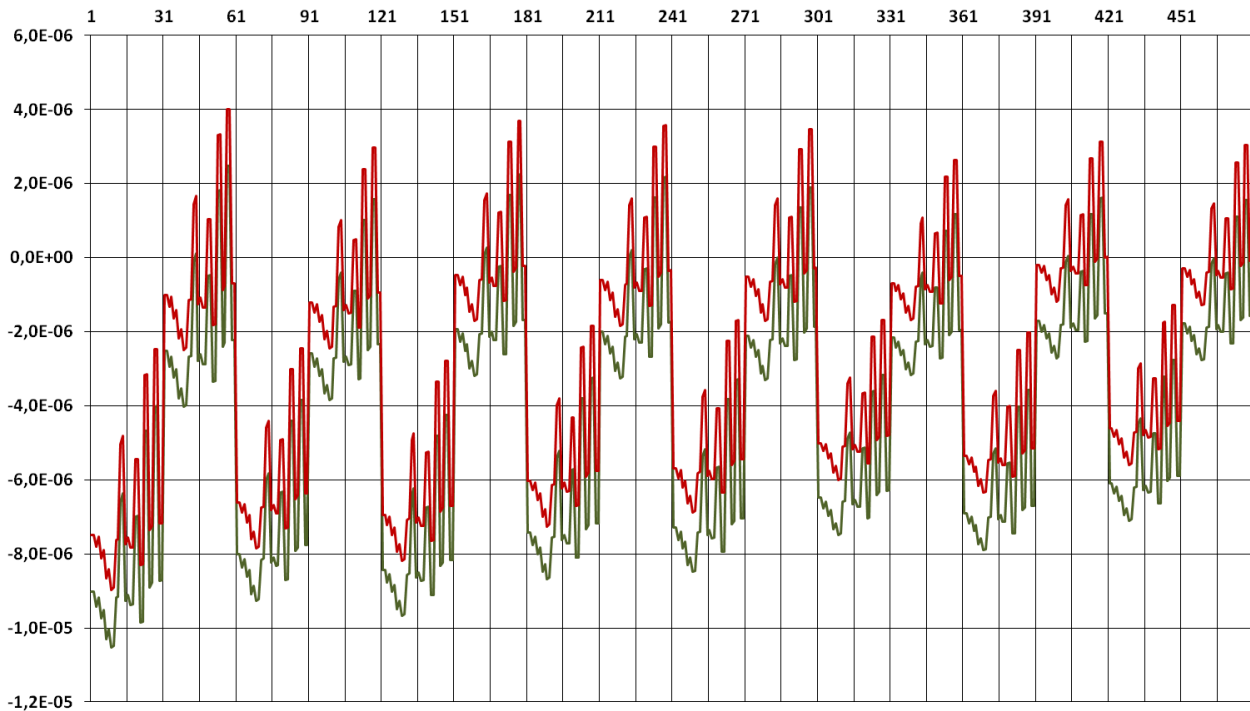


Figura 99. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: resultados globales

En cuanto al comportamiento general, resalta el hecho de que las combinaciones basadas en la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desguace –A.01– puedan ser al mismo tiempo las más favorables y las más desfavorables. Es decir, las rutas de tratamiento basadas en la tipología desguace –A.01– presentan el mayor potencial de mejora ambiental pero, si no se coordinan adecuadamente con los tratamientos posteriores, pueden ser las peores rutas de tratamiento. Las combinaciones de tratamiento basadas en la tipología desfabricación –A.02– son más estables, la diferencia entre el valor mínimo y el valor máximo es menor. Un comportamiento parecido se observa al analizar la influencia que tienen las instalaciones de fragmentación. Las instalaciones de fragmentación –B.01– se comportan de modo análogo a la tipología desguace –A.01: obtienen a la vez la mejor y la peor valoración ambiental. Mientras que las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– se asemejan a la tipología desfabricación –A.02: muestran un rango de variación menor. En ambos casos, centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación, se puede decir que el impacto final depende en gran medida de los tratamientos posteriores que se apliquen a los otros residuos y materiales que se extraigan durante el fin de vida del vehículo.

Respecto a la influencia que, independientemente del tipo de centro autorizado de tratamiento o del tipo de instalación de fragmentación considerada, supone la elección de una u otra tecnología de post-fragmentación, al agrupar los datos de igual modo que en la categoría de impacto anterior, se observa que existe:

- dos tecnologías con valor de impacto inferior a los demás;

- dos tecnologías con valores de impacto que las sitúan como tercera y cuarta alternativa ambientalmente más favorable;
- dos tecnologías con valores de impacto similares que se sitúan a continuación de las anteriores;
- siete tecnologías con valores de impacto intermedio; y
- dos tecnologías con valor de impacto superior a las demás.

Este patrón de comportamiento sirve para identificar y priorizar la idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación en función de su menor impacto ambiental (Tabla 147). Según esta clasificación, de nuevo el tratamiento físico y mecánico avanzado ANL –C.05– es el ambientalmente más favorable, seguida de VW-Sicon –C.04. A continuación se sitúan la Gasificación catalítica –C.11–, Salyp –C.03–, Citron –C.09– y R-Plus/Wesa SLF –C.02. En las últimas posiciones se sitúan, de nuevo, Thermoselect-Process –C.14–, Reshment –C.12–, Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07– y Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10.

Casi como sucedía en el caso de la categoría de Daño a la salud humana, entre las cuatro primeras posiciones de esta clasificación se sitúan tres tecnologías de tratamiento físico y mecánico avanzado. Es decir, de nuevo se observa cierta prevalencia de este tipo de tecnologías.

Tabla 147. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema

Clasificación	Tecnología de post-fragmentación	Código
1 ^a	ANL	C.05
2 ^a	VW-Sicon	C.04
3 ^a	Gasificación catalítica	C.11
4 ^a	Salyp	C.03
5 ^a	Citron	C.09
6 ^a	R-Plus/Wesa SLF	C.02
7 ^a	Horno de cementera	C.08
8 ^a	Hidrólisis	C.06
9 ^a	Depósito en vertedero	C.01
10 ^a	TwinRec	C.13
11 ^a	SVZ Schwarze Pumpe	C.15
12 ^a	Gasificación secuencial en horno rotativo	C.10
13 ^a	Co-incineración con residuos sólidos municipales	C.07
14 ^a	Reshment	C.12
15 ^a	Thermoselect-Process	C.14

Para terminar el análisis se exponen los resultados obtenidos para la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos, Figura 100. Al igual que sucedía en la categoría de Daño a la salud humana, se observa que todos los valores de impacto obtenidos en cualquiera de las combinaciones propuestas son negativos. Es decir, el sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil analizado supone en general un beneficio ambiental en lo que a Daño a la disponibilidad de recursos se refiere. Respecto a la influencia debida a los posibles tratamientos se realizaran diversos comentarios en los párrafos siguientes.

De nuevo el nivel de transporte considerado puede suponer un incremento del valor de impacto, entre un 11% y un 45%. Por lo tanto, puede decirse que el nivel de transporte influye significativamente en el resultado de la evaluación de esta categoría de impacto. En esta categoría de impacto, la influencia del transporte parece que es superior a la del tratamiento

aplicado al residuo LER 160106 en la etapa de fragmentación.

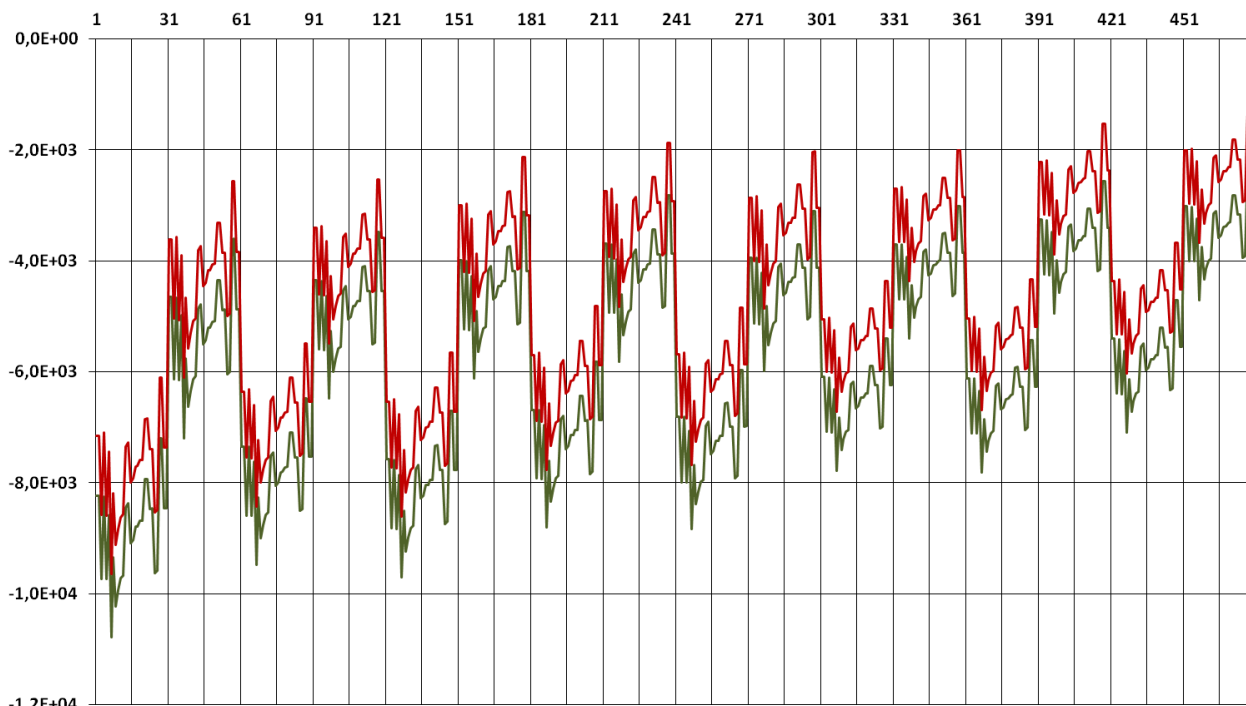


Figura 100. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: resultados globales

Respecto al comportamiento general, de nuevo surge el patrón de 30 datos que representa la variación debida al tipo de centro autorizado de tratamiento y al tipo de instalación de fragmentación. De nuevo, el valor en esta categoría de impacto es menor cuando se combinan el tratamiento del residuo LER 160104* en centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– y el tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación –B.01. Sin embargo, la variación que el impacto puede sufrir en el supuesto de esta combinación es mayor que el de la combinación de centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– e instalación de fragmentación y medios densos –B.02. Los motivos básicos estos dos fenómenos son similares a los expuestos para la categoría de Daño a la salud humana.

Por último se analiza la influencia que, independientemente del tipo de centro autorizado de tratamiento o del tipo de instalación de fragmentación considerada, supone la elección de una u otra tecnología de post-fragmentación. Al agrupar los datos de igual modo que en las categorías de impacto anteriores, se observa que existe:

- dos tecnologías con valores de impacto significativamente menores;
- tres tecnologías con un valor de impacto similar que podrían ocupar el tercer puesto;
- siete tecnologías con valores de impacto intermedios; y
- tres tecnologías con los peores –mayores– valores de impacto, entre las que destaca una en particular.

En base al patrón de comportamiento se identifica y prioriza la idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación en función de su menor impacto ambiental (Tabla 148). Según esta clasificación, las tecnologías de tratamiento físico y mecánico avanzado VW-Sicon –C.04–, ANL –C.05– y R-Plus/Wesa SLF –C.02– son las ambientalmente más favorables, seguidas por la tecnología de Hidrólisis –C.06. Como tecnología más desfavorable vuelve a aparecer la tecnología Thermoselect-Process –C.14. Otra vez se observa la prevalencia favorable del grupo de tratamientos físicos y mecánicos avanzados, que representa a cuatro de las seis alternativas más favorables.

Tabla 148. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos

Clasificación	Tecnología de post-fragmentación	Código
1 ^a	VW-Sicon	C.04
2 ^a	ANL	C.05
3 ^a	R-Plus/Wesa SLF	C.02
4 ^a	Hidrólisis	C.06
5 ^a	Salyp	C.03
6 ^a	TwinRec	C.13
7 ^a	Horno de cementera	C.08
8 ^a	Citron	C.09
9 ^a	Gasificación secuencial en horno rotativo	C.10
10 ^a	Reshment	C.12
11 ^a	SVZ Schwarze Pumpe	C.15
12 ^a	Co-incineración con residuos sólidos municipales	C.07
13 ^a	Depósito en vertedero	C.01
14 ^a	Gasificación catalítica	C.11
15 ^a	Thermoselect-Process	C.14

6.3 Conclusiones

Con el objetivo de evaluar el desempeño ambiental del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil, en este capítulo se han analizado diversos indicadores. En concreto se han analizado los indicadores ambientales derivados de la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil:

- el índice de reutilización y reciclado de vehículos al final de su vida útil; y
- el índice de reutilización y valorización de vehículos al final de su vida útil.

Y los indicadores de categoría de impacto ambiental de punto final, basados en la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, del método de evaluación de impacto ReCiPe:

- La categoría de Daño a la salud humana;
- La categoría de Daño a la diversidad del ecosistema; y
- La categoría de Daño a la disponibilidad de recursos.

En primer lugar, la cuantificación de los índices derivados de la Directiva 2000/53/CE ha permitido determinar los porcentajes actualmente alcanzados, y los que cabría esperar para un futuro próximo, según las diversas alternativas de tratamiento que forman el sistema estudiado. Los resultados obtenidos permiten estimar en un 78,93% las posibilidades existentes actualmente de reutilizar y reciclar cómo mínimo el 80% de la masa de los vehículos al final de su vida útil, y reutilizar y valorizar cómo mínimo el 85%. Esta estimación se reduce al 17,50% si se fijan los valores mínimos en un 85% de reutilización y reciclado y en un 95% de reutilización y valorización. Los resultados muestran además una clara influencia en el porcentaje alcanzado en función de las tecnologías consideradas en cada una de las etapas fundamentales del fin de vida. Se ha mostrado que:

- En la etapa de tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en centros autorizados de tratamiento, considerar el centro tipo desfabricación –A.01– supone incrementar la probabilidad de cumplir los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE actualmente y futuros en algo más de un 50% respecto al tipo desguace –A.02.

- En la etapa de tratamiento del residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros residuos peligrosos en instalaciones de fragmentación, también se observan diferencias, aunque algo menores. En este caso, el tratar el residuo en una instalación de fragmentación –B.01– o en una instalación de fragmentación y medios densos –B.02– supone una variación próxima al 33%, a favor de la instalación de fragmentación y medios densos.
- En la etapa de tratamiento del residuo de post-fragmentación mediante alguna de las 15 tecnologías de tratamiento propuestas, la elección de una de estas puede significar reducir prácticamente a nula la probabilidad de cumplir los objetivos exigidos o, en el mejor de los casos, prácticamente asegurar su cumplimiento.

Mediante la observación del grado de cumplimiento que se alcanza al combinar las alternativas de tratamiento posibles en cada una de las tres etapas fundamentales del sistema se ha podido determinar cuáles serían las rutas más adecuadas que lograrían el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE. En primer lugar destacan el conjunto de rutas que tienen como denominador común la tecnología de post-fragmentación Citron. En cualquiera de las combinaciones de rutas consideradas, el hecho de tratar el residuo de post-fragmentación mediante la tecnología Citron permite cumplir casi un 100% de los casos los objetivos exigidos. Es decir, independientemente del tratamiento del residuo LER 160104* aplicado e independientemente del tratamiento del residuo LER 160106, si el residuo de post-fragmentación es procesado en instalaciones que apliquen la tecnología Citron se lograría, en la práctica totalidad de los casos, cumplir con los objetivos más restrictivos de la Directiva 2000/53/CE. A continuación le siguen las alternativas de tratamiento basadas en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación, las instalaciones de fragmentación y medios densos y una de las siguientes tecnologías de tratamiento del residuo de post-fragmentación, Gasificación catalítica, VW-Sicon o Reshment. Si bien es verdad que, entre estas alternativas de tratamiento, sólo la que considera a la Gasificación catalítica muestra una probabilidad de cumplimiento superior al 90%. Si bien existen otras combinaciones de tratamientos que lograrían cumplir los referidos objetivos, su representatividad y probabilidad de éxito es sustancialmente menor (menos del 50% de probabilidad). Este sería el caso de las alternativas basadas en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación y la tecnología ANL o en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación, las instalaciones de fragmentación y medios densos y la tecnología ANL.

Como resultados más adversos destacan el improbable cumplimiento de los objetivos enunciados si se aplican las tecnologías de post-fragmentación denominadas como Depósito en vertedero y Co-incineración con residuos sólidos municipales.

En general, se ha observado una clara diferencia en cuanto a la probabilidad de satisfacción actual y futura de la Directiva 2000/53/CE. Puede decirse que, dicha probabilidad aumenta si se trata el residuo LER 160104* en centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación y si se trata el residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación y medios densos. Puede decirse que, si se quiere realmente promover la reutilización y el reciclado, limitar en parte la valorización y limitar a cuotas muy reducidas la eliminación de residuos, el sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil debería de basarse en la combinación de las tecnologías representadas por:

- los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación;
- las instalaciones de fragmentación y medios densos; y
- los tratamientos de post-fragmentación basados en la tecnología Citron.

En segundo lugar, la evaluación de impacto del ciclo de vida realizada ha permitido convertir las entradas y salidas de materiales y energías asociadas a los tratamientos de residuos expuestos

en capítulos anteriores en valores de impacto potencial en el medio ambiente. Para lograrlo, además de seguir la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, se ha aplicado el método ReCiPe descrito en el apartado 2.2.3.

En segundo lugar, la evaluación de impacto del ciclo de vida realizada ha permitido convertir las entradas y salidas de materiales y energías asociadas a los tratamientos de residuos expuestos en capítulos anteriores en valores de impacto potencial en el medio ambiente. Para lograrlo, además de seguir la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, se ha aplicado el método ReCiPe descrito en el apartado 2.2.3 para determinar los valores de impacto para las categorías de Daño a la salud humana, Daño a la diversidad del ecosistema y Daño a la disponibilidad de recursos. Considerando las distintas fases de tratamiento a las que se someten los residuos derivados de los vehículos al final de su vida útil, se han determinado los impactos de las categorías indicadas para:

- las múltiples y diversas alternativas de tratamiento de otros residuos y materiales;
- las quince alternativas tecnológicas para el tratamiento post-fragmentación;
- las dos tipologías de centro autorizado de tratamiento del residuo LER 160104* estudiados;
- las dos alternativas de tratamiento de fragmentación del residuo LER 160106 consideradas; y
- el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil.

En general, los resultados de la evaluación de impacto no son iguales para las tres categorías de impacto consideradas. Se han detectado situaciones en las que un tratamiento puede estar mejor valorado que otro en la categoría de Daño a la salud humana mientras que en la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema la situación se invierte. No obstante, en general se observan ciertas tendencias en el comportamiento ambiental de los tratamientos aplicados en cada una de las etapas del fin de vida de vehículos.

En el caso de los tratamientos aplicados a otros residuos y materiales se ha destacado el beneficio ambiental que supone la recuperación de materiales de los catalizadores usados y el perjuicio que, habitualmente, suponen los tratamientos asociados a incineraciones o combustiones. Con claras diferencias en función de la categoría considerada, también se ha observado que los tratamientos que permiten la recuperación de materiales o componentes, o la recuperación de la energía contenida en los residuos, suelen ser beneficiosos para el medio ambiente.

La evaluación de los tratamientos de post-fragmentación ha permitido determinar el origen de los impactos de cada tecnología considerada, así como identificar que tecnologías son ambientalmente más bondadosas. A este respecto cabe destacar que no todas las tecnologías en todas las categorías de impacto suponen un beneficio ambiental, pues el conjunto de tecnologías estudiado varía entre el perjuicio y el beneficio. En este contexto, no ha sido posible determinar con claridad qué tecnología de post-fragmentación es la más beneficiosa para el medio ambiente. Sin embargo, sí que se ha podido determinar cuál es la tecnología de post-fragmentación más desfavorable para el medio ambiente, por ser la pero valorada en las tres categorías de impacto. Esta tecnología se denomina Thermostelect-Process.

Posteriormente, la evaluación de los tratamientos de fragmentación ha permitido identificar a las instalaciones de fragmentación y medios densos como más desfavorables ambientalmente, si se consideran exclusivamente los procesos propios. Como causa principal de esta valoración se ha identificado a la energía consumida por dichas instalaciones. Sin embargo, al considerar los tratamientos posteriores a los residuos generados en esta etapa, así como el transporte, la denominación de más desfavorable ambientalmente no puede ser tan claramente asignada a

las instalaciones de fragmentación y medios densos. Se da la circunstancia de que los peores valores de impacto no se corresponden, en todas las categorías de impacto, a las instalaciones de fragmentación y medios densos. Se puede decir que el impacto ambiental de las instalaciones de fragmentación suele ser inferior al de las instalaciones de fragmentación y medios densos, pero no en todas las situaciones evaluadas.

Tras la evaluación de la etapa de fragmentación se ha evaluado el tratamiento del residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en las dos tipologías de centro autorizado de tratamiento consideradas. En primera instancia se ha evaluado el impacto de los procesos realizados en los propios centros autorizados de tratamiento. En este caso, la tipología de centro autorizado de tratamiento denominada desguace supone un impacto ambiental menor en dos de las tres categorías de impacto evaluadas: Daño a la salud humana y Daño a la diversidad del ecosistema. En la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos la tipología denominada desfabricación es más desfavorable. En segunda instancia se ha vuelto a evaluar las dos tipologías de centro autorizado de tratamiento pero considerando el transporte y los tratamientos aplicados a los residuos y materiales extraídos (excluyendo el residuo LER 160106). En esta segunda evaluación, el impacto más favorable y el impacto más desfavorable para las tres categorías evaluadas se debe a la tipología de centro autorizado de tratamiento denominada desfabricación. La tipología desguace obtiene valores de impacto intermedios, ni los más favorables ni los más desfavorables. Al analizar los resultados se ha observado cómo el transporte y los tratamientos a los que se pueden someter los otros residuos y materiales extraídos en los centros autorizados de tratamiento producen grandes variaciones en el valor de impacto. En particular, es destacable la influencia del transporte, que asociado a tratamientos que generen mayores cantidades de residuos, piezas o componentes, puede relegar a dicho tratamiento a una valoración de impacto mucho más perjudicial. Ante esta situación, no se ha podido determinar cuál de las dos tipologías es la más favorable.

Finalmente se ha evaluado el impacto ambiental del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil. Además de los valores totales de impacto se ha mostrado cómo evoluciona el impacto ambiental a lo largo del sistema. Las gráficas con los perfiles de la evolución de impacto han permitido identificar qué combinaciones de tratamientos son más favorables ambientalmente. El tratamiento de vehículos al final de su vida útil en el sistema analizado no siempre genera un beneficio ambiental. En el caso de la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema puede llegar a ser más perjudicial completar el tratamiento que, por ejemplo, sólo aplicar los tratamientos hasta la etapa de fragmentación. En general, suele suceder que una combinación de tratamientos basada en la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desguace sea más favorable que otra basada en la tipología desfabricación. Pero este hecho no se cumple en todas las categorías de impacto. Algo parecido sucede con las instalaciones de fragmentación y medios densos. Habitualmente las combinaciones basadas en las instalaciones de fragmentación obtienen valores de impacto menores (más favorables), pero no es una constante para todas las categorías de impacto. Además, la evaluación de impacto ha permitido identificar el comportamiento del sistema en función de las tecnologías de post-fragmentación (Tabla 149). Existe una tecnología de post-fragmentación que siempre se asocia a la peor valoración de impacto, la tecnología Thermoselect-Process. Sin embargo, no existen otros casos de tecnologías que se pueden asociar tan claramente a las peores posiciones. Para la categoría de Daño a la salud humana las siguientes peores tecnologías son la Co-incineración con residuos sólidos municipales y Reshment, y viceversa en el caso de la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema. En el caso de la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos estas dos posiciones las ocupan la Gasificación catalítica y el Depósito en vertedero. Sin embargo, existen dos tecnologías candidatas a ser las más favorables ambientalmente: los tratamientos físicos y mecánicos avanzados ANL y VW-Sicon. Estos tratamientos alternan el

menor valor de impacto en las tres categorías evaluadas. El resto de tecnologías de post-fragmentación no pueden clasificarse claramente como mejores o peores. La evaluación realizada sólo permite indicar si generalmente tiene valores de impacto menores (más favorables) o valores de impacto mayores (más desfavorables).

En general, debería analizarse la estabilidad de los resultados obtenidos en la evaluación de impacto del ciclo de vida. La posible influencia o sensibilidad frente a asociadas a la calidad de los datos, o a las suposiciones realizadas para la estimación de dichos datos, a la importancia relativa de las categorías de impacto, la perspectiva asociada al método de evaluación o la posible utilización de un indicador único, son cuestiones que quizás puedan ayudar a determinar las alternativas de tratamiento más favorables para el medio ambiente. Este tipo de análisis, denominado análisis de sensibilidad, se realizará en el capítulo siguiente con el propósito de tratar de clarificar la idoneidad entre alternativas de tratamiento.

Tabla 149. Resumen de la idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación

Clasificación	Daño a la		
	Salud humana	Diversidad del ecosistema	Disponibilidad de recursos
1ª	C.05	C.05	C.04
2ª	C.04	C.04	C.05
3ª	C.03	C.11	C.02
4ª	C.09	C.03	C.06
5ª	C.11	C.09	C.03
6ª	C.13	C.02	C.13
7ª	C.15	C.08	C.08
8ª	C.02	C.06	C.09
9ª	C.06	C.01	C.10
10ª	C.08	C.13	C.12
11ª	C.01	C.15	C.15
12ª	C.10	C.10	C.07
13ª	C.12	C.07	C.01
14ª	C.07	C.12	C.11
15ª	C.14	C.14	C.14

Para concluir estas conclusiones, y considerando lo expuesto en los párrafos anteriores, sería difícil identificar qué ruta de tratamientos debería aplicarse a los vehículos al final de su vida útil para que el impacto sobre el medio ambiente fuese el menor posible. Según los índices de reutilización y reciclado, y de reutilización y valorización, la ruta a seguir debería comenzar en un centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación, continuar en una instalación de fragmentación y medios densos y finalizar en unas instalaciones de post-fragmentación basadas en la tecnología Citron. Según la evaluación de impacto del ciclo de vida, parece que sería preferible en general iniciar el tratamiento en un centro autorizado de tratamiento tipo desguace, continuar en instalaciones de fragmentación y finalizar en unas instalaciones de post-fragmentación basadas en la tecnología ANL o en la tecnología VW-Sicon, al menos en muchos casos. Además, todas esas instalaciones deberían localizarse cercanas entre sí, y cercanas a otras instalaciones de tratamiento para otros residuos y materiales. La cercanía a los mercados de piezas y componentes de segunda mano no sería relevante, pues no parece que esta posible reutilización de parte del vehículo contribuya una diferencia significativa. Es decir, la evaluación del desempeño ambiental realizada nos ha permitido conocer cómo cumple y cómo cumplirá los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE, cuál es el Daño a la salud humana, el Daño a la diversidad del ecosistema y el Daño a la disponibilidad de recursos del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil, pero no identificar la ruta de tratamiento que

optimice todos los indicadores evaluados.

Capítulo 7. Análisis de sensibilidad

Como complemento a la interpretación de los resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida realizada en el apartado 6.2.4 del capítulo anterior, se considera oportuno realizar un análisis de sensibilidad. El análisis de sensibilidad es un procedimiento útil para estimar los efectos sobre el resultado del estudio ante otras posibilidades para el cálculo. El análisis de sensibilidad es, por su utilidad, un aspecto importante recomendado por la norma UNE-EN ISO 14040:2006 cuando se realiza un estudio de Análisis del Ciclo de Vida. En este estudio, a partir de los resultados obtenidos en los capítulos anteriores, se han identificado diversas cuestiones que pueden afectar a los resultados de la evaluación de impacto:

- resultados del inventario de los centros autorizados de tratamiento que suponen, por exceso o por defecto, cantidades no coherentes con los valores esperados de diversos residuos;
- la posibilidad de disponer, en un futuro próximo, de una energía eléctrica y de un transporte rodado por carretera menos contaminantes;
- la consideración metodológica de otras perspectivas, más optimistas y más pesimistas; y
- la aplicación de un único indicador de impacto.

En base a ellas, se pretende analizar mediante un análisis de sensibilidad cómo afecta a la evaluación de impacto:

1. Las divergencias detectadas en el inventario de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01.
2. La consideración de una energía eléctrica basada en mayores porcentajes de energías renovables.
3. La consideración de un transporte rodado con menor impacto ambiental.
4. La aplicación de las perspectivas individualista e igualitaria del método ReCiPe.
5. La aplicación de las etapas opcionales de normalización, agrupación y ponderación del método ReCiPe para la obtención de un valor único de impacto.

7.1 Divergencias en el inventario

En el primer caso, se pretende analizar cómo afectan el impacto global del sistema algunos de los datos anómalos –por exceso o defecto– obtenidos para el inventario de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01. En el apartado 3.3.2.1 se indicaban las cantidades de residuos y materiales extraídos en esta tipología de centros autorizados de tratamiento. En base a dichos datos, en el apartado 3.4 se realizaba una comparativa entre las dos tipologías de centro autorizado de tratamiento consideradas en este estudio. De dicha comparación se pueden resaltar, por su posible influencia en el impacto global del sistema, la excesiva o alta cantidad de baterías usadas y filtros de aceite, y la nula o baja cantidad de aguas aceitosas y lodos, vidrios, residuos inertes y neumáticos fuera de uso.

Los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– extraían una media de 23,17 kg de baterías usadas por cada 1.000 kg de residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil. Este valor contrastaba con los de 12 kg que algunos estudios indican como valor medio (ANFAC et ál., 2001). Es posible que dicha diferencia sea consecuencia de la imputación de baterías procedentes de otro tipo de usos y vehículos, por ejemplo tractores, que son remitidos a estas instalaciones de modo inapropiado. Ante esta situación, se propone reducir la masa de baterías extraídas en el tipo desguace –A.01– a 12 kg por cada 1.000 kg de residuo LER 160104*.

En el apartado 5.5.2 se mostraba la composición media de los filtros de aceite. Las fracciones básicas de los filtros suelen ser: el metal de la carcasa, la celulosa del elemento filtrante y los polímeros usados en las juntas (Gaidajis et ál., 2011). Los filtros usados presentan esas mismas fracciones y una cantidad de aceite usado. La cantidad de aceite usado presente depende en gran medida de la aplicación de buenas prácticas a la hora de su drenado. Considerando que el filtro propiamente dicho supone 280 gramos de peso, puede entenderse que el resto de masa de un filtro usado es debida al aceite usado que contenga. Dado que es imposible extraer todo el aceite usado del filtro, en la bibliografía consultada se indica que la masa de aceite contenido en los filtros usados es del orden de 175 gramos. En el caso de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– el peso medio de los filtros usados era de 1,56 kg, por lo que se puede suponer que alrededor de 1,10 kg de aceite usado no es correctamente extraído y gestionado. Ante este hecho, se propone reducir la masa de filtros de aceite usado extraídos en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– hasta un valor de 0,46 kg. Como contrapartida, y dado que el aceite usado contenido en exceso debería ser gestionado de modo adecuado y no lo es, se propone considerar un vertido al medio de 1,10 kg de aceite usado.

Al comparar los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– con el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02–, se observaba la inexistencia en el primero de residuos sólidos derivados del funcionamiento de las instalaciones y de residuos líquidos procedentes de instalaciones de control de derrames y vertidos. Respecto a la ausencia de residuos sólidos, parece lógico pensar que toda instalación industrial en funcionamiento genere algún tipo de residuo procedente de su propio funcionamiento; restos de consumibles, recambios de herramientas y maquinaria, etc. Sin embargo en el tipo desguace –A.01– no existe evidencia de tales residuos. Anteriormente se ha comentado la posible práctica, por motivos puramente económicos, de incrementar la masa de residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos. Es probable que la inexistencia de residuos sólidos inertes derivados del funcionamiento de las instalaciones esconda la inclusión de dichos residuos dentro de la masa del residuo LER 160106. De esta forma, al incrementar la masa del residuo LER 160106 se obtiene un beneficio económico al evitar tener que pagar por la disposición de los cuestionados residuos sólidos inertes. Por otro lado, respecto a la ausencia de residuos líquidos procedentes de instalaciones de control de derrames y vertidos, su inexistencia puede deberse a la no aplicación de las exigencias técnicas mínimas para el control de derrames y vertidos de los fluidos peligrosos almacenados. El Real Decreto 679/2006, de 2 de junio, por el que se regula la gestión de los aceites industriales usados, en su artículo 5, apartado 2, prohíbe expresamente el vertido de aceites usados en aguas superficiales o subterráneas, en cualquier zona del mar territorial, en los sistemas de alcantarillado o de evacuación de aguas residuales, o sobre el suelo. Técnicamente, es necesario diseñar sistemas de recogida de derrames y aguas pluviales que, conectados a un decantador y separador de grasas y aceites, aseguren el cumplimiento de dicha prohibición. Por lo tanto, al no haber evidencias de residuos generados en decantador o separador alguno, puede concluirse que se producen vertidos al suelo o a las aguas como consecuencia de potenciales derrames y contaminación de las aguas pluviales. Con el ánimo de analizar la existencia de ambos residuos, se propone considerar una masa de residuos inertes y un vertido al agua de aceites usados para los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– equivalentes a los residuos inertes y agua aceitosas y lodos generados en el tipo desfabricación –A.02. En concreto, se propone la considerar la reducción del residuo LER 160106 en 3,59 kg y

el vertido al agua de 6,71 kg de aceites usados^u.

En la comparación entre centros autorizados de tratamiento se observaba, además, la diferencia en la cantidad de neumáticos fuera de uso y de vidrio extraída. El tipo desguace –A.01– con 11,62 kg de neumáticos fuera de uso por cada 1.000 kg de residuo LER 160104* es significativamente inferior a los 21,57 kg del tipo desfabricación –A.02. La práctica ya descrita de incrementar, por motivos económicos, la masa de residuo LER 160106 en detrimento de otros residuos es muy probablemente el motivo de esta diferencia. Respecto al vidrio, la prácticamente nula extracción de este residuo –0,10 kg por cada 1.000 kg de residuo LER 160104*– destaca frente a los 3,53 kg del centro autorizado tipo desfabricación –A.01– o los 40 kg de media que contiene un vehículo medio (Nemry et ál., 2008). El escaso nivel de extracción está motivado por el hecho de que la masa de vidrio sea más valiosa como residuo LER 160106. Por lo tanto, se propone reducir la cantidad de residuo LER 160106. En concreto, se considerará una reducción derivada de los neumáticos de 9,95 kg y otra de 3,43 kg debida al vidrio, respecto a la cantidad de residuo LER 160106 extraído por cada 1.000 kg de residuo LER 160104*.

Además de las divergencias observadas en las cantidades de residuos extraídas, podría considerarse también la no existencia de consumos auxiliares en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01. La posible consideración de los consumos auxiliares como por ejemplo el agua, los absorbentes o los gases para el corte de metales, debería acompañarse con un incremento del consumo energético acorde al incremento de la cantidad de residuos extraída. En conjunto, la inclusión de materiales auxiliares y el probable incremento del consumo energético supondrían un incremento del valor de impacto. Sin embargo, para facilitar la observación de cómo afectaría el incremento de la masa de residuos extraídos no se considerará la variación del consumo energético ni la inclusión de materiales auxiliares.

Los resultados obtenidos al realizar la evaluación de impacto incluyendo las consideraciones propuestas para la etapa correspondiente a los centros autorizados de tratamiento se muestran en la Tabla 150. Si se comparan los resultados ahora obtenidos con los resultados expuestos para la misma tipología de centro autorizado de tratamiento de la Tabla 141, se observan efectos distintos para cada una de las categorías de impacto.

Tabla 150. Resumen de resultados del análisis de sensibilidad del centro autorizado de tratamiento tipo desguace: divergencias en el inventario

CAT; transporte	Categoría de impacto	mín.	máx.	Ud.
Tipo desguace, A.01;	Daño a la salud humana	$-9,177 \cdot 10^{-5}$	$1,160 \cdot 10^{-4}$	DALY/t de VFU
transporte bajo	Daño a la diversidad del ecosistema	$-2,172 \cdot 10^{-7}$	$4,238 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-7,231 \cdot 10^{+2}$	$3,010 \cdot 10^{+1}$	\$/t de VFU
Tipo desguace, A.01;	Daño a la salud humana	$3,542 \cdot 10^{-5}$	$1,670 \cdot 10^{-4}$	DALY/t de VFU
transporte alto	Daño a la diversidad del ecosistema	$3,137 \cdot 10^{-8}$	$6,830 \cdot 10^{-7}$	especies·año/t de VFU
	Daño a la disponibilidad de recursos	$-4,902 \cdot 10^{+2}$	$3,120 \cdot 10^{+2}$	\$/t de VFU

En la categoría de Daño a la salud humana el rango de valores entre la alternativa de

^uComposición similar a la expuesta en la Tabla 70. Se estima que el total de hidrocarburos presentes está compuesto, a partes iguales, por hidrocarburos parafínicos e hidrocarburos aromáticos (Litvishkova et ál., 1974).

tratamiento más favorable, valor mínimo, y la alternativa de tratamiento más desfavorable, valor máximo, es ahora mayor. Es decir, una mejor extracción de residuos posibilitaría una reducción del impacto (ampliación del rango de impacto por la parte inferior) pero, si la gestión posterior de dichos residuos no es adecuada, posiblemente el valor de impacto sería superior al alcanzado en el caso de una extracción de residuos más ineficiente. El incremento del valor máximo de impacto es el resultado de la conjunción de los vertidos propuestos y la reducción de las cantidades de residuos que pueden ser tratados en alternativas ambientalmente beneficiosas. El valor mínimo de impacto debe entenderse como una mejora derivada de una gestión más eficiente del residuo LER 160104*, que se ve en parte limitada por los vertidos.

En la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema y la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos el efecto producido es una reducción de los valores de impacto mínimos y un incremento de los valores máximos. Los motivos de la variación de los valores de impacto son similares a los de la categoría de Daño a la salud humana.

Con el ánimo de ilustrar cómo afectaría la modificación del inventario propuesta al total del sistema se comparan gráficamente los perfiles de impacto por etapas del apartado 6.2.4.5 con los correspondientes perfiles derivados de los nuevos resultados.

En el caso de la categoría de Daño a la salud humana, Figura 101 y Figura 102, el efecto sobre el sistema es un incremento de los valores de impacto para todas las etapas y niveles de transporte considerados. El incremento es mayor en las combinaciones que consideran el tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación –B.01. En general, el incremento puede entenderse como consecuencia directa de la imposibilidad de aplicar tratamientos beneficiosos a los residuos no gestionados correctamente.

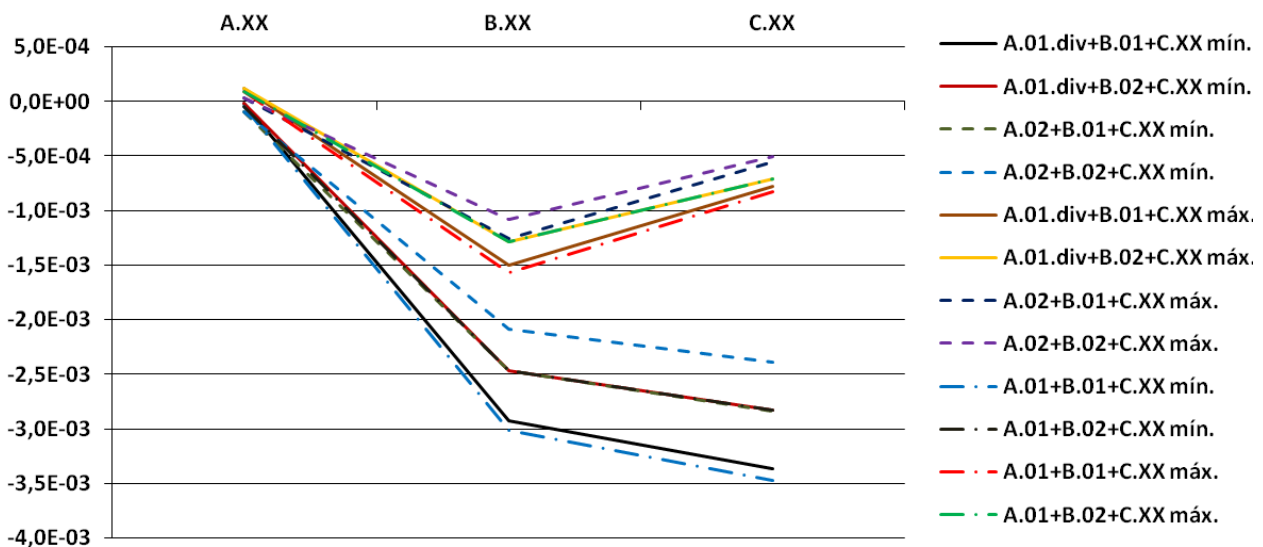


Figura 101. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: divergencia en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte bajo

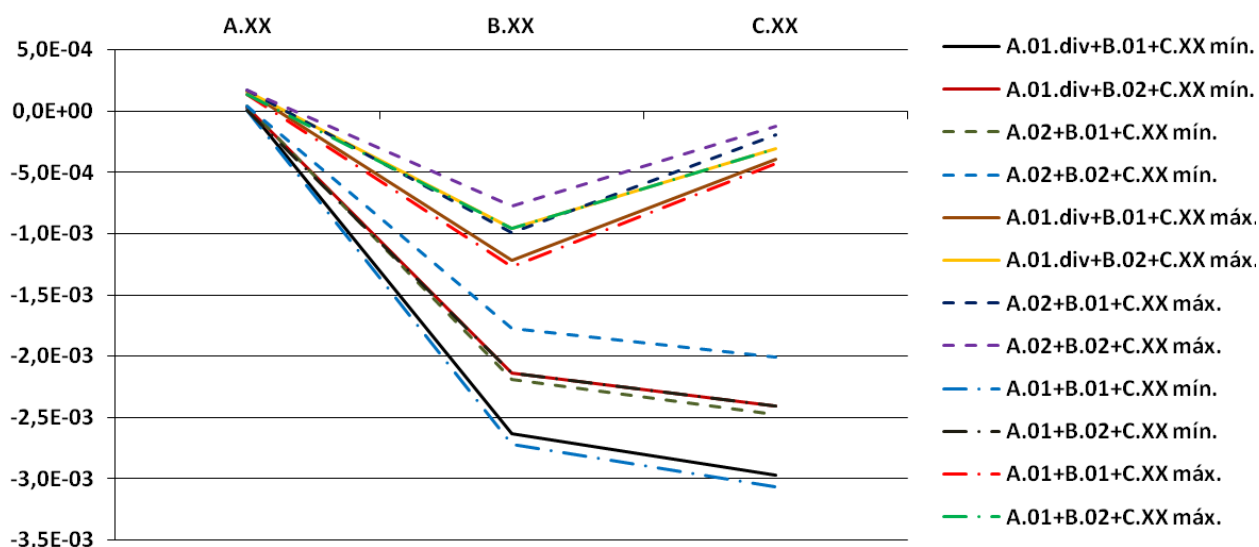


Figura 102. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: divergencias en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte alto

En el caso de la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos, Figura 103 y Figura 104, el efecto sobre el sistema es un incremento del valor de impacto mínimo para las combinaciones basadas en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– y las instalaciones de fragmentación –B.01.

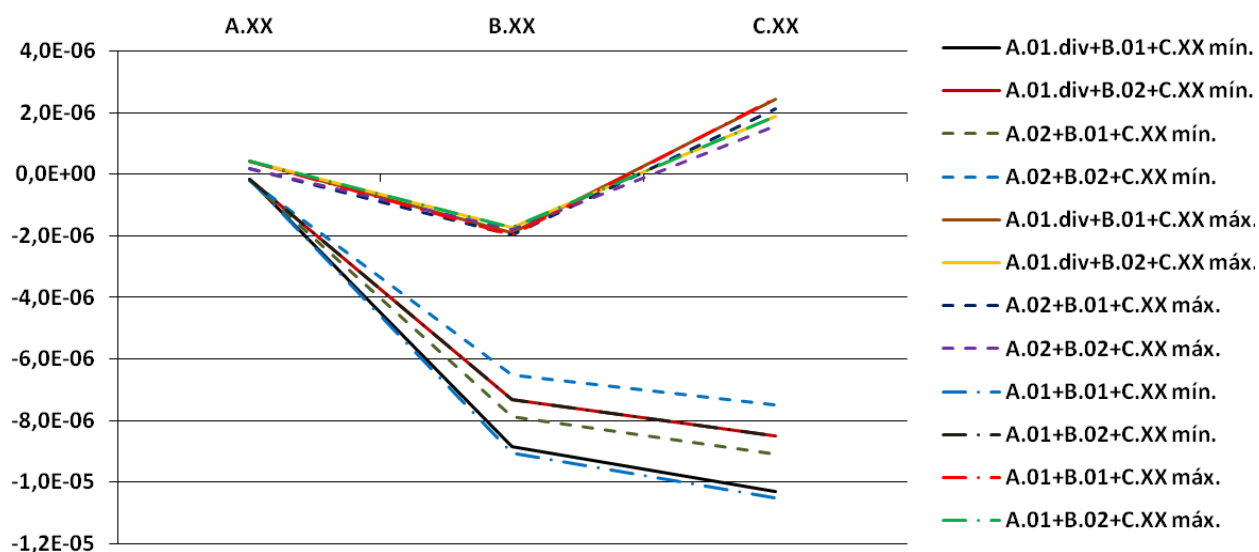


Figura 103. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: divergencias en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte bajo

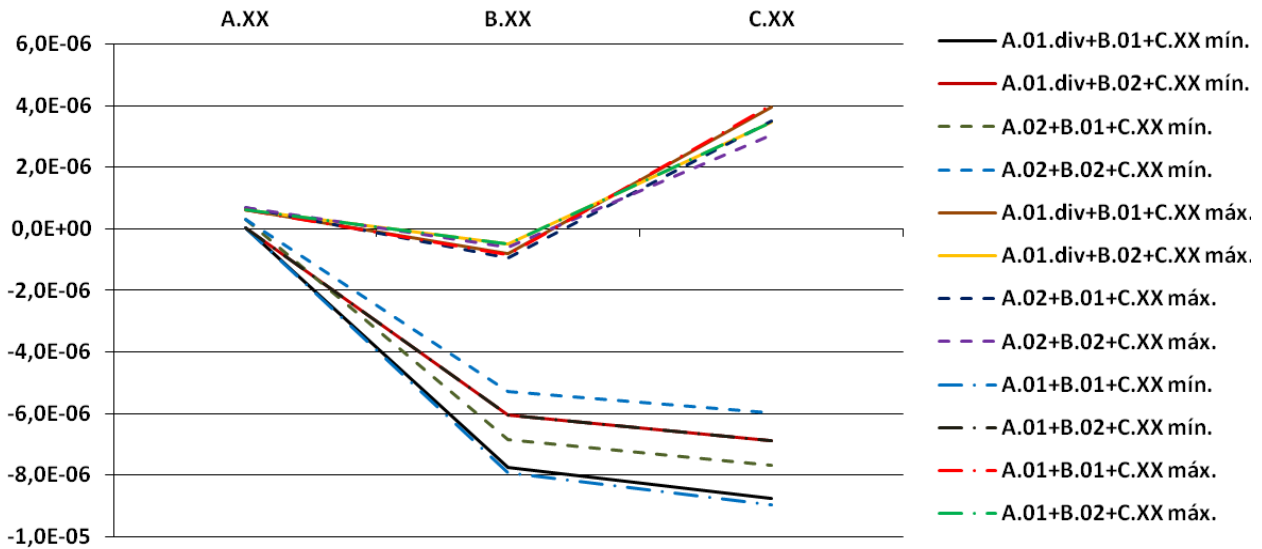


Figura 104. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: divergencias en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte alto

Por último, en el caso de la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos, Figura 105 y Figura 106, el efecto sobre el sistema es el incremento de los valores de impacto para todas las etapas y niveles de transporte considerados. La variación es mayor en las combinaciones que consideran el tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación –B.01– y en los valores mínimos.

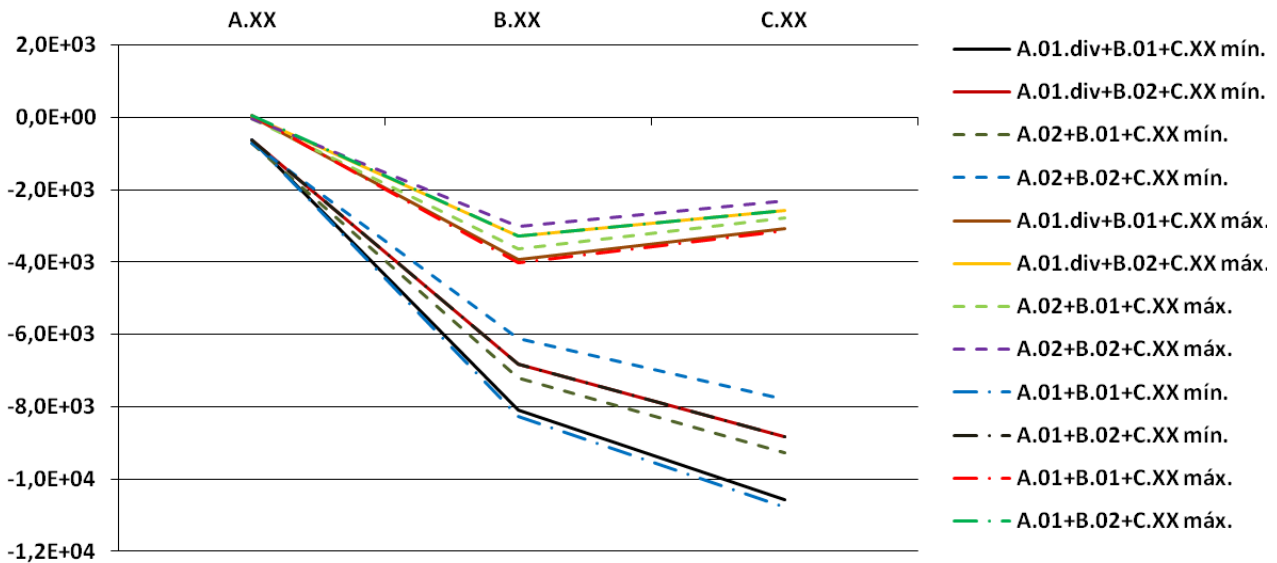


Figura 105. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: divergencia en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte bajo

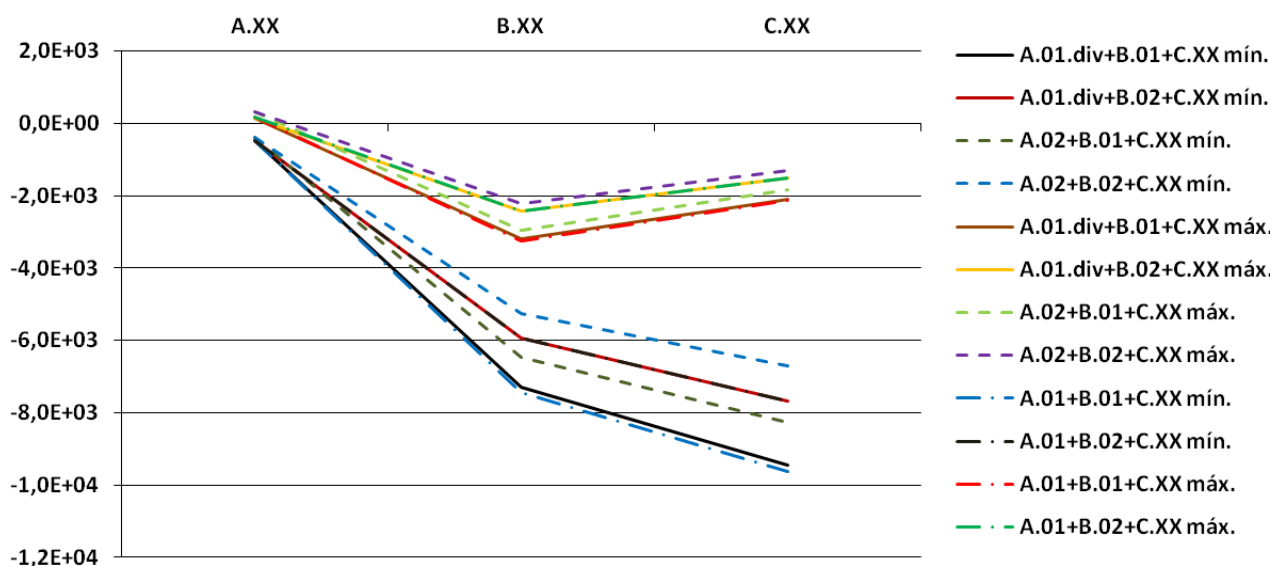


Figura 106. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: divergencia en el inventario, perfil del impacto por etapas, transporte alto

En ninguno de los supuestos analizados la consideración en la evaluación de impacto de las divergencias en el inventario de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– modifica sustancialmente los resultados de la evaluación inicial. Las variaciones observadas no modifican sustancialmente la diferencia en el perjuicio o bondad ambiental que supone elegir una tipología de centro autorizado de tratamiento u otra. Tampoco produce variación sustancial en la etapa de fragmentación.

Debe resaltarse que, los vertidos y los tratamientos basados en el depósito de residuos en vertederos tienen valores de impacto inferiores a los que realmente obtendrían si se aplicasen adecuadamente categorías de impacto relacionadas con el uso del suelo. La inexistencia de metodologías fiables para su análisis es el motivo por el que, habitualmente, la categoría de impacto de uso del suelo no está disponible en las aplicaciones prácticas del Análisis del Ciclo de Vida (Garraín, 2009) o en los métodos de evaluación de impacto (Goedkoop et ál., 2009), como es el caso del software SimaPro y el método ReCiPe utilizados. Su no consideración puede desvirtuar, en parte, la comparación entre tecnologías y tratamientos. En aquellas tecnologías y tratamientos, como el depósito en vertedero, en los que el uso del suelo es un factor importante su efecto no se valora adecuadamente.

Por último, no puede concluirse este apartado sin comentar que, además del análisis de sensibilidad respecto a la evaluación de impacto realizado, podría analizarse cómo afectan las divergencias en el inventario a la evaluación de los indicadores ambientales de reutilización, reciclado y valorización (apartado 6.1). No se considera este posible análisis porque, ante la reducción de las cantidades de residuos a gestionar derivada de su incorrecta gestión, los valores de los mencionados indicadores ambientales sólo pueden verse disminuidos. Por lo tanto, dado que el grado de cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE en los supuestos basados en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– será menor o igual al cumplimiento anteriormente determinado (apartado 6.1.2), su posible análisis carece de interés.

7.2 Energía eléctrica más sostenible

La utilización de energía eléctrica más sostenible debe considerarse en el marco de la estrategia Europa 2020 de crecimiento sostenible de la Unión Europea para la próxima década. La Estrategia 2020 (Comisión Europea, 2012) plantea para el ámbito del cambio climático y la

energía tres objetivos fundamentales:

- reducir las emisiones de gases de efecto invernadero un 20% (o un 30% si se dan las condiciones) respecto a los niveles de 1990;
- alcanzar una cuota de energías renovables del 20%; y
- aumentar un 20% la eficiencia energética.

Las actuales fuentes energéticas para la generación eléctrica pueden agruparse en cuatro categorías básicas: fuentes renovables, energía nuclear, combustibles fósiles y otras fuentes de energía. De estas fuentes, en el contexto europeo (Figura 107), los combustibles fósiles suponen aproximadamente la mitad de la capacidad de generación eléctrica, mientras que las fuentes de energía renovables (energía hidroeléctrica, eólica, marina, solar o geotérmica entre otras) suponen un 18%.

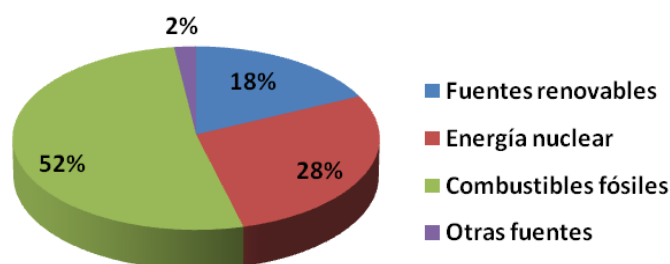


Figura 107. Origen de la electricidad bruta producida en Europa para el año 2009 (European Comission, DG Energy, 2011)

Algunos estudios prevén una reducción del orden del 7% de las fuentes basadas en combustibles fósiles, debido a la evolución propia del sistema energético y la aplicación de la Estrategia 2020, a favor de las fuentes de energía renovable (Figura 108). Pero no todas las fuentes de energía renovables experimentarán un crecimiento proporcional. Por ejemplo la cuota de la energía hidroeléctrica permanecerá estable o se reducirá ligeramente. Entre las fuentes renovables de mayor crecimiento que pilotaran el aumento de la cuota de generación destaca la energía eólica.

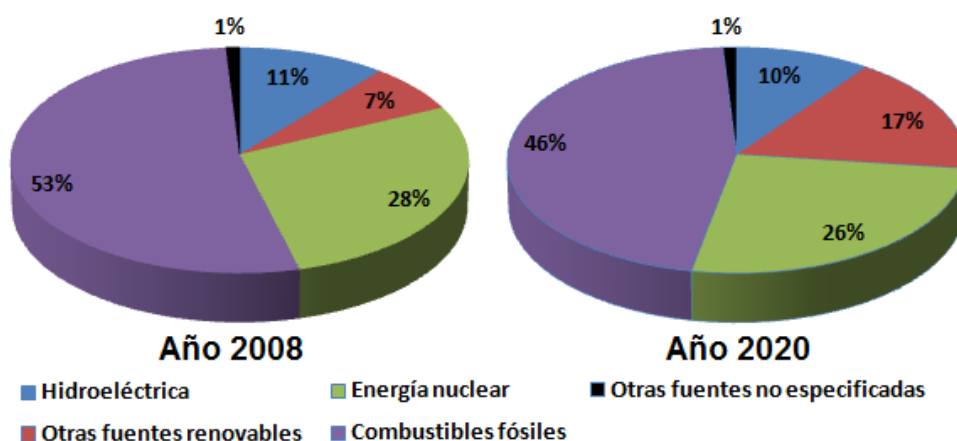


Figura 108. Evolución de la producción eléctrica en la Unión Europea (EURELECTRIC, 2010)

Para analizar la influencia que el origen de la energía eléctrica pueda tener en el sistema, tomando como referencia los datos y la perspectiva expuestos, se propone simular el aumento de la cuota de generación por energía eólica en detrimento de la energía procedente de combustibles fósiles. La simulación se realiza aplicando las premisas siguientes a las referencias utilizadas para modelar la energía eléctrica consumida y la energía eléctrica producida (como producto evitado):

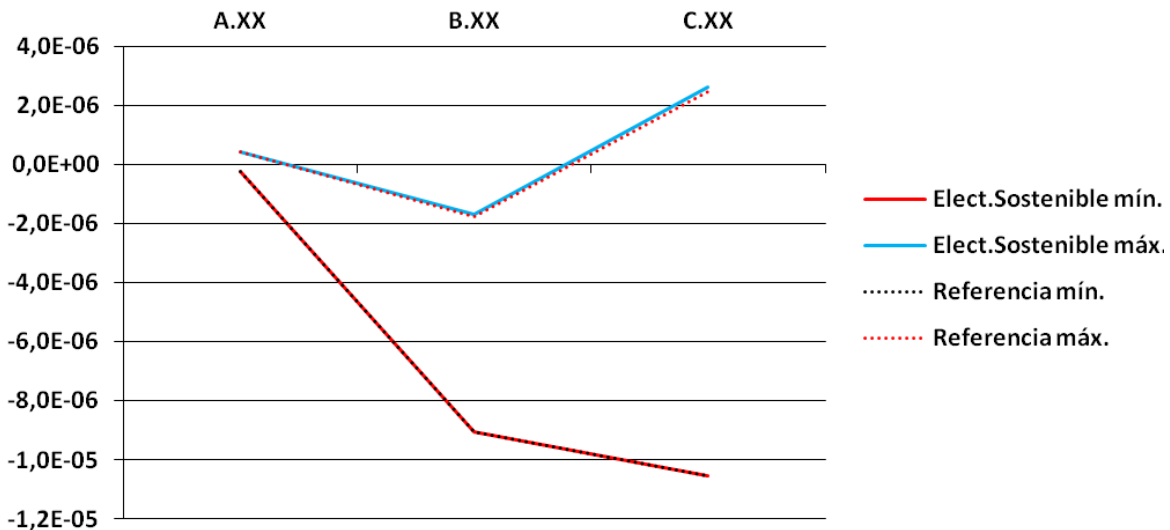
- El porcentaje de energía producida a partir de energía eólica se incrementará en siete puntos porcentuales.
- El porcentaje de energía producida a partir de los combustibles fósiles se reducirá en siete puntos porcentuales. En el caso de coexistir distintas fuentes de energía basadas en los combustibles fósiles (básicamente carbón, petróleo o gas natural), la reducción se aplicará proporcionalmente a la contribución de cada una de las distintas fuentes de energía.

Como energía consumida o como energía producida, la energía eléctrica está presente en todas las etapas y en muchos de los tratamientos de residuos y materiales considerados. Por lo tanto, la variación de su origen energético puede afectar a todas las etapas del sistema objeto de estudio. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 168 del Anexo. Al comparar los resultados obtenidos con la evaluación de impacto del apartado 6.2.3, cuyos resultados se exponen en la Tabla 167 del Anexo, se observa que la variación producida sobre el total del sistema es bastante poco significativa en todas las categorías de impacto evaluadas.

Al comparar los valores de impacto obtenidos para las categorías evaluadas, e independientemente del nivel de transporte considerado, con los valores de impacto de la evaluación del apartado 6.2.3 se observa un mismo efecto: el impacto máximo del sistema aumenta ligeramente con la suposición de una energía eléctrica más sostenible. En la Figura 109 se representa, como ejemplo^v y situación más extrema, la evolución del impacto inicialmente evaluada y la evolución del impacto ahora analizada para la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema. Las diferencias más importantes se producen en la etapa de tratamiento del residuo LER 160104* en centros autorizados de tratamiento, en donde los valores máximos pueden ser entorno al 40% superiores (para las categorías de Daño a la salud humana y Daño a la diversidad del ecosistema). Al ser el valor de impacto de esta etapa relativamente pequeño la variación no se puede observar en una gráfica en la que se representen los valores de impacto de las etapas posteriores. La diferencia al considerar una energía eléctrica más sostenible supone entorno a un 10% en el supuesto más desfavorable de la etapa de fragmentación (Daño a la diversidad del ecosistema, transporte alto y valor máximo), y a entorno al 3% para la etapa de post-fragmentación (Daño a la salud humana, transporte alto y valor máximo).

Al disponer de una energía eléctrica más sostenible como la propuesta (con un impacto menor medio entorno al 15% para las categorías de impacto consideradas) no se produce una reducción significativa del impacto del sistema, si no un ligero aumento. Dicho aumento de impacto es debido a la reducción de los beneficios ambientales derivados de la producción de energía eléctrica del sistema estudiado, no compensada por la reducción de la energía eléctrica consumida proveniente del exterior del sistema. Es decir, dado que el sistema estudiado tiene un balance eléctrico exportador, al reducir el impacto de la electricidad se reduce el beneficio ambiental debido a la producción eléctrica del sistema. Por lo tanto, ante la previsible reducción del impacto de la energía eléctrica como consecuencia del incremento de la cuota de las energías renovables, aquellos tratamientos de residuos que generen energía eléctrica pueden ser ambientalmente menos favorables.

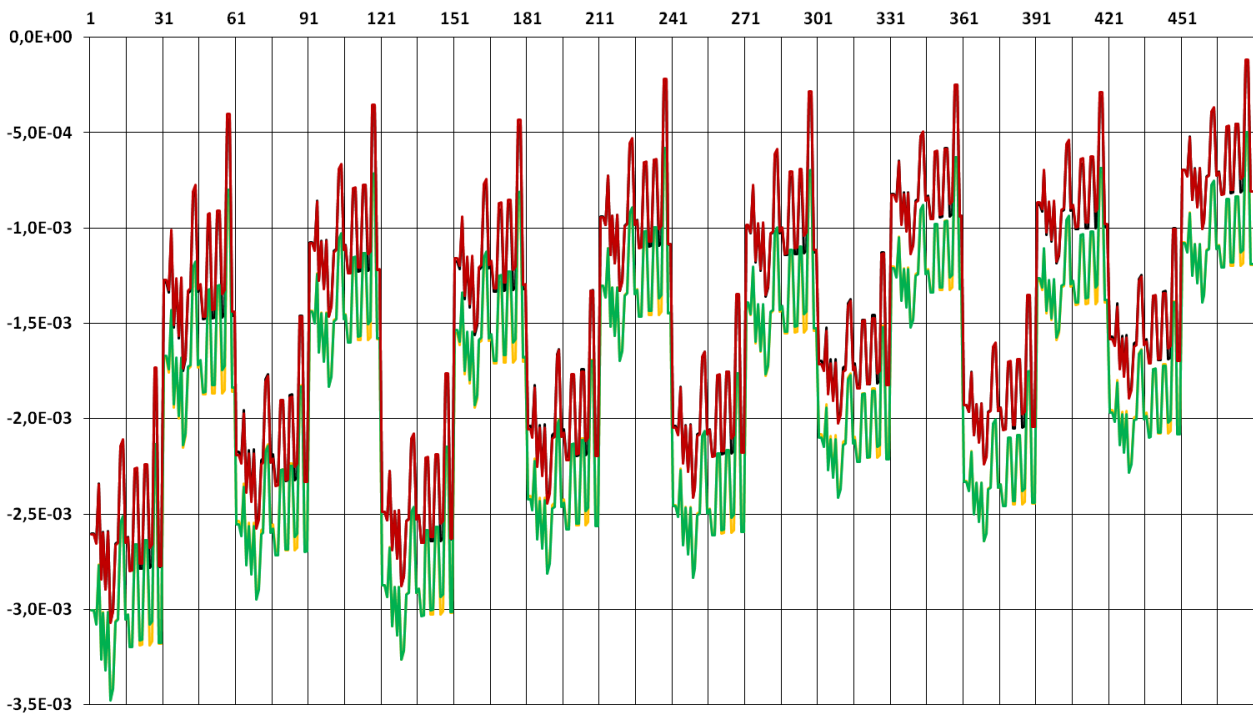
^v No se muestran las correspondientes gráficas para el nivel de transporte pues el efecto descrito es análogo.



Nota: Elect.Sostenible muestra el perfil máximo y mínimo del análisis de sensibilidad propuesto. Referencia muestra el perfil máximo y mínimo de la evaluación de impacto realizada en el apartado 6.2.3

Figura 109. Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/1.000 kg VFU]: energía eléctrica más sostenible, perfil del impacto por etapas, transporte bajo, comparación de los límites máximo y mínimo

Si se comparan los resultados globales obtenidos para las tres categorías de impacto con la evaluación inicial de referencia se puede observar el efecto descrito desde una perspectiva diferente. En el caso de la categoría de Daño a la salud humana (Figura 110) se observan diferencias en algunos valores de impacto asociados a rutas de tratamiento en función de la tecnología de post-fragmentación. Sin embargo, no se observa un incremento o decremento generalizado del valor de impacto del sistema. Este mismo efecto se repite en el caso de las dos categorías de impacto restantes. La variación del origen de la energía eléctrica afecta, por lo tanto, a la posible idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación.



Leyenda: Rojo oscuro, energía eléctrica más sostenible y nivel de transporte alto. Verde, energía eléctrica más sostenible y nivel de transporte bajo. Negro, evaluación inicial y nivel de transporte alto. Anaranjado, evaluación inicial y nivel de transporte bajo.

Figura 110. Daño a la Salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: energía eléctrica más sostenible

En el caso de la categoría de Daño a la salud humana la suposición de una energía eléctrica más sostenible únicamente supone variar, respecto a la clasificación de la idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación (Tabla 146), la posición de la tecnología SVZ Schwarze Pumpe. Esta tecnología avanza desde la séptima posición a la quinta, en detrimento de las tecnologías de Gasificación catalítica y TwinRec (Tabla 151).

Tabla 151. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la salud humana, energía eléctrica más sostenible

Clasificación	Tecnología de post-fragmentación	Código
1 ^a	ANL	C.05
2 ^a	VW-Sicon	C.04
3 ^a	Salyp	C.03
4 ^a	Citron	C.09
5 ^a	SVZ Schwarze Pumpe	C.15
6 ^a	Gasificación catalítica	C.11
7 ^a	TwinRec	C.13
8 ^a	R-Plus/Wesa SLF	C.02
9 ^a	Hidrólisis	C.06
10 ^a	Horno de cementera	C.08
11 ^a	Depósito en vertedero	C.01
12 ^a	Gasificación secuencial en horno rotativo	C.10
13 ^a	Reshment	C.12
14 ^a	Co-incineración con residuos sólidos municipales	C.07
15 ^a	Thermoselect-Process	C.14

En el caso de la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema la variación en la idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación afecta de nuevo a la tecnología SVZ Schwarze Pumpe y a la tecnología TwinRec. Respecto a la clasificación inicial (Tabla 147), estas tecnologías permutan su posición (Tabla 152).

Tabla 152. Idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación según la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema, energía eléctrica más sostenible

Clasificación	Tecnología de post-fragmentación	Código
1 ^a	ANL	C.05
2 ^a	VW-Sicon	C.04
3 ^a	Gasificación catalítica	C.11
4 ^a	Salyp	C.03
5 ^a	Citron	C.09
6 ^a	R-Plus/Wesa SLF	C.02
7 ^a	Horno de cementera	C.08
8 ^a	Hidrólisis	C.06
9 ^a	Depósito en vertedero	C.01
10 ^a	SVZ Schwarze Pumpe	C.15
11 ^a	TwinRec	C.13
12 ^a	Gasificación secuencial en horno rotativo	C.10
13 ^a	Co-incineración con residuos sólidos municipales	C.07
14 ^a	Reshment	C.12
15 ^a	Thermoselect-Process	C.14

Por último, indicar que en el caso de la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos la idoneidad de las tecnologías de fragmentación no sufre variación.

7.3 Transporte rodado menos contaminante

La Unión Europea (Unión Europea, 2012), como parte de su compromiso en la lucha contra el cambio climático tanto a escala europea como internacional, ha integrado el control de los gases de efecto invernadero en el conjunto de sus ámbitos de actuación para alcanzar los siguientes objetivos:

- consumir de forma más racional una energía menos contaminante;
- disponer de medios de transporte más limpios y equilibrados;
- responsabilizar a las empresas sin poner en peligro su competitividad;
- obrar por que la ordenación territorial y la agricultura estén al servicio del medio ambiente; y
- crear un entorno favorable para la investigación y la innovación.

Para cumplir el objetivo de disponer de medios de transporte más limpios y equilibrados, además de promover la gestión eficiente en el transporte de mercancías, reequilibrar los modos de transporte, la intermodalidad, el desarrollo del transporte ferroviario y el transporte marítimo, la Unión Europea ha adoptado medidas para reducir el impacto del transporte por carretera y del transporte aéreo. En el caso del transporte, entre otras medidas, se han establecido limitaciones de las emisiones contaminantes de dióxido de carbono, óxidos nitrosos, hidrocarburos distintos del metano y partículas.

Las emisiones de estos contaminantes están reguladas para la mayoría de los distintos tipos de vehículos, incluyendo los automóviles, los camiones, los trenes, los tractores y máquinas similares, y las barcas, por las serie de normativa europea sobre emisiones denominada como Euro. Estas normas limiten el nivel de emisiones y establecen un calendario de cumplimiento en el que se prohíbe la venta de nuevos vehículos si no cumplen los niveles exigidos. Se trata por lo tanto de una serie de normas de emisión con implantación progresiva que son cada vez más restrictivas. Las etapas del calendario son normalmente denominadas Euro 1, Euro 2, Euro 3, Euro 4 y Euro 5 en el caso de vehículos ligeros, correspondiendo a las normas para vehículos pesados las normas Euro I, Euro II, Euro III, Euro IV y Euro V. Dado que dentro de la categoría de vehículos pesados se encuentran los motores diésel de camiones, a modo de resumen se muestra el calendario y los límites de emisiones de las normas Euro I a Euro V (Tabla 153).

Tabla 153. Resumen del calendario y de los límites de emisiones de las normas Euro I a Euro V

Norma	Entrada en vigor	Emisiones de contaminantes				
		CO ₂ [g/kWh]	HC [g/kWh]	NOx [g/kWh]	PM [g/kWh]	Humo [m ⁻¹]
Euro I	1992, < 85 kW	4,5	1,1	8,0	0,612	
	1992, > 85 kW	4,5	1,1	8,0	0,36	
Euro II	Octubre 1996	4,0	1,1	7,0	0,25	
	Octubre 1998	4,0	1,1	7,0	0,15	
Euro III	Octubre 1999 ⁽¹⁾	1,5	0,25	2,0	0,02	0,15
	Octubre 2000	2,1	0,66	5,0	0,10 ⁽²⁾	0,8
Euro IV	Octubre 2005	1,5	0,46	3,5	0,02	0,5
Euro V	Octubre 2008	1,5	0,46	2,0	0,02	0,5

Nota: ⁽¹⁾ Aplicable sólo a vehículos ecológicos avanzados. ⁽²⁾ Para los motores de menos de 0,75 dm³ de cilindrada por cilindro y una potencia nominal a velocidad mayor de 3.000 rpm el valor límite es de 0,13.

Además, la aplicación de la norma Euro 6 a partir de septiembre del año 2014 a todos los vehículos diésel limitará todavía más las emisiones contaminantes. Por ejemplo, las emisiones de óxidos nitrosos procedentes de los coches y de otros vehículos destinados al transporte se limitarán a 80 mg/km (que representa una reducción suplementaria de más del 50% respecto a la anterior norma de la serie). Asimismo, se reducirán las emisiones combinadas de

hidrocarburos y óxidos de nitrógeno procedentes de coches y otros vehículos destinados al transporte con motores diésel se limitarían a 170 mg/km (Unión Europea, 2010).

En este contexto y ante la previsible reducción de las emisiones de contaminantes atmosféricos generados por el transporte en el marco del sistema estudiado, se pretende analizar la influencia que tiene la reducción del impacto debido a un transporte rodado menos contaminante de residuos y materiales. Dado que el impacto del transporte para la evaluación de impacto realizada representa a un transporte medio, se propone reducir su impacto de forma proporcional a como se reduce el impacto al considerar diversos transportes que cumplan las exigencias de la norma Euro III, la norma Euro IV y la norma Euro V. Como referencia de transportes que cumplen las exigencias de las normas citadas se utilizarán las referencias de la Tabla 154.

Tabla 154. Referencias utilizadas para la determinación de la reducción del impacto del transporte, base de datos Ecoinvent v.2, unit process (ecoinvent Centre, 2010)

Vehículo	Norma	Referencia Ecoinvent v.2, unit process
Camión, 16 – 32 t	Euro III	Transport, lorry 16-32t, EURO3/RER U
	Euro IV	Transport, lorry 16-32t, EURO4/RER U
	Euro V	Transport, lorry 16-32t, EURO5/RER U
Camión, > 32 t	Euro III	Transport, lorry >32t, EURO3/RER U
	Euro IV	Transport, lorry >32t, EURO4/RER U
	Euro V	Transport, lorry >32t, EURO5/RER U

Los transportes propuestos como referencia se evalúan mediante el método ReCiPe, utilizado en el apartado 6.2.3 para la evaluación de impacto del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 155.

Tabla 155. Evaluación de impacto de diversos transportes y normas Euro

		Euro III	Euro IV	Euro V
Daño a la salud humana [DALY/tkm]	Camión, 16 – 32 t	$3,001 \cdot 10^{-7}$	$2,428 \cdot 10^{-7}$	$2,308 \cdot 10^{-7}$
	Camión, > 32 t	$1,897 \cdot 10^{-7}$	$1,474 \cdot 10^{-7}$	$2,308 \cdot 10^{-7}$
Daño a la diversidad del ecosistema [especies-año/tkm]	Camión, 16 – 32 t	$1,224 \cdot 10^{-9}$	$1,071 \cdot 10^{-9}$	$1,087 \cdot 10^{-9}$
	Camión, > 32 t	$7,678 \cdot 10^{-10}$	$6,490 \cdot 10^{-10}$	$6,589 \cdot 10^{-10}$
Daño a la disponibilidad de recursos [\$/tkm]	Camión, 16 – 32 t	$8,302 \cdot 10^{-1}$	$7,268 \cdot 10^{-1}$	$7,387 \cdot 10^{-1}$
	Camión, > 32 t	$5,228 \cdot 10^{-1}$	$4,418 \cdot 10^{-1}$	$4,490 \cdot 10^{-1}$

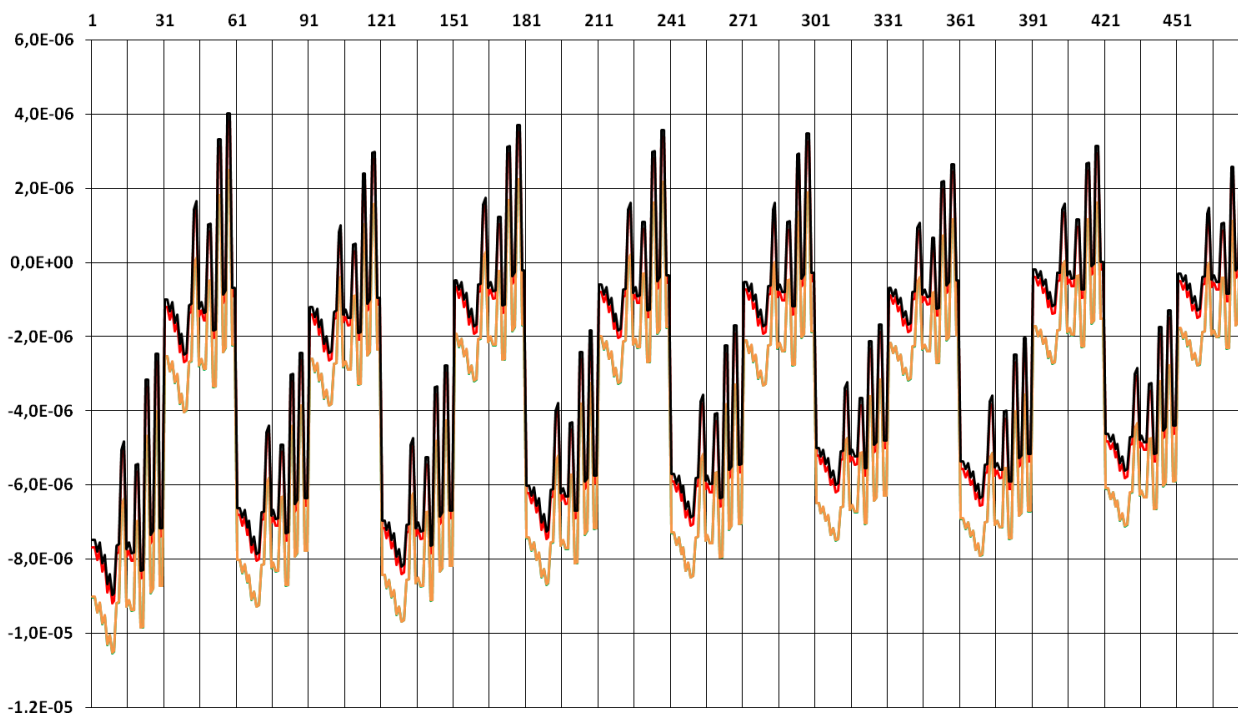
La evaluación de impacto de los transportes propuestos revelan que:

- La reducción media considerando cualquier camión del valor de impacto para la categoría de Daño a la salud humana, tomando como referencia la norma Euro III, es del 11%.
- La reducción media considerando cualquier camión del valor de impacto para la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema, tomando como referencia la norma Euro III, es del 13%.
- La reducción media considerando cualquier camión del valor de impacto para la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos, tomando como referencia la norma Euro III, es del 13%.

Los porcentajes de reducción de cada categoría de impacto se aplican al transporte considerado en este estudio. A partir de los nuevos valores de impacto para un transporte rodado menos contaminante se evalúa el sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 169 del Anexo. Los datos obtenidos se comparan con la evaluación de impacto realizada en el apartado 6.2.3 (Tabla 167 del Anexo).

La consideración de un transporte rodado menos contaminante afecta a todas las categorías de

impacto, fundamentalmente en la suposición de niveles altos de transporte. Por ejemplo, en la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema es donde mayores diferencias se observan (Figura 111). Mientras que en las alternativas de tratamiento con nivel de transporte bajo la reducción del valor de impacto tiene una media de 1,23%, para el nivel de transporte alto la reducción del valor de impacto llega hasta el 23,77% de media. Por otro lado, respecto a la evaluación inicial, no se observan modificaciones en el comportamiento del sistema en función de la tipología de centro autorizado de tratamiento, del tratamiento de fragmentación o del tratamiento de post-fragmentación considerados.



Leyenda: Rojo oscuro, transporte rodado menos contaminante y nivel de transporte alto. Verde, transporte rodado menos contaminante y nivel de transporte bajo. Negro, evaluación inicial y nivel de transporte alto. Anaranjado, evaluación inicial y nivel de transporte bajo.

Figura 111. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg/VFU]: transporte rodado menos contaminante

Puede decirse que, un transporte rodado menos contaminante supondría una reducción general del nivel de impacto para todas las categorías consideradas. La reducción sería más importante en aquellas alternativas de tratamiento en que la cantidad de transporte, masa y distancia transportada, sea mayor.

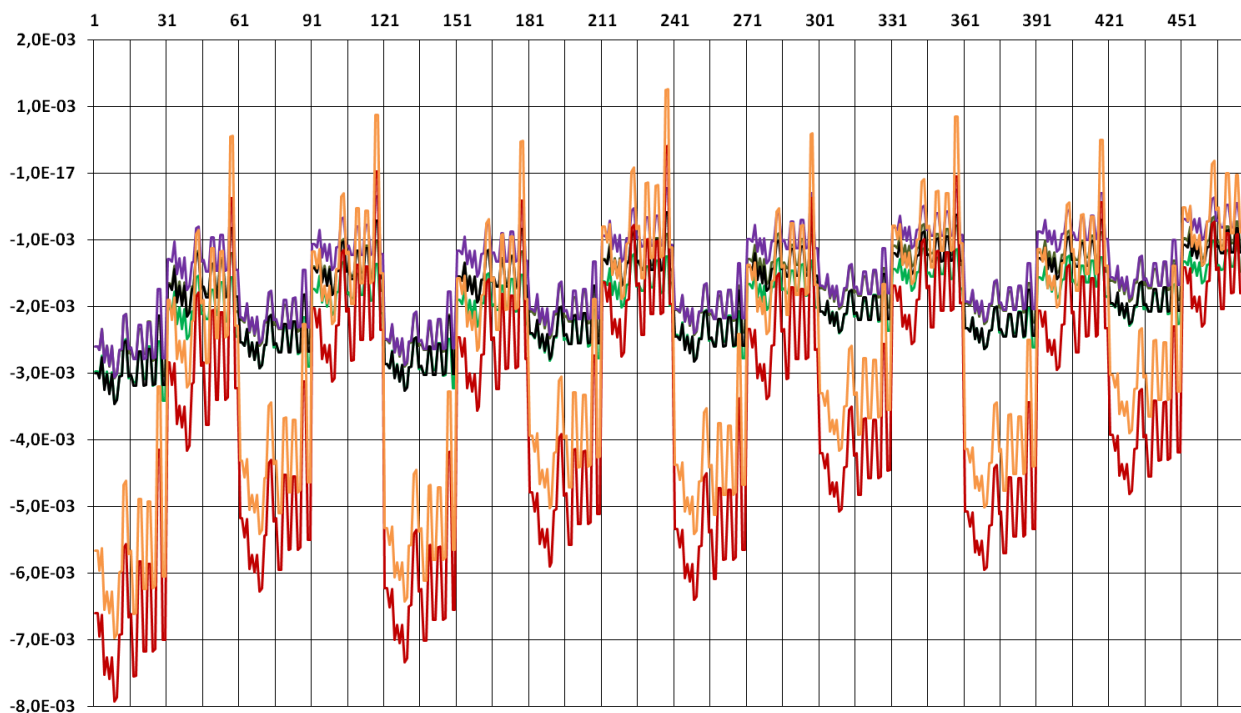
7.4 Perspectivas alternativas

Durante la exposición de los principios que considera el método de evaluación de impacto ReCiPe en el apartado 2.2.3 se mostraban las suposiciones (relaciones entre elementos, marco temporal o marco geográfico) que este método considera para la definición del modelo. Tales suposiciones se agrupaban en tres escenarios o perspectivas:

- La perspectiva individualista, que representa el escenario más optimista.
- La perspectiva jerárquica, como escenario intermedio.
- La perspectiva igualitaria, como escenario más pesimista o catastrofista.

Dado que dichas perspectivas o escenarios están basadas en suposiciones, y las suposiciones son una fuente de incertidumbre, se pretende analizar cómo influye la elección de una perspectiva u otra en la evaluación de impacto del sistema objeto de estudio.

Para evaluar su influencia se han calculado los valores de impacto para las tres categorías de impacto de punto final asumiendo la perspectiva individualista (Tabla 170 del Anexo) y la perspectiva igualitaria (Tabla 171 del Anexo). Los resultados obtenidos se comparan con los resultados de la evaluación de impacto calculados que consideraba la perspectiva jerárquica (Tabla 167 del Anexo). Las diferencias observadas entre perspectivas varían para cada una de las tres categorías de impacto consideradas.



Leyenda: Rojo oscuro, perspectiva igualitaria y nivel de transporte bajo. Anaranjado, perspectiva igualitaria y nivel de transporte alto. Negro, perspectiva jerárquica y nivel de transporte bajo. Púrpura, perspectiva jerárquica y nivel de transporte alto. Verde, perspectiva individualista y nivel de transporte bajo. Verde oliva, perspectiva individualista y nivel de transporte alto.

Figura 112. Daño a la salud humana [DALY/1.000 kg VFU]: comparación entre perspectivas

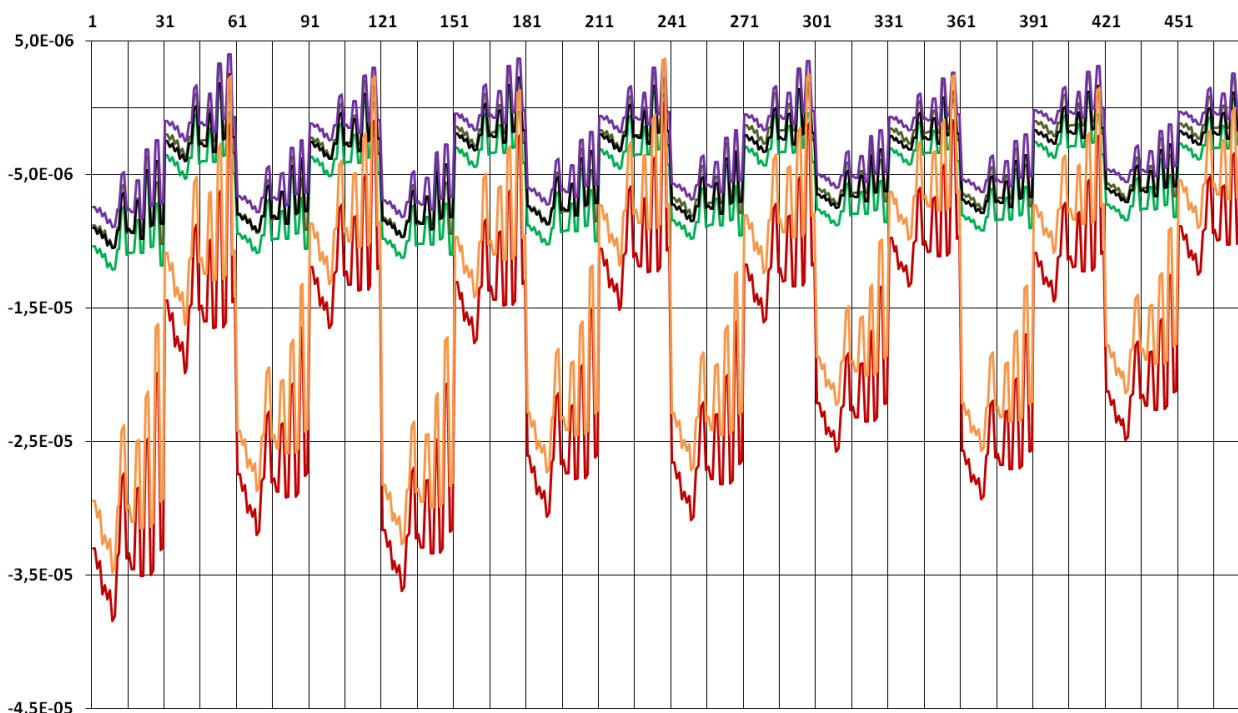
En el caso de la categoría de Daño a la salud humana (Figura 112), mientras que para la perspectiva individualista –el escenario más optimista– los resultados son similares a los obtenidos para la perspectiva jerárquica –utilizada en la evaluación de impacto–, los resultados de la perspectiva igualitaria –la más catastrofista– son sustancialmente distintos. Cabe decir que la perspectiva individualista muestra valores de impacto algo inferiores a los de la perspectiva jerárquica. A nivel global, los resultados de la perspectiva igualitaria suponen un incremento de los valores máximo y mínimo de impacto. Es decir, el rango de valores de impacto del sistema es mayor. Además, la evaluación de impacto asumiendo esta perspectiva hace que los valores de impacto mayores –ambientalmente más desfavorables– correspondan a alternativas de tratamiento basadas en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01. Del mismo modo, los valores de impacto menores –ambientalmente más beneficiosos– también se corresponden con alternativas de tratamiento basadas en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01. Bajo la perspectiva igualitaria los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– pueden representar las mejores y las peores alternativas de tratamiento. El centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02– es, sin embargo, más estable respecto al tipo desguace –A.01– y respecto a las otras perspectivas posibles. Respecto a la influencia del tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación, se mantiene la visión de unas instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– con valores de impacto superiores a los de las instalaciones de fragmentación –B.01. Finalmente, decir que, el patrón de comportamiento debido a las tecnologías de tratamiento de

post-fragmentación –C.XX– es similar en todas las perspectivas. Este patrón se repite de manera constante, y sólo sufre variaciones en su amplitud como consecuencia de la aplicación de una u otra perspectiva.

Para la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema (Figura 113) la variación observada es distinta. En primer lugar, la perspectiva individualista supone un descenso general de los valores de impacto. La consideración de esta perspectiva sólo influye en el nivel del valor. Los patrones de comportamiento en función del tipo de centro autorizado de tratamiento, de las instalaciones de fragmentación o de las tecnologías de post-fragmentación comentados para esta categoría de impacto en la evaluación de impacto inicial son ahora también válidos. En segundo lugar, de nuevo la aplicación de la perspectiva igualitaria provoca grandes oscilaciones en la valoración de impacto del sistema. Al igual que como sucedía en la categoría de Daño a la salud humana, la perspectiva igualitaria valora como más favorables la mayoría de las alternativas de tratamiento evaluadas, respecto a la perspectiva jerárquica. Sólo algunas alternativas de tratamiento suponen para esta perspectiva un perjuicio al medio ambiente mayor que el valorado según la perspectiva jerárquica. Se observa además que la valoración más desfavorable se basa en la combinación de la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desguace –A.01– y las instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02. Anteriormente la valoración más desfavorable correspondía a la combinación de la tipología desguace –A.01– con instalaciones de fragmentación –B.01.

Respecto al comportamiento del patrón debido a las tecnologías de post-fragmentación, se mantiene su aspecto pero se amplifican las diferencias y el rango de valores. La mayor variación se corresponde a la perspectiva igualitaria.

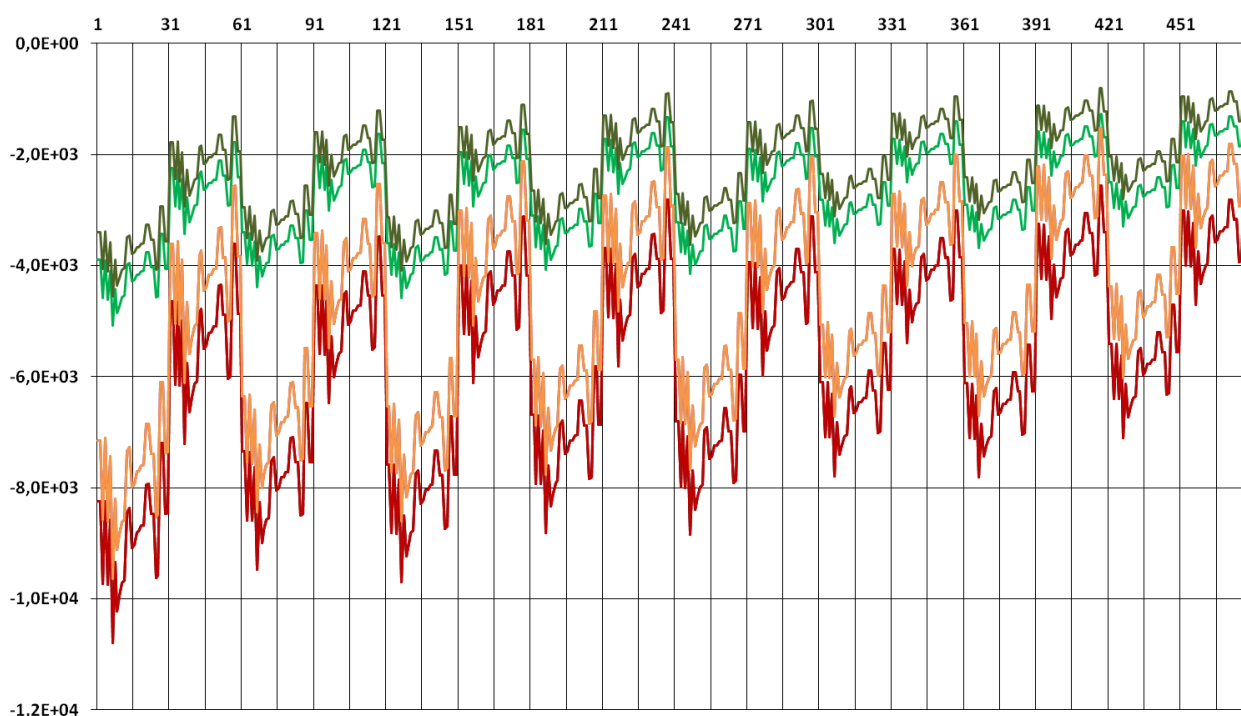
En general, la aplicación de las perspectivas más optimista –individualista– y más catastrofista –igualitaria– han supuesto una disminución del perjuicio al medio ambiente respecto a la perspectiva jerárquica.



Leyenda: Rojo oscuro, perspectiva igualitaria y nivel de transporte bajo. Anaranjado, perspectiva igualitaria y nivel de transporte alto. Negro, perspectiva jerárquica y nivel de transporte bajo. Púrpura, perspectiva jerárquica y nivel de transporte alto. Verde, perspectiva individualista y nivel de transporte bajo. Verde oliva, perspectiva individualista y nivel de transporte alto.

Figura 113. Daño a la diversidad del ecosistema [especies•año/1.000 kg VFU]: comparación entre perspectivas

En el caso de la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos (Figura 114) se observa una práctica igualdad entre la perspectiva igualitaria y la perspectiva jerárquica. Dado que en esta categoría de impacto la variación del nivel de transporte era significativa, se observa cómo la igualdad de los resultados se mantiene independientemente del nivel de transporte considerado. Respecto a la repercusión global de la aplicación de las distintas perspectivas, destaca el incremento de los valores de impacto que supone la perspectiva individualista. En esta categoría de impacto no se observan variaciones en cuanto a la influencia derivada de la tipología de centro autorizado de tratamiento considerado –A.XX–, instalaciones de fragmentación –B.XX– o tecnologías de tratamiento del residuo de post-fragmentación –C.XX.



Leyenda: Rojo oscuro, perspectiva igualitaria y nivel de transporte bajo. Anaranjado, perspectiva igualitaria y nivel de transporte alto. Negro, perspectiva jerárquica y nivel de transporte bajo. Púrpura, perspectiva jerárquica y nivel de transporte alto. Verde, perspectiva individualista y nivel de transporte bajo. Verde oliva, perspectiva individualista y nivel de transporte alto.

Figura 114. Daño a la disponibilidad de recursos [\$/1.000 kg VFU]: comparación entre perspectivas

En esta categoría ahora analizada las perspectivas jerárquica e igualitaria asumen suposiciones iguales en los mecanismos ambientales aplicables para la evaluación de impacto (Tabla 9 y Tabla 10). Esta igualdad de suposiciones es el motivo por el que la evaluación de impacto aplicando la perspectiva jerárquica o la perspectiva igualitaria resulta igual en la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos.

Por último, destacar el origen del incremento del valor de impacto obtenido cuando se aplica la perspectiva individualista. Esta perspectiva, que asume las consideraciones más optimistas de las tres perspectivas posibles en este método, supone una valoración menor del daño producido. Es decir, dado que se trata de una perspectiva optimista en la que el problema ambiental se considera menor respecto a las otras perspectivas, la puntuación del daño será lógicamente menor. Así, por ejemplo, el valor numérico del impacto para la producción de un combustible líquido será menor en esta perspectiva, respecto a las perspectivas jerárquica e igualitaria que son más pesimistas. Esta circunstancia, el menor valor numérico, implica por otro lado que, la asignación de impacto de los productos evitados sea menor. Es decir, el valor numérico de impacto para los productos evitados que reduce la cuantificación del impacto de un tratamiento es menor. Esta circunstancia es, junto a una menor cuantificación numérica de los impactos, la causa de que esta perspectiva sea numéricamente la más desfavorable, aun

siendo la más optimista.

7.5 Puntuación única

En la descripción de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida se han presentado los elementos en que se puede subdividir evaluación de impacto (Figura 9). Se indicaba además la obligatoriedad aplicar en la realización del Análisis del Ciclo de Vida los tres primeros elementos (selección, clasificación y caracterización). Los elementos restantes (normalización, agrupación y ponderación) podían ser aplicados o no, en función del alcance, objetivos y otras necesidades que se planteen para el estudio de Análisis del Ciclo de Vida.

En este caso, dado que tras evaluar el impacto del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil no ha sido posible concluir con claridad qué alternativa o ruta de tratamiento sería más adecuada desde la perspectiva ambiental que propone el Análisis del Ciclo de Vida, se considera oportuno completar la evaluación de impacto aplicando los elementos opcionales. En concreto, se pretende obtener un indicador único, en lugar de los tres correspondientes a cada una de las categorías de impacto, con el fin de tener una valoración única.

A partir de los datos de la evaluación de impacto (Tabla 167 del Anexo) se normalizaran los resultados para obtener valores de impacto relativizados respecto al total de las cargas del sistema en el contexto europeo. Seguidamente, la aplicación de factores de ponderación a los valores normalizados permitirá su agrupación y ponderación en un único valor de impacto. Las unidades en que se expresará el valor de impacto finalmente obtenido se denominan Puntos (Pt), pues hacen únicamente referencia al valor numérico.

Por otro lado, dado que los factores de normalización (Tabla 156) y ponderación (Tabla 157) dependen de la perspectiva y de la referencia geográfica, se estima necesario determinar el valor de impacto único para cada una de las tres perspectivas que contempla el método ReCiPe.

El resultado de la evaluación de impacto, aplicando las fases de normalización, agrupación y ponderación, el contexto europeo y las tres perspectivas que considera el método ReCiPe, se muestra en la Tabla 172 del Anexo.

Tabla 156. Factores de normalización

Perspectiva	Categoría de impacto	Factor de Normalización	Ud.
Individualista	Daño a la salud humana	$4,768 \cdot 10^{+1}$	DALY ⁻¹
	Daño a la diversidad del ecosistema	$5,531 \cdot 10^{+3}$	especies·año ⁻¹
	Daño a la disponibilidad de recursos	$8,220 \cdot 10^{-5}$	\$ ⁻¹
Jerárquica	Daño a la salud humana	$4,960 \cdot 10^{+1}$	DALY ⁻¹
	Daño a la diversidad del ecosistema	$5,727 \cdot 10^{+3}$	especies·año ⁻¹
	Daño a la disponibilidad de recursos	$3,721 \cdot 10^{-5}$	\$ ⁻¹
Igualitaria	Daño a la salud humana	$2,436 \cdot 10^{+1}$	DALY ⁻¹
	Daño a la diversidad del ecosistema	$3,735 \cdot 10^{+3}$	especies·año ⁻¹
	Daño a la disponibilidad de recursos	$3,731 \cdot 10^{-5}$	\$ ⁻¹

Tabla 157. Factores de ponderación

Perspectiva	Categoría de impacto	Factor de Ponderación	Ud.
Individualista	Daño a la salud humana	400	Pt
	Daño a la diversidad del ecosistema	400	Pt
	Daño a la disponibilidad de recursos	200	Pt
Jerárquica	Daño a la salud humana	400	Pt
	Daño a la diversidad del ecosistema	400	Pt
	Daño a la disponibilidad de recursos	200	Pt
Igualitaria	Daño a la salud humana	400	Pt
	Daño a la diversidad del ecosistema	400	Pt
	Daño a la disponibilidad de recursos	200	Pt

Al representar conjuntamente los perfiles de impacto con puntuación única para las tres perspectivas (Figura 115 nivel de transporte bajo y Figura 116 nivel de transporte alto) se observan algunas diferencias reseñables.

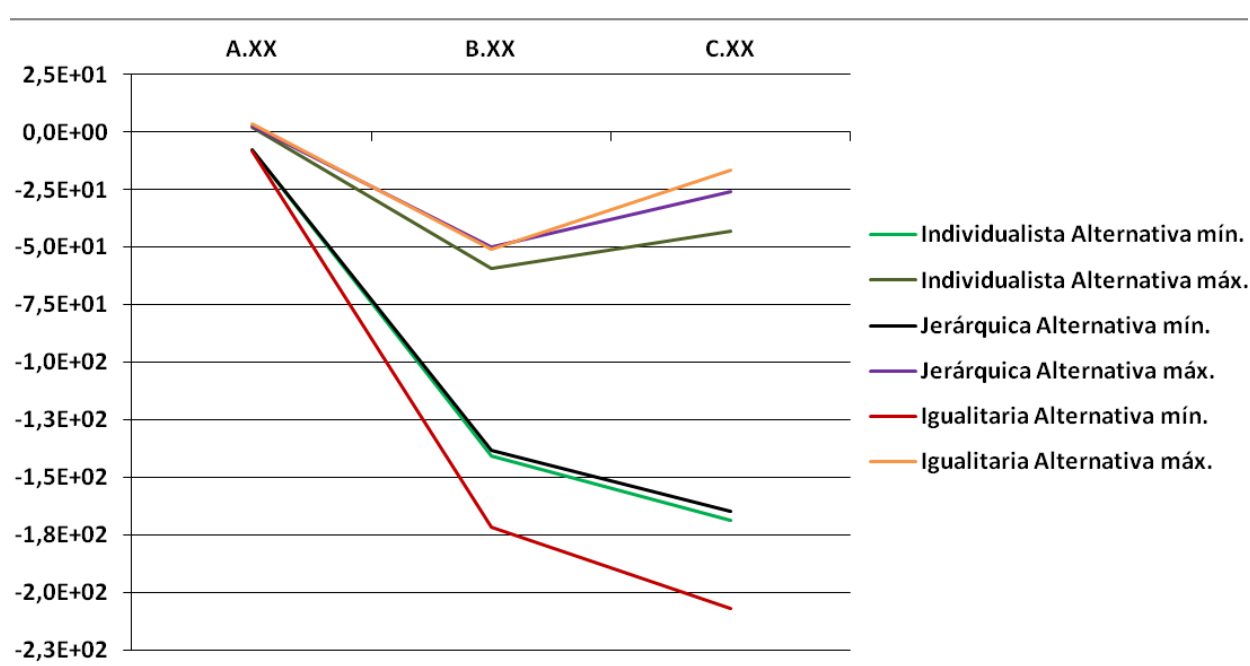


Figura 115. Evaluación de impacto, puntuación única [Pt/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte bajo, comparación de los límites máximo y mínimo

En primer lugar puede decirse que el incremento del nivel de transporte (de la cantidad y distancia transportada) supone un incremento generalizado del valor de impacto en cualquiera de las perspectivas. Dicho incremento es más acusado en los valores máximos en la etapa de tratamiento del residuo de post-fragmentación –C.XX. De hecho, el tratamiento de residuos en el contexto del sistema estudiado suele ser más beneficioso para el medio ambiente en la etapa de tratamiento del residuo de post-fragmentación respecto al tratamiento de residuos en los centros autorizados de tratamiento, excepto en la alternativa máxima de la perspectiva Igualitaria asociada a un nivel de transporte alto.

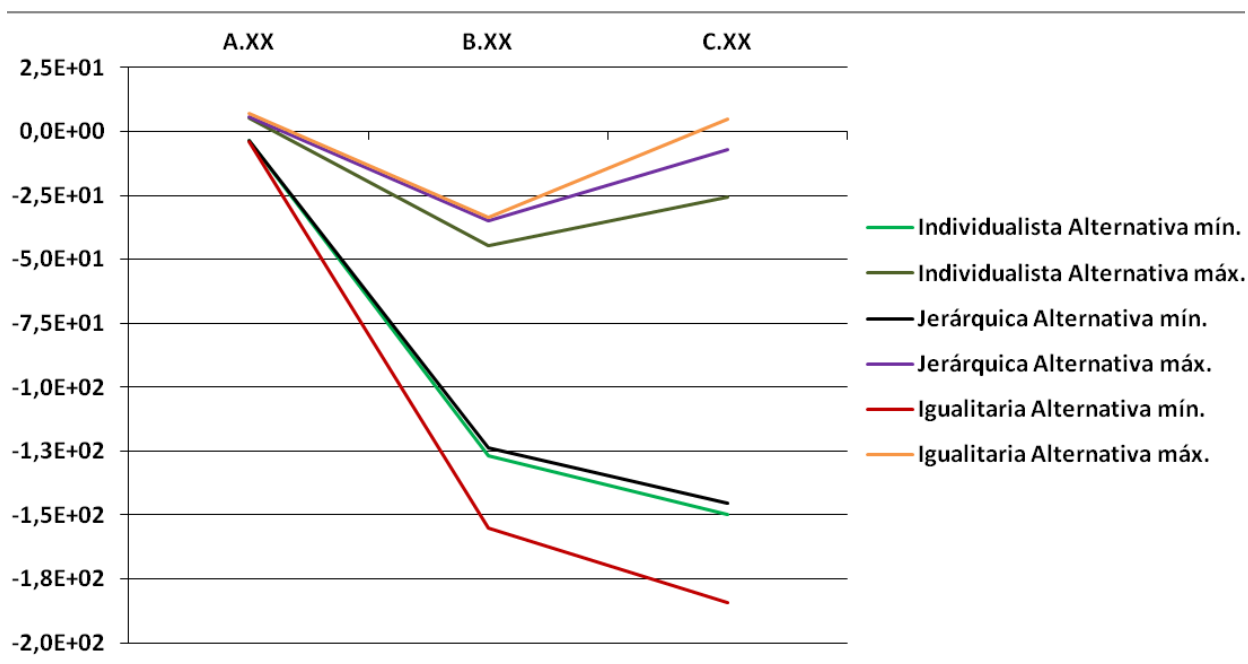


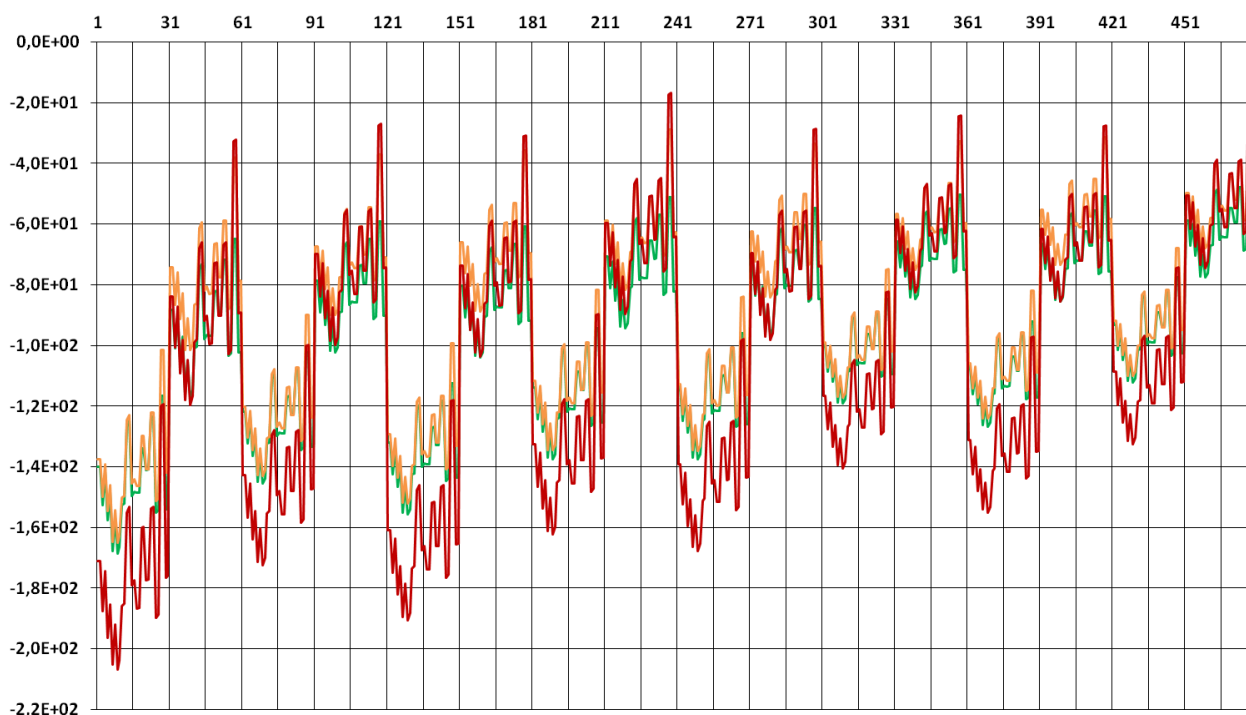
Figura 116. Evaluación de impacto, puntuación única [Pt/1.000 kg VFU]: perfil del impacto por etapas, transporte alto, comparación de los límites máximo y mínimo

En segundo lugar, al analizar los límites mínimo y máximo de cada perspectiva se detecta un mayor rango de impacto en el caso de la perspectiva Igualitaria. La perspectiva Igualitaria, la más catastrofista, obtiene las peores y las mejores valoraciones de impacto. Es decir, su rango de variación de impacto es mayor que el de las otras dos perspectivas. En esta cuestión, rango de variación de impacto, la perspectiva Individualista es la de menor tamaño.

En general, para todas las perspectivas y niveles de transporte, la etapa de tratamiento del residuo de fragmentación –B.XX– supone una beneficio ambiental respecto a la etapa de tratamiento inicial de los centros autorizados de tratamiento –A.XX. Pero, la etapa de tratamiento del residuo de post-fragmentación C.XX no es siempre más beneficiosa para el medio ambiente que la etapa antecesora. Parece, de modo similar a lo que se decía en la interpretación de la evaluación de impacto del apartado 6.2.4.5, que la aplicación de una u otra tecnología para el tratamiento del residuo de post-fragmentación puede incrementar o reducir significativamente el beneficio ambiental que supone la gestión integral de vehículos al final de su vida útil.

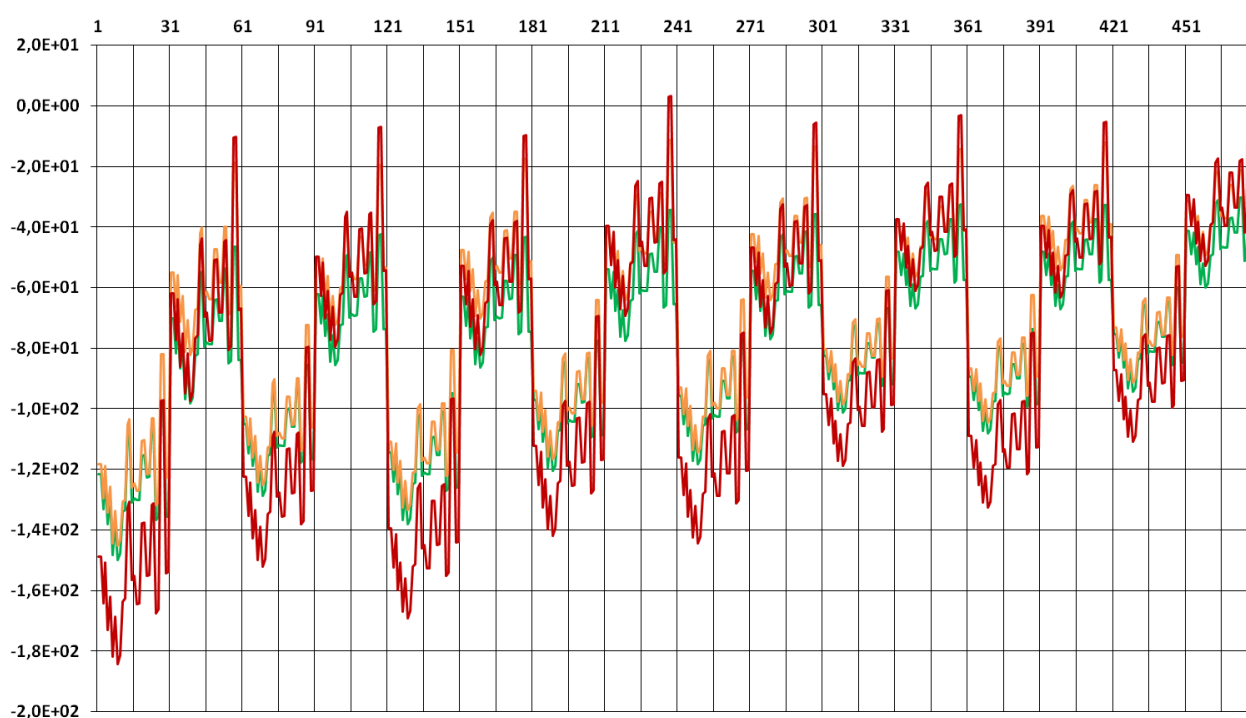
Al comparar entre sí los resultados del indicador único para las tres categorías de impacto y dos niveles de transporte bajo (Figura 117) y alto (Figura 118), se observan diversos patrones de comportamiento asociados a las tecnologías o tratamientos aplicados en cada etapa del sistema estudiado.

En los dos niveles de transporte se observa otra vez como las perspectivas Individualista y Jerárquica son aproximadamente iguales. Su rango de variación es aproximadamente similar, siendo la perspectiva Jerárquica habitualmente inferior (más claramente en los valores máximos) a la perspectiva Individualista. Para la perspectiva Igualitaria el rango de variación es mayor, correspondiendo a esta perspectivas los valores de impacto máximo y mínimo del sistema. Además, se debe de destacar qué los valores de impacto positivo de la etapa de tratamiento del residuo de post-fragmentación se deben asociar a la combinación del tratamiento del residuo LER 16016 en instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– y a la tecnología de tratamiento del residuo de post-fragmentación Thermostelect-Process –C.14.



Leyenda: Rojo oscuro, perspectiva igualitaria. Verde, perspectiva jerárquica. Anaranjado, perspectiva individualista.

Figura 117. Evaluación de impacto, puntuación única [Pt/1.000 kg VFU], nivel de transporte bajo



Leyenda: Rojo oscuro, perspectiva igualitaria. Verde, perspectiva jerárquica. Anaranjado, perspectiva individualista.

Figura 118. Evaluación de impacto, puntuación única [Pt/1.000 kg VFU], nivel de transporte alto

El comportamiento en función de la tipología de centro autorizado de tratamiento para ambos niveles de transporte es similar. En todas las perspectivas el mayor potencial beneficio para el medio ambiente (mayor valor negativo de impacto) se corresponde con la tipología denominada desguace –A.01-. La diferencia entre el tipo desguace –A.01- y el tipo desfabricación –A.02- es significativa en los valores de impacto mínimos. Sin embargo, en los valores máximos de impacto aun existiendo similar diferencia existen valores de impacto similares en aquellas

combinaciones de tratamiento peor valoradas. Estas combinaciones peor valoradas tienen como denominador común a la tecnología Thermoselect-Process –C.14– anteriormente citada.

En cuanto a la influencia del tratamiento del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación –B.01– o instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– el comportamiento es similar al descrito para los centros autorizados de tratamiento. Las instalaciones de fragmentación –B.02– están presentes en combinaciones de tratamiento con mayor beneficio ambiental, claramente diferenciadas de las instalaciones de fragmentación y medios densos. Sin embargo, la diferencia se reduce en los valores de impacto máximos. Tratar el residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación –B.01– o en instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02– supone una variación algo menor que elegir una tipología de centro autorizado de tratamiento u otra.

Respecto a las tecnologías de tratamiento del residuo de post-fragmentación, puede decirse que existe un patrón que se repite en todas las perspectivas, para ambos niveles de transporte y combinaciones entre centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación. El patrón detectado se repite cada 30 subconjuntos, por lo que su origen se asocia a las tecnologías de post-fragmentación. Según este patrón:

- Las tecnologías de tratamiento físico y mecánico avanzado ANL –C.05–, VW-Sicon –C.04– y Salyp –C.03– generan, en ese orden, los mayores beneficios ambientales. Indicar que su clasificación no es del todo clara pues, por ejemplo, la mejor valoración de la tecnología VW-Sicon se sitúa en una posición intermedia entre los valores de la tecnología ANL.
- La cuarta mejor opción, desde el punto de vista ambiental del Análisis del Ciclo de Vida, es la tecnología híbrida denominada TwinRec –C.13. En todos los supuestos esta tecnología muestra valores superiores a los de tres anteriores tecnologías, que a su vez son inferiores a los de un conjunto de tecnologías con posiciones variables según la perspectiva considerada.
- Existe un grupo formado por diversas tecnologías que se sitúa en una posición intermedia en todas las perspectivas, en el que la posición relativa de las tecnologías varía en función de la perspectiva considerada. Este grupo lo componen las tecnologías denominadas R-Plus/Wesa SLF –C.02–, Hidrólisis –C.06–, Horno de cementera –C.08–, Citron –C.09–, Gasificación catalítica –C.11– y SVZ Schwarze Pumpe –C.15. Por ejemplo, la tecnología SVZ Schwarze Pumpe –C.15– es, dentro del grupo, la mejor valorada en la perspectiva Individualista, la tercera peor valorada en la perspectiva Jerárquica y la segunda peor valorada en la perspectiva Igualitaria. Mientras que, la tecnología R-Plus/Wesa SLF –C.02– es la segunda mejor en las perspectivas Individualista y Jerárquica y la peor en la perspectiva Igualitaria.
- La tecnología híbrida Thermoselect-Process –C.14– es indiscutiblemente la peor valorada. Esta tecnología aparece siempre asociada al mayor valor de impacto en cualquier combinación entre centros autorizados de tratamiento y el tratamiento del residuo LER 160106 en la etapa de fragmentación.
- El grupo formado por el Depósito en vertedero –C.01–, Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07–, Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10– y Reshment –C.12– siempre obtiene valores de impacto elevados que lo sitúan cerca de la peor alternativa de tratamiento. Entre estas tecnologías el perjuicio ambiental suele ser menor para el Depósito en vertedero –C.01– y la Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10–. La peor valoración suele corresponder, dependiendo de la perspectiva, a la Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07– o a la tecnología híbrida Reshment –C.12.

Por lo tanto, respecto a las tecnologías de tratamiento del residuo de post-fragmentación –C.XX– sólo puede decirse cuáles son las mejores y las peores alternativas de tratamiento, pero

no se puede dar una clasificación única en función de su idoneidad para con el medio ambiente.

7.6 Conclusiones

En este capítulo se ha analizado cómo influirían diversas suposiciones, que afectan a los datos y al método de evaluación de impacto, en el resultado de la evaluación de impacto del sistema de tratamiento de vehículos al final de su vida útil objeto de estudio. En concreto se han considerado cinco suposiciones:

- Qué sucedería si se incluyeran en el inventario de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– algunas de las divergencias y anomalías detectadas (excesiva cantidad de baterías usadas y de filtros de aceite usados, no existencia de residuos sólidos y líquidos del proceso, deficiente extracción de neumáticos fuera de uso, y posible vertido de aceite usado).
- Qué sucedería si la energía eléctrica, el denominado mix de generación eléctrica, fuese ambientalmente más sostenible como consecuencia del incremento de las energías renovables (generación eólica) en detrimento de las energías procedentes de los combustibles fósiles.
- Qué pasaría si el transporte de residuos y materiales por carretera generase menos contaminantes atmosféricos.
- Qué resultados de evaluación de impacto se obtendrían si en lugar de la perspectiva Jerárquica aplicada se considerarían las perspectivas Individualista o Igualitaria del método ReCiPe.
- Cómo afectaría a los resultados de la evaluación de impacto la utilización de un único indicador de impacto que considerase a todas las categorías de impacto de punto final.

El análisis de sensibilidad realizado aplicando dichas suposiciones ha permitido obtener nuevos puntos de vista y conclusiones complementarias a las obtenidas en la evaluación de impacto del ciclo de vida del capítulo anterior.

Respecto a la inclusión de las probables divergencias o anomalías del inventario de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01–, el efecto sobre los valores de impacto dependen de la categoría de impacto considerada. En la categoría de Daño a la salud humana se produce un aumento del valor de impacto, se incrementa el daño al medio ambiente, pero no se llega a los niveles de impacto del centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02. Para la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema el efecto es al contrario, se reduce el valor de impacto. Finalmente, en el caso de la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos el efecto no se define claramente pues, al mismo tiempo que se incrementan los valores máximos de impacto se reducen los valores mínimos. En general, la consideración en la evaluación de impacto de las divergencias en el inventario de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– no modifica sustancialmente los resultados de la evaluación inicial. Las variaciones que se observan no incrementan significativamente el perjuicio o bondad ambiental que supone elegir una tipología de centro autorizado de tratamiento u otra. Tampoco produce variación sustancial en la etapa de fragmentación.

El estudio de la sensibilidad del sistema ante una variación del impacto asociado a la energía eléctrica ha arrojado una visión, quizás, no tan esperada. Las diferencias más importantes se producen en la etapa de tratamiento del residuo LER 160104* en centros autorizados de tratamiento, en donde los valores máximos pueden ser entorno al 40% superiores (para las categorías de Daño a la salud humana y Daño a la diversidad del ecosistema). Al ser el valor de impacto de esta etapa relativamente pequeño la variación no influye en gran medida sobre el resto del sistema. La diferencia al considerar una energía eléctrica más sostenible supone entorno a un 10% en el supuesto más desfavorable de la etapa de fragmentación (Daño a la

diversidad del ecosistema, transporte alto y valor máximo), y a entorno al 3% para la etapa de post-fragmentación (Daño a la salud humana, transporte alto y valor máximo). Se detecta además cierta variación en la idoneidad de las tecnologías de post-fragmentación con valoraciones de impacto intermedias, pero se mantiene la clasificación en las primeras y últimas posiciones. Para el conjunto del sistema disponer de una energía eléctrica más sostenible como la propuesta (con un impacto menor medio entorno al 15% para las categorías de impacto consideradas) no produce una reducción significativa del impacto del sistema, si no un ligero aumento. Dicho aumento se debe a la reducción de los beneficios ambientales derivados de la producción de energía eléctrica del sistema estudiado, no compensada por la reducción de la energía eléctrica consumida proveniente del exterior del sistema. Dado que el sistema estudiado tiene un balance eléctrico exportador, al reducir el impacto de la electricidad se reduce el beneficio ambiental debido a la producción eléctrica del sistema. Por lo tanto, ante la previsible reducción del impacto de la energía eléctrica como consecuencia del incremento de la cuota de las energías renovables, aquellos tratamientos de residuos que generen energía eléctrica pueden ser ambientalmente menos favorables.

La probable reducción del impacto ambiental del transporte rodado como consecuencia de la limitación de emisiones contaminantes del transporte rodado ha dado como resultado una reducción generalizada del impacto ambiental del sistema, en todas las categorías de impacto consideradas. Dado que el impacto ambiental del transporte está asociado a la cantidad de transporte considerada, entendida esta como el producto de la masa transportada por la distancia a la que se transporta dicha masa, el efecto de la suposición planteada es mayor en los niveles de transporte alto. Es decir, la reducción en el impacto ambiental que supondría utilizar un transporte rodado que emita menos contaminantes atmosféricos sería mayor en aquellos casos en que el transporte del sistema es cuantitativamente mayor. Por otro lado, al ser el transporte una cuestión transversal del sistema, que afecta a todas las etapas del mismo, no se han observado posibles modificaciones en las tendencias de impacto por etapas.

Respecto al método de evaluación considerado, la primera suposición estudiada ha sido la posible variación debida a la aplicación de las dos perspectivas restantes del método ReCiPe. Respecto a la perspectiva Jerárquica aplicada en la evaluación de impacto inicial, puede decirse que la perspectiva Individualista es más optimista y la perspectiva Igualitaria más catastrofista. Los resultados de la evaluación de impacto no son iguales en las tres categorías de impacto. En el caso de la categoría de Daño a la salud humana la perspectiva Individualista es aproximadamente igual, pero con valores de impacto algo inferiores, a la perspectiva Jerárquica. No se observan cambios en las tendencias por etapas. Sin embargo, la perspectiva Igualitaria, además de aumentar el potencial beneficio y el potencial perjuicio ambiental del sistema cambia la tendencia entre centros autorizados de tratamiento. Para esta perspectiva los centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– obtienen mayores valores de impacto que el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación –A.02. Este cambio de tendencia sólo se da en los valores máximos. No se observan otros cambios en las tendencias de la etapa de fragmentación y post-fragmentación. En la evaluación de la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema, en general, la aplicación de las perspectivas Individualista e Igualitaria suponen una disminución del valor de impacto respecto a la perspectiva Jerárquica. Entre las nuevas perspectivas ahora aplicadas, la perspectiva Igualitaria incrementa en mayor medida el rango de valores. A diferencia de la categoría de impacto anterior, en esta categoría de impacto además de similar variación en la tendencia entre centros autorizados de tratamiento, se observa que la peor valoración de impacto se da en la combinación de centros autorizados de tratamiento tipo desguace –A.01– e instalaciones de fragmentación y medios densos –B.02. Respecto a la perspectiva Jerárquica es una variación significativa, pues la peor valoración de impacto se daba en la combinación de centros autorizados de tratamiento tipo

desguace –A.01– e instalaciones de fragmentación –B.01. Por último, las perspectivas Jerárquica e Igualitaria son prácticamente iguales en la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos. Esta igualdad se debe a la similitud de las suposiciones que asume cada una de estas perspectivas. Por el contrario, la perspectiva más optimista, la perspectiva Individualista, incrementa los valores de impacto del sistema. A parte de dicho incremento no se observan variaciones en cuanto a la influencia derivada de la tipología de centro autorizado de tratamiento, instalaciones de fragmentación o tecnologías de tratamiento del residuo de post-fragmentación.

Finalmente, el análisis de los resultados de la evaluación de impacto considerando los elementos opcionales de normalización, agrupación y ponderación de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida han permitido obtener una valoración única. La citada valoración única varía en función de la perspectiva considerada. La perspectiva Individualista, que asume suposiciones más optimistas, suele obtener valores de impacto superiores a los de la perspectiva Jerárquica, en un mismo rango de valores. Mientras que en la perspectiva Igualitaria el rango de variación es tal que logra los valores máximos y mínimos de impacto. Respecto a la posible influencia de una u otra perspectiva sobre el comportamiento de los centros autorizados de tratamiento, se observa un mismo patrón de comportamiento en todas las perspectivas. Los menores valores de impacto se corresponden con la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desguace –A.01–, a cierta distancia de los mejores valores de impacto logrados por la tipología desfabricación –A.02. Mientras que los mayores valores de impacto de ambas tipologías son aproximadamente iguales, siendo superiores para la tipología desfabricación –A.02. Similar comportamiento se produce en la etapa de fragmentación. Las instalaciones de fragmentación –A.01– obtienen mejores valoraciones, siendo la distancia a las valoraciones de las instalaciones de fragmentación y medios densos –A.02– mayor en los valores mínimos y menor en los valores máximos. Respecto a las tecnologías de tratamiento del residuo de post-fragmentación se identifica un patrón de comportamiento en el que las mejores y las peores alternativas de tratamiento se corresponden siempre a ciertas tecnologías, mientras que para las alternativas intermedias no es posible establecer una relación entre tecnologías. Como mejores tecnologías de post-fragmentación se identifican a la tecnología ANL –C.05–, VW-Sicon –C.04–, Salyp –C.03– y TwinRec –C.13. Como peores tecnologías de post-fragmentación a las tecnologías Thermoselect-Process –C.14–, Co-incineración con residuos sólidos municipales –C.07–, Reshment –C.12–, Gasificación secuencial en horno rotativo –C.10– y Depósito en vertedero –C.01.

En conjunto, los análisis de sensibilidad realizados arrojan las siguientes ideas:

- Es probable que el impacto ambiental calculado para la tipología de centro autorizado de tratamiento tipo desguace –A.01– es inferior al real, pues las divergencias y anomalías del inventario aun pudiendo ser una mejora potencial de su impacto esconden ineficiencias y malas prácticas poco acordes con el cuidado por el medio ambiente. Sin embargo, dados los consumos energéticos asociados a los tratamientos que se aplican en las tipologías de centros autorizados de tratamiento considerados, la tipología denominada desguace produce un menor impacto en el medio ambiente que la tipología denominada desfabricación.
- La previsible reducción del impacto ambiental de la energía eléctrica al aumentar la contribución de las energías renovables supondrá en la práctica reducir el beneficio ambiental que supone la recuperación de energía de los residuos. Esta cuestión puede resultar determinante a la hora de seleccionar una tecnología de tratamiento de residuos u otra, pues aquellas que se basen en la recuperación energética mediante la producción de electricidad podrían llegar a reducir significativamente su potencial beneficio. La elección de tecnologías de tratamiento de residuos basadas en el reciclado o recuperación material (no

energética) de los residuos sería una opción más adecuada y estable en el tiempo.

- Partiendo de la premisa de que el transporte siempre supone un perjuicio ambiental y por lo tanto cualquier reducción es una mejora, la limitación de las emisiones contaminantes del transporte rodado sólo influirá en aquellas alternativas de tratamiento de residuos que impliquen grandes cantidades transportadas a grandes distancias. La elección de centros de tratamiento (para cualquier residuo) más cercanos a las instalaciones en donde se generan siempre será una buena opción a tener en cuenta.
- La elección de una perspectiva u otra para la evaluación de impacto del ciclo de vida del sistema de tratamiento de vehículos en el contexto europeo puede cambiar alguna de las tendencias observadas. En general una u otra perspectiva suelen obtener valores de impacto distintos en el rango pero similares en el comportamiento, aunque en alguna de las alternativas de tratamiento se pueden obtener resultados sustancialmente distintos. Sin embargo, no se considera que dichas diferencias influyan sobre manera en la evaluación general del sistema estudiado.
- La evaluación de impacto mediante un único indicador de impacto que agrupe a todas las categorías de impacto facilita la identificación de tendencias y comportamientos del sistema. Puede por lo tanto ser útil para identificar en general las mejores alternativas de tratamiento desde el punto de vista de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida. Sin embargo, debe indicarse que la agrupación en un único indicador de impacto enmascara el origen de los impactos valorados. Por lo tanto, la evaluación de impacto mediante un único indicador de impacto debe ser un complemento para la toma de decisiones pero no para la identificación de las causas del impacto ambiental.

Capítulo 8. Conclusiones y trabajos futuros

En la presente investigación se ha realizado la evaluación medioambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo. Para lograrlo ha sido necesario definir el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo mediante la identificación de su inventario, flujos y relaciones entre etapas y tratamientos, como punto de partida para determinar el desempeño ambiental del sistema considerado. La evaluación del desempeño ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil ha sido valorada a través de la cuantificación del cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil, y mediante la evaluación del impacto del ciclo de vida del sistema según la metodología del Análisis del Ciclo de Vida.

Tras la introducción del primer capítulo y la exposición teórica de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida del segundo, en el capítulo tercero, cuarto y quinto se han identificado, descrito e inventariado las tecnologías y tratamientos del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil. Concretamente, en el capítulo tercero se ha realizado un ambicioso estudio de campo que ha permitido identificar los flujos de entrada y salida, las energías, el transporte y las emisiones asociados a la gestión en centros autorizados de tratamiento de 10.506 vehículos al final de su vida útil. Además de los datos de inventario obtenidos, el estudio ha permitido identificar dos tipologías de centro autorizado de tratamiento distintas: el tipo desguace y el tipo desfabricación. Por otro lado, se ha analizado el inventario asociado a la etapa de fragmentación extendiendo el estudio de campo a dos instalaciones de fragmentación que en conjunto representan la gestión de 283.000 t de este residuo. Siguiendo la evolución lógica de la gestión de vehículos al final de su vida útil, en el capítulo cuarto se ha realizado un estudio bibliográfico focalizado en las tecnologías y tratamientos aplicables al residuo de fragmentación que se genera en la etapa anterior. A partir del análisis del residuo de fragmentación, se han identificado aquellas tecnologías y tratamientos que, además del comúnmente aplicado depósito en vertedero, pueden ser una alternativa para la gestión de este residuo. En total se han analizado quince tecnologías y tratamientos de post-fragmentación. Tomando como referencia el depósito en vertedero, se han expuesto e inventariado cuatro tratamientos físicos y mecánicos avanzados (R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon y ANL), un tratamiento basado en la hidrólisis, dos tecnologías de combustión (Co-incineración con residuos sólidos municipales y el Horno de cementera), el proceso pirolítico denominado Citron, dos alternativas de gasificación (Gasificación secuencial en horno rotativo y Gasificación catalítica) y cuatro tecnologías de tratamiento híbridas que combinan en parte a las anteriores (Reshment, TwinRec, Thermoselect-Process y SVZ Schwarze Pumpe). Finalmente, tras identificar los residuos y materiales que se extraen en anteriores etapas del sistema de gestión de vehículos al final de su vida útil, en el capítulo quinto se describen e inventarían las tecnologías y tratamientos aplicables a dichos residuos y materiales. En concreto, se han considerado el tratamiento de: aceites y lubricantes usados, anticongelantes y refrigerantes, líquido de frenos, baterías usadas, otros combustibles, filtros de aceite, zapatas de freno que contienen amianto, neumáticos fuera de uso, plásticos y polímeros, vidrios, catalizadores, piezas y componentes, cenizas y escorias, inertes y vitrificados, absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, otros disolventes y mezclas de disolventes, lodos y aguas aceitosas, y aguas residuales de procesos.

A partir de los datos de inventario obtenidos en los capítulos anteriores se ha evaluado el

desempeño ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el capítulo sexto. En primer lugar, se establece el sistema integral de gestión a evaluar, explicitando las relaciones entre las distintas alternativas de tratamiento de los distintos residuos generados en las cuatro etapas en que se había subdividido el sistema. Posteriormente, considerando el inventario del sistema y las posibles rutas alternativas que en él se pueden elegir para la gestión integral de los residuos derivados del fin de vida de los vehículos, se evalúa el grado de cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE. Considerando las etapas de gestión correspondientes a los centros autorizados de tratamiento, las instalaciones de fragmentación y medios densos y las tecnologías y tratamientos de post-fragmentación, se determinan que combinaciones de tratamientos cumplirán más adecuadamente los citados objetivos. Destacar que, la combinación formada por los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación, las instalaciones de fragmentación y medios densos y el tratamiento pirolítico de post-fragmentación denominado Citron es la opción mejor capacitada para cumplir los objetivos futuros, año 2015, exigidos. La evaluación del cumplimiento futuro de los objetivos ha permitido observar cómo la gestión de los vehículos en los centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación y el tratamiento de su residuo principal en instalaciones de fragmentación y medios densos supone lograr mayores tasas de reutilización, reciclado y recuperación que la gestión en centros autorizados de tratamiento tipo desguace e instalaciones de fragmentación. La evaluación del desempeño ambiental del sistema se ha completado realizando una evaluación del impacto del ciclo de vida del sistema según la metodología del Análisis del Ciclo de Vida. Considerando las categorías de Daño a la salud humana, Daño a la diversidad del ecosistema y Daño a la disponibilidad de recursos, establecidas en el método de evaluación de impacto ReCiPe, se ha determinado cual es el impacto total del sistema integral de gestión y su evolución por etapas. En general, la gestión de los vehículos al final de su vida útil en el sistema integral considerado suele ser beneficiosa para el medio ambiente, pero, dicho beneficio puede verse reducido significativamente según las tecnologías y tratamientos que se apliquen a los residuos. Sin llegar a resultados concluyentes, pues los resultados de la evaluación de impacto varían según la categoría de daño, habitualmente la gestión de vehículos en los centros autorizados de tratamiento tipo desguace suele ser menos perjudicial para el medio ambiente que la realizada en el tipo desfabricación. Similar situación se da en la disyuntiva entre instalaciones de fragmentación e instalaciones de fragmentación y medios densos, para las que la primera opción suele suponer un menor impacto ambiental. En el caso de las tecnologías y tratamientos de post-fragmentación, se puede afirmar que la tecnología Thermoselect-Process es la más desfavorable, seguida sin un orden claro por las tecnologías de Co-incineración con residuos sólidos municipales y Reshment. Sin embargo, no es tan clara la identificación de la tecnología de post-fragmentación más favorable ambientalmente. Los tratamientos físicos y mecánicos avanzados ANL y VW-Sicon son los dos candidatos mejor situados, seguidos por la tecnología Salyp, el tratamiento pirolítico Citron, la Gasificación catalítica, la tecnología R-Plus/Wesa SLF y la Hidrólisis. El capítulo concluye planteando la encrucijada que supone la elección de un conjunto de tratamientos que pueda cumplir con los objetivos para el año 2015 exigidos en la Directiva 2000/53/CE y que suponga, a la vez, el menor impacto ambiental. La elección entre la gestión de los vehículos en una tipología de centro autorizado de tratamiento u otra, o entre instalaciones de fragmentación con o sin instalaciones de medios densos, puede condicionar el cumplimiento de los aludidos objetivos pero suponer una menor presión sobre el medio.

En el capítulo séptimo se ha analizado la estabilidad de los resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida del sistema considerado. Tras cuestionar la calidad de los datos del inventario de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace, la evolución hacia un menor impacto ambiental asociado a la energía eléctrica o al transporte rodado por carretera, se ha analizado la sensibilidad de los resultados respecto a dichos datos. Para la primera cuestión se

ha concluido que, no obstante las anomalías y divergencias detectadas en el inventario de los centros autorizados de tratamiento tipo desguace, su impacto ambiental respecto al tipo desfabricación es menor. Destacar que dicha valoración de impacto menor se debe a que el tipo desguace aplica menos procesos de tratamiento que el tipo desfabricación, pudiendo enmascarar ineficiencias o malas prácticas en el tipo desguace. En el caso de la mejora del impacto ambiental que supondrá la reducción de la cuota de generación eléctrica basada en los recursos fósiles y el incremento de los recursos renovables, debe de considerarse con cautela. Disponer de una energía eléctrica ambientalmente más sostenible es por sí mismo algo ventajoso, sin embargo, para el sistema integral de gestión estudiado puede ser contraproducente, especialmente para aquellas tecnologías y tratamientos que basan su beneficio ambiental en la recuperación energética mediante la producción de electricidad. Para dichas tecnologías y tratamientos, se produce la paradoja siguiente: un menor impacto ambiental asociado a la energía eléctrica supone una reducción del beneficio ambiental debido a la producción de energía eléctrica como producto evitado, por lo tanto se disponer de una energía eléctrica menos contaminante equivale a aumentar el impacto ambiental de dichas tecnologías y tratamientos. En el caso del transporte rodado por carretera la sensibilidad respecto a un posible transporte menos contaminante no presenta ninguna paradoja. Para este supuesto, reducir el impacto debido al transporte rodado supone siempre una reducción del impacto del sistema, más significativa cuanto mayor sea la cantidad transportada (masa transportada y distancia a la que se transporta). El séptimo capítulo continúa con el análisis de la sensibilidad de los resultados frente a cuestiones asociadas al método ReCiPe de evaluación de impacto del ciclo de vida considerado. La consideración de otras perspectivas más extremas que la perspectiva Jerárquica aplicada (una más optimista y otra más catastrofista) y la evaluación de impacto utilizando un indicador de impacto que englobe a todos los demás, han sido dichas cuestiones. Considerar una u otra perspectiva puede variar el rango cuantitativo de los valores de impacto ambiental, ampliar el rango de impacto, pero manteniendo la valoración cualitativa de las distintas tecnologías y tratamientos, la clasificación de más o menos favorable para el medio ambiente. Puede decirse que la aplicación de una perspectiva u otra para la evaluación de impacto del ciclo de vida del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo presenta no presenta variaciones significativas en la influencia de las tecnologías y tratamientos por etapas, existe alguna pero es poco importante. Por último, la utilización de un único indicador de impacto ambiental que agrupa todas las categorías de impacto se revela cómo útil para la identificación de tendencias y comportamientos de las distintas etapas, tecnologías y tratamientos del sistema estudiado. Utilizar un único indicador de impacto cuando el propósito de la evaluación de impacto es la toma de decisiones simplifica tal tarea y evita la existencia de posibles contradicciones entre categorías de impacto. Sin embargo su utilidad puede enmascarar las causas o motivos de los resultados, por lo que la evaluación de impacto con un indicador de puntuación única debería de ser complementaria a la evaluación de impacto por categorías.

La evaluación del impacto ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil ha permitido evidenciar la difícil cuestión a la que éste se enfrenta: ¿Qué coste o impacto ambiental puede asumirse para cumplir los objetivos futuros exigidos en la Directiva 2000/53/CE? ¿Qué debe prevalecer?

8.1 Validación de las hipótesis

La definición, inventariado y posterior evaluación del desempeño ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil, en el contexto europeo, ha permitido validar las tres hipótesis planteadas en el capítulo primero. Seguidamente se justifica individualmente la validación de dichas hipótesis:

1. La evaluación ambiental para la toma de decisiones referidas al sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil debe necesariamente realizarse considerando el conjunto de etapas de dicho sistema.

En primer lugar, la evaluación del grado de cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE considerando el total del sistema integral de gestión permite determinar cuál será el comportamiento del sistema, frente a la evaluación parcial de algunas etapas de algunos estudios existentes que sólo permite determinar la eficiencia de una parte del sistema. El estudio bibliográfico realizado en el capítulo cuarto mostraba cuáles eran las tecnologías y tratamientos de post-fragmentación que, según la bibliografía, permitirían cumplir con los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE. En base a su bondad para el cumplimiento de los citados objetivos, además de otras consideraciones, se seleccionaron un total de catorce tecnologías y tratamientos que ayudarían a que el sistema alcanzara los citados objetivos. Sin embargo, al considerar el total del sistema integral de gestión (desde los centros autorizados a los tratamientos aplicables a otros residuos y materiales) sólo cinco (VW-Sicon, Citron, Gasificación catalítica, Thermoselect-Process y SVZ Schwarze Pumpe) permiten cumplirlos en más del 50% de los casos para alguna de las alternativas de tratamiento consideradas. Excepto para el caso de la tecnología Citron, el cumplimiento se debe tanto a la tecnología de post-fragmentación que trata de mejorar la gestión el residuo de fragmentación como a la gestión del residuo LER 160104* en el centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación y del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación y medios densos. Todo ello evaluado en el marco de la gestión de los otros residuos y materiales considerado. Es decir, si sólo se considera el potencial aislado de las etapas del sistema la valoración del cumplimiento difiere de la obtenida considerando el conjunto del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil.

En segundo lugar, la evaluación ambiental consideraba la valoración del impacto ambiental aplicando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida. La valoración de impacto resultante varía en función de si se considera una etapa independientemente o conjuntamente con el resto del sistema. Como ejemplo, en el caso de los centros autorizados de tratamiento los valores de impacto difieren en función de si se consideran sólo cuestiones ambientales propias de los centros, de los centros y la gestión de los otros residuos y materiales que genera (exceptuando el residuo LER 160106) o en el conjunto del sistema (apartado 6.2.4.4). Algo parecido sucede en el caso de las tecnologías y tratamientos aplicables al residuo de fragmentación. La idoneidad de dichos tratamientos considerados de forma aislada (apartado 6.2.4.2) no se mantiene cuando se considera el sistema en su conjunto (apartado 6.2.4.5), en donde la influencia de las demás etapas del sistema matiza el impacto ambiental asociado a cada una de las tecnologías y tratamientos considerados.

Por consiguiente, la necesidad de considerar del conjunto del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil con el fin de disponer de conocimiento ambiental óptimo y útil para la toma de decisiones, frente a la evaluación ambiental aislada de parte del sistema, queda justificada en la presente investigación.

2. Los tratamientos aplicados en la etapa primera del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil pueden condicionar el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2015.

En el contexto del fin de vida de vehículos europeo la primera etapa de gestión se corresponde con los tratamientos que se aplican al residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil en los centros autorizados de tratamiento. En el estudio de campo realizado en capítulo tercero se han identificado dos tipologías de centro autorizado de tratamiento: el tipo desguace y el tipo desfabricación. La diferencia fundamental detectada entre estas dos tipologías es la aplicación

o no de procesos sistemáticos de extracción de piezas, componentes y materiales para los mercados de segunda mano y de reciclado. El tipo desguace, además de la obligatoria extracción de los componentes y sustancias clasificados como residuos peligrosos, aplica procesos de desmontado no sistemáticos que logran extraer el 24,87% de la masa del vehículo. Sin embargo, el tipo desfabricación aplicando procesos sistemáticos logra extraer el 32,33% de la masa del vehículo. Considerando el inventario del sistema integral de gestión y el conjunto de rutas de tratamientos basadas en cada una de las tipologías identificadas, en el capítulo sexto se evalúa el cumplimiento de los objetivos futuros exigidos en la Directiva 2000/53/CE. La evaluación se realiza aplicando los principios de cálculo establecidos en la Decisión de la Comisión 2005/293/CE, de 1 de abril de 2005, por la que se establecen normas de desarrollo para controlar el cumplimiento de los objetivos de reutilización y valorización así como de reutilización de reutilización y reciclado fijados en la Directiva 2000/53/CE. De 17.460 rutas de tratamiento evaluadas para cada tipología de centro autorizado de tratamiento, el tipo desguace cumple los objetivos futuros en el 10,94% de los supuestos, mientras que el tipo desfabricación lo hace en el 24,06%. Es decir, si bien la consideración de una u otra tipología no asegura el pleno cumplimiento de los objetivos futuros, existe un cumplimiento claramente superior en los supuestos en que se considera la gestión del residuo LER 160104* en centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación.

Además, al analizar el cumplimiento de los objetivos futuros exigibles desde la perspectiva de las tecnologías y tratamientos de post-fragmentación se refuerza la idea de que dicho cumplimiento no puede ser evaluado considerando una parte del sistema. Se observa que la consideración de una tipología de centro autorizado de tratamiento u otra, o de unas instalaciones de fragmentación o de fragmentación y medios densos, influyen tanto o más que la gestión de residuos post-fragmentación. Por lo tanto, puede afirmarse que los tratamientos aplicados en la etapa primera del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil condiciona significativamente el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE para el año 2015.

3. Es posible determinar sistemas integrales de gestión ambientalmente más eficientes que el actual sistema basado en el depósito en vertedero del residuo de fragmentación.

Partiendo de la evidencia demostrada de que, en el contexto europeo, el actual sistema de gestión de vehículos al final de su vida útil la alternativa de gestión de los residuos de fragmentación es su depósito en vertedero se ha planteado la posibilidad de identificar sistemas alternativos que sean medioambientalmente más eficientes. Tras identificar diversas alternativas tecnológicas y tratamientos para las distintas etapas del sistema, y en particular para la etapa de post-fragmentación, la evaluación ambiental propuesta ha permitido identificar hasta XX rutas alternativas más eficientes. Dado que la evaluación del desempeño ambiental se basa en la determinación de dos indicadores, cumplimiento de la Directiva 2000/53/CE y valor del impacto ambiental según la metodología del Análisis del Ciclo de Vida, se justificarán las alternativas identificadas desglosando en dos la evaluación realizada.

Considerando la Directiva 2000/53/CE, destacan casi todas las alternativas de tratamiento basadas en la combinación de centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación, instalaciones de fragmentación y medios densos con cualquier otra tecnología o tratamiento de post-fragmentación, pues logran mejores tasas de cumplimiento que su equivalente considerando el depósito en vertedero. Respecto a los objetivos aplicables a partir del 2006 todas y respecto a los objetivos aplicables a partir del 2015 todas excepto las basadas en la Co-incineración con residuos sólidos municipales y el Horno de cementera. Otras alternativas de tratamiento destacables que superan a las fundamentadas en el depósito en vertedero son todas las basadas en la tecnología pirolítica Citron, pues son superiores en todas las combinaciones. O las basadas en la combinación de centros autorizados de tratamiento tipo

desguace e instalaciones de fragmentación, que también suelen mostrar mejores resultados de cumplimiento.

Desde el punto de vista de la evaluación de impacto del ciclo de vida el valor de impacto total del sistema oscila en función de la gestión de residuos considerada en las etapas primera (centros autorizados de tratamiento) y segunda (fragmentación), pero mantiene un patrón de comportamiento asociado a las tecnologías y tratamientos de post-fragmentación considerados. Este comportamiento permite identificar a las alternativas de tratamiento basadas en la aplicación de la tecnología Thermoselect-Process, Co-incineración con residuos sólidos municipales, Reshment o Gasificación secuencial en horno rotativo como peores (su impacto ambiental es superior) a las basadas en el depósito en vertedero, independientemente de la combinación de centros autorizados de tratamiento e instalaciones de fragmentación supuesta. Siendo por lo tanto, todas las combinaciones que consideren al resto de tecnologías y tratamientos de post-fragmentación mejores.

Cruzando los resultados de las dos formas de evaluar el desempeño ambiental del sistema, se observa que existe un conjunto de alternativas que puede definir un sistema integral de gestión alternativo al actual con un mejor desempeño. Dicho sistema estaría formado por cualquiera de las tipologías de centro autorizado de tratamiento (tipo desguace o tipo desfabricación), cualquier tratamiento de fragmentación (instalaciones de fragmentación o instalaciones de fragmentación y medios densos) y la tecnología pirolítica Citron. Otros posibles sistemas integrales que supondrían una mejora ambiental (cumpliendo los mencionados objetivos exigibles para el año 2015) serían la combinación de centros autorizados de tratamiento tipo desfabricación, instalaciones de fragmentación y medios densos y la gestión de residuos post-fragmentación mediante las tecnologías y tratamientos VW-Sicon, Gasificación catalítica o SVZ Schwarze Pumpe.

Luego puede afirmarse que se han determinado alternativas ambientalmente más eficientes que el actual sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil basado en el depósito en vertedero del residuo de fragmentación.

8.2 Cumplimiento de los objetivos

De forma similar a lo realizado para las hipótesis en el apartado 8.1 anterior, se justifica individualmente el cumplimiento de los tres objetivos principales de la investigación.

1. Definir el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo, mediante la identificación de su inventario, flujos y relaciones entre etapas y tratamientos.

El estudio de campo de las etapas primera (centros autorizados de tratamiento) y segunda (fragmentación) realizado en el capítulo tercero, y los estudios bibliográficos de los capítulos cuarto y quinto correspondientes a las etapas tercera (post-fragmentación) y cuarta (otros residuos y materiales) ha permitido adquirir el conocimiento necesario para definir las alternativas de tratamiento, los flujos, las relaciones y el inventario del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo.

Las alternativas de tratamiento en cada etapa, y para cada uno de los residuos y materiales identificados, sus relaciones y los flujos del sistema se han expuesto en la Figura 59 del capítulo sexto. Los datos recopilados en los apartados 3.3, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6 y el capítulo quinto, para cada una de las alternativas de tratamientos que forman el sistema integral de gestión explicitado, han sido útiles para determinar el inventario del ciclo de vida del sistema (apartado 6.2.2) y realizar la evaluación de impacto del ciclo de vida posterior (apartado 6.2.3).

2. Verificar que el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil cumple los

objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil, artículo 7, punto 2, apartados a) y b), para fomentar la reutilización de los componentes reutilizables y la valorización de los componentes que no sean reutilizables, limitando el depósito en vertedero de residuos.

El cumplimiento de los objetivos para el año 2015 exigidos en la Directiva 2000/53/CE supone una restricción que debe ser verificada para cualquier sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil en el contexto europeo, independientemente de si se trata de la actual situación o alguna de las posibles evoluciones y alternativas futuras. Bajo esta premisa, tras establecer la definición del sistema, en el apartado 6.1 de la investigación realizada ha permitido evaluar el grado de cumplimiento de las posibles rutas alternativas de tratamiento. En el caso de la configuración actual más común, basada en el depósito en vertedero del residuo de fragmentación, puede decirse que dicho cumplimiento no es posible. Configuraciones basadas en la tecnología de Co-incineración con residuos sólidos municipales tampoco podrán cumplir lo exigido. Sin embargo, configuraciones basadas en la combinación de otras tecnologías y tratamientos de post-fragmentación y en la promoción del desmontaje sistemático en los centros autorizados de tratamiento muestran un grado de cumplimiento mayor, reforzado éste si además se considera la gestión del residuo LER 160106 en instalaciones de fragmentación y medios densos. La evaluación realizada ha revelado cómo configuración con mayor grado de cumplimiento al conjunto formado por todas aquellas alternativas de tratamiento que consideren como alternativa de gestión del residuo de fragmentación a la tecnología Citron.

Puede decirse que se ha verificado el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE, siendo los resultados de dicha verificación dispares en función de las combinaciones de tratamiento consideradas.

3. Identificar alternativas para la gestión del residuo de fragmentación que supongan una mejora del impacto ambiental respecto al tratamiento actualmente aplicado.

Según la investigación realizada, en la mayoría de países europeos el depósito en vertedero es el destino más habitual para los residuos de fragmentación. Partiendo de éste hecho, se han identificado y seleccionado hasta catorce tecnologías y tratamientos que pueden ser una alternativa a la gestión de dicho residuo de fragmentación. Estas catorce tecnologías y tratamientos (de post-fragmentación) son una muestra representativa de otras formas de gestión que posibilitan la recuperación o valorización de parte de las fracciones que forman el residuo de fragmentación de los vehículos. En concreto, las tecnologías son una muestra de tres principios básicos de reciclaje: el tratamiento basado en procesos físicos y mecánicos avanzados para la separación de las distintas fracciones del residuo, la recuperación material y energética mediante tecnologías y tratamientos térmicos y químicos y la combinación de ambos principios mediante tecnologías híbridas con el fin de lograr optimizar el proceso de reciclaje. El primer principio está representado por las tecnologías R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon y ANL. El segundo principio lo forman a su vez cuatro tecnologías básicas, la hidrólisis, la combustión, la pirólisis y la gasificación. Como ejemplo de la posible hidrólisis se han considerado diversas pruebas industriales genéricas. La combustión está representada por la Co-incineración con residuos sólidos municipales y el Horno de cementera. La tecnología Citron es el exponente de la tecnología pirolítica. Como ejemplos tecnológicos de la gasificación se ha considerado una Gasificación secuencial en horno rotativo y una Gasificación catalítica. Tras realizar el inventario de la referencia tecnológica, el depósito en vertedero, y de las catorce alternativas en el capítulo cuarto se evalúa su impacto ambiental del ciclo de vida en el capítulo sexto, aplicando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida y el método ReCiPe descritos en el capítulo segundo. Los resultados de la evaluación de impacto se interpretan, en primer lugar, considerando aisladamente cada una de las tecnologías y tratamientos y, en segundo lugar, en

el contexto del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil.

Considerando el impacto ambiental debido a las tecnologías y tratamientos aplicados y aplicables al residuo de fragmentación, incluida la gestión de los productos y residuos que dichas tecnologías y tratamientos generan, el depósito en vertedero supone siempre un perjuicio para el medio ambiente. En las tres categorías de impacto evaluadas (Daño a la salud humana, Daño a la diversidad del medio y Daño a la disponibilidad de recursos) los valores del impacto son cercanos pero mayores que el valor cero. Los resultados de impacto para las catorce alternativas propuestas son variables. En el caso de la categoría de Daño a la salud humana la tecnologías y tratamientos ANL, Citron, Gasificación catalítica y SVZ Schwarze Pumpe muestran un menor impacto (producen cierto beneficio al medio ambiente) que el tratamiento referenciado. Mientras que las tecnologías y tratamientos de Co-incineración con residuos sólidos municipales, Gasificación secuencial en horno rotativo, Reshment y Thermoselect-Process alcanzan un mayor valor de impacto (son más perjudiciales para el medio ambiente). Las cinco tecnologías restantes a veces alcanzan mayores valores y a veces menores valores que el depósito en vertedero. La situación varía ligeramente en el caso de la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema. En esta categoría solo las tecnologías y tratamientos VW-Sicon, ANL y Gasificación catalítica tienen siempre menores valores de impacto que el depósito en vertedero. El grupo de tecnologías y tratamientos con mayor impacto sobre el medio ambiente está ahora compuesto por seis tecnologías y tratamientos: Co-incineración con residuos sólidos municipales, Gasificación secuencial en horno rotativo, Reshment, TwinRec, Thermoselect-Process y SVZ Schwarze Pumpe. Por último, en la categoría de impacto se invierte la situación. El grupo de tecnologías con menor impacto ambiental que el depósito en vertedero está formado en este caso por ocho tecnologías y tratamientos: Salyp, VW-Sicon, ANL, Hidrólisis, Horno de cementera, Citron, Gasificación secuencial en horno rotativo y TwinRec. Reduciéndose a dos las tecnologías y tratamientos, Gasificación catalítica y Thermoselect-Process, con mayor impacto que la referencia considerada.

Al considerar el comportamiento de las tecnologías y tratamientos de post-fragmentación en el marco del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil, se ha observado que estas tecnologías y tratamientos pueden incrementar o disminuir el impacto ambiental acumulado por el sistema hasta la etapa de fragmentación. En la Figura 93 se mostraba gráficamente dicho efecto. Posteriormente, en el transcurso del capítulo séptimo, se comentaba la existencia de un patrón en el sistema que repetía para distintos niveles de impacto un mismo comportamiento entre tecnologías y tratamientos de post-fragmentación (Figura 98, Figura 99 y Figura 100). Dependiendo de la categoría de daño, cuatro, seis o dos tecnologías y tratamientos de post-fragmentación obtenían peores valores de impacto ambiental que el depósito en vertedero. En el caso de la categoría de Daño a la salud humana eran: la Gasificación secuencial en horno rotativo, la Co-incineración con residuos sólidos municipales y la tecnología Thermoselect-Process. Para la categoría de Daño a la diversidad del ecosistema las seis tecnologías y tratamientos con peor impacto que el depósito en vertedero eran: el tratamiento híbrido TwinRec, SVZ Schwarze Pumpe, la Gasificación secuencial en horno rotativo, la Co-incineración con residuos sólidos municipales y los tratamientos híbridos Reshment y Thermoselect-Process. Mientras que sólo la Gasificación catalítica y el tratamiento Thermoselect-Process lograban una peor valoración de impacto que el depósito en vertedero en la categoría de Daño a la disponibilidad de recursos. Inequívocamente, sólo puede afirmarse que la tecnología de tratamiento Thermoselect-Process logra siempre un impacto ambiental peor que el depósito en vertedero. Estos resultados son estables frente a la previsible variación del impacto ambiental que supondrá, previsiblemente, disponer de energía eléctrica producida a partir de fuentes de energía más sostenibles o un transporte rodado menos contaminante. Con

el objeto de determinar mediante un único indicador qué tecnologías y tratamientos suponen un incremento del impacto ambiental respecto al depósito en vertedero, se realizaba en el apartado 7.5 la evaluación de impacto del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil aplicando los elementos opcionales de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida. La evaluación considerando una puntuación de impacto única revelaba que los tratamientos híbridos Thermoselect-Process y Reshment, la Co-incineración con residuos sólidos municipales y la Gasificación secuencial en horno rotativo son más perjudiciales para el medio ambiente que el depósito en vertedero.

Por consiguiente, se puede afirmar que las tecnologías y tratamientos R-Plus/Wesa SLF, Salyp, VW-Sicon, ANL, Hidrólisis, Horno de cementera, Citron, Gasificación catalítica, TwinRec y SVZ Schwarze Pumpe son alternativas con menor impacto ambiental que el actual depósito en vertedero de residuos de fragmentación.

4. Identificar y preseleccionar, desde la perspectiva ambiental, posibles mejores técnicas disponibles (MTDs) para la gestión integral de vehículos al final de su vida útil.

Tras la definición del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil, la evaluación del cumplimiento actual y futuro de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE y la evaluación de impacto ambiental, es posible identificar y realizar una selección previa de aquellas tecnologías y tratamientos que podrían ser consideradas como referencia de mejores técnicas disponibles. Como referencia para la etapa primera en la que se gestiona el residuo LER 160104* Vehículos al final de su vida útil la tipología de centro autorizado de tratamiento denominada desfabricación sería la opción más adecuada. La aplicación sistemática de procesos de desmotado que incrementen las cantidades de piezas, materiales y componentes extraídos sería el motivo de su elección. En el caso de la gestión posterior del residuo LER 160106 Vehículos al final de su vida útil que no contengan líquidos ni otros componentes peligrosos en la etapa segunda, la combinación de tratamientos de fragmentación y posterior separación en instalaciones de medios densos sería la mejor técnica disponible. Para la tercera etapa del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil, en donde el abanico de posibles alternativas tecnológicas y tratamientos se amplía, claramente se descartarían los tratamientos híbridos Thermoselect-Process y Reshment, la Co-incineración con residuos sólidos municipales, la Gasificación secuencial en horno rotativo y el Depósito en vertedero. Por lo tanto, como mejores técnicas disponibles previas a posteriores y más profundos análisis, se podrían considerar las diez tecnologías y tratamientos de post-fragmentación restantes. Quizás de entre éstas deban destacarse la tecnología pirolítica Citron y el tratamiento VW-Sicon que, además de mostrar capacidad para cumplir las exigencias futuras establecidas en la Directiva 2000/53/CE y suponer una reducción del impacto ambiental respecto a la situación actual, cuentan con instalaciones industriales comerciales realmente operativas.

8.3 Futuros trabajos y líneas de investigación

Durante la realización de la presente tesis doctoral han aflorado nuevas y diversas cuestiones de interés científico que debieran considerarse en futuras investigaciones. En los apartados siguientes se muestran las líneas de investigación originadas durante la investigación ahora expuesta.

8.3.1 Establecimiento de las Mejores Técnicas Disponibles

La investigación realizada y expuesta en esta tesis doctoral ha permitido identificar el sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil, evaluar su desempeño y realizar una selección previa o cribado de posibles mejores técnicas disponibles. El trabajo realizado es el punto de partida de una nueva investigación complementaria que permitirá identificar el sistema

integral de gestión de vehículos al final de su vida útil óptimo y establecer cuáles son las Mejores Técnicas Disponibles para su ejecución.

Sin embargo, dado que en el transcurso de la investigación se han detectado carencias en los datos, deficiencias en su calidad y la de la información de las tecnologías y tratamientos analizados, para poder continuar y completar la identificación del sistema óptimo se considera necesario abordar un estudio de campo complementario al actual que a su vez se centre y profundice en las tecnologías y tratamientos seleccionados en la actual investigación. Incrementar y asegurar la representatividad de los datos, disponer de datos actuales, reales y completos, así como disponer de un análisis de mayor calado que asegure la realidad de los flujos y relaciones entre los tratamientos de otros residuos y materiales y las etapas restantes del sistema, son la continuación lógica de esta investigación.

Tras incrementar la calidad de los datos, la evaluación ambiental del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil redefinido servirá para demostrar e identificar qué tecnologías, métodos u otras acciones deberían implementarse. La identificación, testeo y difusión de nuevas o emergentes técnicas, o de innovadoras buenas prácticas aplicables al ámbito del fin de vida de vehículos, permitirán mejorar ambiental el sistema y, potencialmente, ser consideradas Mejores Técnicas Disponibles.

La investigación y trabajos a realizar seguirán la metodología aplicada en la realización de la presente tesis doctoral.

8.3.2 Nueva metodología de Diseño considerando el fin de vida de vehículos

En la justificación expuesta en el capítulo primero de esta tesis doctoral se ha expresado para lograr el desarrollo sostenible en el sector del automóvil deben abordarse tres problemas fundamentales:

- la reducción de la demanda energética de los vehículos;
- la contaminación debida a los gases de efecto invernadero; y
- la reciclabilidad de los vehículos.

Desde la perspectiva del diseñador y del fabricante de vehículos la utilización de nuevos materiales más ligeros, nuevas fuentes de energía menos contaminantes o el incremento de la reciclabilidad de los vehículos son aspectos a considerar en el diseño ecológico de sus productos.

Dicho diseño ecológico, para ser realmente ecológico, debe de considerar todas las etapas del ciclo de vida de los vehículos, incluida la etapa de fin de vida. Es en este contexto en donde han surgido diversas metodologías de diseño que consideran el fin de vida de los productos, entre ellos los vehículos, para así reducir o minimizar su impacto sobre el medio. ELDA (Rose, 2000), QWERTY (Huisman et ál., 2001), ReSICLED (Mathieux, 2002), ENDLESS (Ardente, Beccali y Cellura, 2003), IREDA (Xing, Abhary y Luong, 2003) o DFEL Value (Zameri, 2005) son metodologías que tratan de integrar aspectos cómo la estructura del producto, la legislación aplicable, la demanda energética asociada, el impacto ambiental, la viabilidad económica o las tecnologías actuales y futuras para la gestión en el fin de vida en el diseño y concepción de nuevos productos.

La consideración del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil como aspecto relevante en el diseño para el fin de vida de vehículos debería de tener en cuenta tanto el cumplimiento de los objetivos exigidos en la Directiva 2000/53/CE como la evaluación de impacto del ciclo de vida del sistema. Maximizar la reutilización, el reciclado y la recuperación a

la vez que se minimiza el impacto sobre el medio ambiente deberán tratarse conjuntamente como un problema de eficiencia. La aplicación del análisis de frontera de datos (DEA, del inglés *Data Envelopment Analysis*) y su aplicación a intervalos de datos (Wang, Greatbanks y Yang, 2005) es una herramienta adecuada para la evaluación de sistemas. En esta línea, su aplicación a sistemas utilizando indicadores económicos e indicadores de impacto derivados de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida puede servir para determinar la eco-eficiencia de productos y sistemas (Barba-Gutiérrez, Adenso-Díaz y Lozano, 2009).

En una línea futura de investigación se pretende desarrollar una metodología útil para el diseño conceptual de vehículos que considere particularmente, entre otros aspectos, la eco-eficiencia del sistema integral de gestión de vehículos al final de su vida útil y la previsible variación de la composición material de los vehículos. La metodología a desarrollar debería permitir obtener indicadores útiles para maximizar la reutilización, reciclado y recuperación, minimizar el impacto ambiental en el fin de vida y en el conjunto del ciclo de vida del vehículo.

8.4 Publicaciones derivadas de la investigación

En los apartados siguientes se detallan las publicaciones derivadas de la presente investigación.

8.4.1 Libros

1. **Muñoz, C., Vidal, R. and Justel, D.** *Análisis ambiental del proceso de fin de vida de vehículos en España*, Muñoz, C. (eds). Castellón (España), octubre 2010. ISBN: 978-84-694-3663-9.

8.4.2 Capítulos de libro

1. **Muñoz, C., Vidal, R., Garraín, D., Franco, V., Justel, D. and Espartero, S.** *Study of Authorized Treatment Facilities for end-of-life vehicles in the province of Castellón*. "Selected proceedings from the 13th International Congress on Project Engineering, AEIPRO, 2009", AEIPRO (Spanish Association of Project Engineering), 2010, pp. 206-215. ISBN-13: 978-84-614-0185-7.
2. **Espartero, S., Justel, D., Lauroba, N., Beitia, A., Muñoz, C. and Vidal, R.** *Is Spain the best vehicle recycler country in Europe?* "Selected proceedings from the 13th International Congress on Project Engineering, AEIPRO, 2009", AEIPRO (Spanish Association of Project Engineering), 2010, pp. 434-442. ISBN-13: 978-84-614-0185-7.
3. **Muñoz, C., Garraín, D., Franco, V., Royo, M., Justel, D. and Vidal, R.** *Analysis of the process applied to end-of-life vehicles in Authorised Treatment Facilities*. Seguí, V.J., Reig, M.J. (eds). "Third Manufacturing Engineering Society International Conference", American Institute of Physics, AIP Conference Proceedings, Melville, New York (USA), 2009, pp. 427-435. ISBN: 978-0-7354-0722-0.

8.4.3 Artículos de revista

1. **Muñoz, C., Vidal, R. and Justel, D.** *Implicaciones medioambientales de la estrategia de fin de vida en el diseño de retrovisores*. Sernauto Informa, nº 57, mayo 2010, pp. 22-25.

8.4.4 Congresos internacionales y nacionales

1. **Muñoz, C., Moliner, E. Garraín, D., Franco, V., Vidal, R. and Justel, D.** *Alternativas para la gestión del residuo de fragmentación del automóvil*. Enviado al XVI Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Valencia (España), julio 2012.

2. **Muñoz, C., Moliner, E., Garraín, D., Franco, V., Justel, D. and Vidal, R.** *Análisis del Ciclo de Vida del desguace de vehículos*. XV Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Huesca (España), julio 2011. ISBN: 978-84-615-4542-1.
3. **Muñoz, C., Moliner, E., Garraín, D., Franco, V., Vidal, R. and Justel, D.** *Environmental impact of treatment processes for plastics and composites at the end-of-life vehicles in Spain*. SETAC Europe: 21th Annual Meeting, Milán (Italia), mayo 2011.
4. **Muñoz, C., Sanfélix, J. Franco, V., Garraín, D., Vidal, R. and Justel, D.** *Estimación de la reducción del consumo de combustible como consecuencia de la reducción del peso*. XIV Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Madrid (España), junio 2010, pp. 2357-2368. ISBN: 978-84-614-2607-2.
5. **Muñoz, C., Moliner, R., Vidal, R., Justel, D. and García, M.** *Análisis de metodología de diseño para el fin de vida de productos*. XIV Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Madrid (España), junio 2010, pp. 2369-2380. ISBN: 978-84-614-2607-2.
6. **Justel, D., Espartero, S., Lauroba, N., Muñoz, C. and Vidal, R.** *Estudio de la desmontabilidad y fin de vida de la puerta de un C4 Picasso*. XIV Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Madrid (España), junio 2010, pp. 2546-2556. ISBN: 978-84-614-2607-2.
7. **Muñoz, C., Garraín, D., Sanfélix, J., Gómez, G., Franco, V., Justel, D. and Vidal, R.** *Compliance with Directive 2000/53/CE in 2015 and mass use of plastics and composites in vehicle manufacturing*. SETAC Europe: 20th Annual Meeting, Sevilla (España), mayo 2010.
8. **Muñoz, C., Garraín, D., Sanfélix, J., Gómez, G., Franco, V., Justel, D. and Vidal, R.** *Vehicles at the end of their life in Spain: traditional and new treatment facilities*. SETAC Europe: 20th Annual Meeting, Sevilla (España), mayo 2010.
9. **Muñoz, C., Vidal, R., Garraín, D., Franco, Justel, D. and Espartero, S.** *Estudio de los centros autorizados de tratamiento de vehículos de la provincia de Castellón*. XIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Badajoz (España), julio 2009. ISBN: 978-84-513-3487-1.
10. **Espartero, S., Justel, D., Laubora, N., Beitia, A., Muñoz, C. and Vidal, R.** *¿Es España el país europeo mejor reciclador de vehículos?* XIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Badajoz (España), julio 2009. ISBN: 978-84-513-3487-1.
11. **Muñoz, C., Justel, D., Vidal, R., Garraín, D., Franco, V. and Royo, M.** *Análisis del proceso de final de vida de vehículo en los Centros Autorizados de Tratamiento de Vehículos Fuera de Uso*. 3rd Manufacturing Engineering Society International Conference, MESIC09, Alcoy (España), junio 2009, pp. 1034-1040. ISBN: 978-84-613-31-3166-6.
12. **Muñoz, C., Vidal, R., Justel, D., Garraín, D. and Franco, V.** *New strategies for improved end-of-life of vehicles*. 5th International Conference on Industrial Ecology, Lisboa (Portugal), junio 2009.
13. **Garraín, D., Muñoz, C., Vidal, R. and Franco, V.** *Life Cycle thinking at the End-of-Life of vehicles*. SETAC Europe: 19th Annual Meeting, Göteborg (Sweden), mayo 2009.
14. **Muñoz, C., López, R., Garraín, D., Franco, V. and Vidal, R.** *Environmental assessment of car rear view mirrors: temporal evolution and suggested improvement strategies*. SETAC Europe: 15th LCA Case Studies Symposium, París (Francia), enero 2009.
15. **Muñoz, C., López, R., Justel, D. and Garraín, D.** *Análisis medioambiental de los retrovisores de vehículos. Evolución temporal y escenarios de fin de vida*. 9º Congreso Nacional del Medio Ambiente, CONAMA9, Madrid (España), diciembre 2008. ISBN: 978-84-613-1481-2.
16. **Muñoz, C., Vilar, M. and Garraín, D.** *Evolución del impacto medioambiental de los retrovisores de vehículos. Evaluación mediante Análisis del Ciclo de Vida*. XII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Zaragoza (España), julio 2008, pp. 707-715. ISBN: 978-84-936430-3-4.

8.4.5 Publicaciones en curso

- **Muñoz, C., Justel, D., Vidal, R.** *Life Cycle Inventory from de-pollution, dismantling and shredding of end-of-life vehicles*, en desarrollo para su envío a Waste Management.
- **Muñoz, C., Moliner, E., Justel, D., Vidal, R.** *Compliance of 2015 reuse/recycling and reuse/recovery targets from comprehensive system of managing of end-of-life vehicles*, en desarrollo para su envío a Transport Research.
- **Muñoz, C., Espiñeira, L., Justel, D., Vidal, R.** *Life Cycle Assessment from comprehensive system of managing of end-of-life vehicles*, en desarrollo para su envío a The International Journal of Life Cycle Assessment.
- **Muñoz, C., Franco, V., Garraín, D., Justel, D., Vidal, R.** *Eco-efficiency from comprehensive system of managing of end-of-life vehicles*, en desarrollo para su envío a Resources, Conservation and Recycling.

Referencias y bibliografía consultada

- AFCA.** Agrupación de Fabricantes de Cementos de Andalucía [Online], 2011. Acceso, septiembre 2011. <http://www.cementosdeandalucia.org/index.php>.
- Agritel.** Agritel Industrial Packaging Supplies [Online], 2011. Acceso, diciembre 2011. http://www.agritel.co.uk/leaflet_oil_filter_and_can_crusher.pdf.
- Al-Salem, S.M., Lettieri, P. y Baeyens, J.** Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): a review [Revista] Waste Management, 2009. Vol. 29, pp. 2625-2643. doi:10.1016/j.wasman.2009.06.004.
- Al-Salem, S.M., Lettieri, P. y Baeyens, J.** The valorization of plastic solid waste (PSW) by primary to quaternary routes: from re-use to energy and chemicals [Revista] Progress in Energy and Combustion Science. 2010. Vol. 36. pp. 103-129. doi: 10.1016/j.pecs.2009.09.001.
- Althaus, H.J., Chudacoff, M., Hischer, R., Jungbluth, N., Osses, M. y Primas, A.** Life Cycle Inventories of Chemicals. Final report ecoinvent Data v2.0 N° 8 [Revista] EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. 2007. Onlin-version under www.ecoinvent.org.
- Ambrose, C.A., Hooper, R., Potter, A.K. y Singh, M.M.** Diversion from landfill: quality products from valuable plastics [Revista] Resource, Conservation and Recycling. 2002. Vol. 36. pp. 309-318.
- Andersen Frits, M., Larsen Helge, V. y Skovgaard Mette.** Projection of end-of-life vehicles. Development of a projection model and estimates of ELVs for 2005-2030 [Informe] European Topic Centre on Resource and Waste Management. 2008.
- Ando, G., Steiner, C., Selinger, A. y Shin, K.** Automobile Shredder Residue Treatment in Japan - Experience of 95.000 t ASR Recycling and Recovery available for Europe through TwinRec [Conferencia] International Automobile Recycling Congress. Geneva, 2002.
- ANFAC, Arthurandersen, FER, Officemen, UPM-IOL, AEDRA, Ciemat, Grupo CAT, Novafilm y CETRAA.** Informe de resultados del proyecto Profit: Valorización energética de residuos generados durante y al final de la vida de los vehículos [Informe] 2001.
- Angelidis, T.N.** Development of a laboratory scale hydrometallurgical procedure for the recovery of Pt and Rh from spent catalysts [Revista] Topics in Catalysis. 2001. 1-4: Vol. 16/17. pp. 419-423.
- Aranda, J.A.** Modelos energéticos sostenibles para España. Perspectiva desde la ecoeficiencia [Libro] Tesis doctoral. Zaragoza, 2008.
- Ardente, F., Beccali, G. y Cellura, M.** Eco-sustainable energy and strategies in design for recycling: the software "ENDLESS" [Revista] Ecological Modelling. 2003. Vol. 163. pp. 101-118.
- Argonne National Laboratory.** Advanced Process Technology for Separating and Recovering High-Quality Plastics from Complex Waste Streams [Informe] Energy Systems Division; Argonne National Laboratory. 2007. [http://www.es.anl.gov/Energy_systems/publications/fact%20sheets/Materials%20Recovery%20Recycling/Plastics%20Recycling%20Technology%20%20\(M4\).pdf](http://www.es.anl.gov/Energy_systems/publications/fact%20sheets/Materials%20Recovery%20Recycling/Plastics%20Recycling%20Technology%20%20(M4).pdf).
- Ariyama, T. y Sato, M.** Optimization of ironmaking process for reducing CO2 emissions in the integrated steel works [Revista] ISIJ International. 2006. Vol. 46. pp. 1739-1744.
- ARN.** <http://www.arn.nl> [Online] 2011. Acceso, julio 2011. <http://www.arn.nl/english/ARN-Recycling/Process>.

Badino, V., Baldo, G.L. y Legarth, J. LCA approach to the automotive glass recycling [Revista] Journal of Environmental Sciences. 1997. 2, Vol. 9. pp. 208-214. ISSN 1001-0742.

Barba-Gutiérrez Y., Adenso-Díaz B. y Lozano S. Eco-Efficiency of Electric and Electronic Appliances: a Data Envelopment Analysis (DEA) [Revista] Environmental Model Assessment. 2009. Vol. 14. pp. 439-447. doi 10.1007/s10666-007-9134-2.

Benson, M., Bennett, C.R., Harry, J.E., Patel, M.K. y Cross, M. The recovery mechanism of platinum group metals from catalytic converters in spent automotive exhaust systems [Revista] Resources, Conservation and Recycling. 2000. Vol. 31. pp. 1-7.

Birgisdóttir H. Life cycle assessment model for road construction and use of residues from waste incineration [Libro] 2005. ISBN 87-89220-92-7.

Boettcher, R.A. Air classification of solid wastes [Informe] U.S. Environmental Protection Agency. 1972.

Boughton, B. y Horvath, A. Environmental assessment of shredder residue management [Revista] Resources, Conservation and Recycling. 2006. Vol. 47. pp. 1-25. doi:10.1016/j.resconrec.2005.09.002.

Boughton, B. y Horvath, A. Environmental assessment of used oil management methods [Revista] Environmental Science and Technology. 2004. 2, Vol. 38. pp. 353-358. doi: 10.1021/es034236p.

Bousted, I. LCA - How it came about. The beginning in the U.K. [Revista] International Journal of Life Cycle Assessment. 1996. 3, Vol. 1. pp. 147-150.

Burger, B. y Bauer, C. Windkraft. Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Final report ecoinvent No. 6-XIII [Informe] Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf: 2007.

Buttke, B., Giering, R., Schlotter, U., Himmelreich, B. y Wittstock, K. Full Scale Industrial Recovery trials of shredder residue in a high temperature slagging-ged-gasifier in Germany [Informe] SVZ, tecpol, PlasticsEurope. 2005.

Cano Serrano, E., Cerezo García, L. y Urbina Fraile, M. Valorización material y energética de neumáticos fuera de uso [Informe] Informe de vigilancia tecnológica. Fundación para el conocimiento Madri+d. 2007. <http://www.madrimasd.org>. ISBN-13: 978-84-611-8343-2.

Castro María, B.G., Remmerswaal Johannes, A.M. y Reuter Markus, A. Life cycle impact assessment of the average passenger vehicle in the Netherlands [Revista] International Journal of Life Cycle Assessment. 2003. 5, Vol. 8. pp. 297-304.

Centre for Environmental Strategy. A sustainable approach to materials management [Online] Centre for Environmental Strategy; Biffa Waste Services; Brand-Rex Ltd.; Corning Cables Ltd.; Inovyl Ltd.; Mann UK Ltd.; Pilkington PLC; Xerox Ltd., undated. Acceso, 2011. <http://www3.surrey.ac.uk/CHAMP/documents/SAMM.pdf>.

Chaalá, A., Ciocchina, O.G. y Roy, C. Vacuum pyrolysis of automobile shredder residues: use of the pyrolytic oil as a modifier for road bitumen [Revista] Resource, Conservation and Recycling. 1999. Vol. 26. pp. 155-172.

Chan, Y.M., Agamuthu, P. y Mahalingam, R. Solidification and stabilization of asbestos waste from an automobile brake manufacturing facility using cement [Revista] Journal of Hazardous Materials. 2000. 1-3, Vol. 77. pp. 209-226. doi 10.1016/W0304-3894(00)00244-2.

Changing World Technologies Inc. CWT [Online] 2011. Acceso, septiembre 2011.

<http://www.changingworldtech.com/index.asp>.

Ciacci, L., Morselli, L., Passarini, F., Santini, A., y Vassura, I. A comparison among different automotive shredder residue treatment processes [Revista] *International Journal of Life Cycle Assessment*. 2010. doi 10.1007/s11367-010-0222-1.

Citron. Rapport de développement durable 2008 [Informe] Citron. 2009. <http://www.citron.ch/>.

Citron. Rapport de développement durable 2009 [Informe] Citron. 2010. <http://www.citron.ch/>.

Classen, M., Althaus, H.J., Blaser, S., Tuchschnid, M., Jungbluth, N., Doka, G., Faist Emmenegger, M. y Scharnhorst, W. Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data v2.1, N° 10. [Informe] EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. 2009. Online-version under: www.ecoinvent.ch.

Classen M. y Althaus H.J. Platinum Group Metals (PGM) Platinum, Palladium, Rhodium [Informe] ecoinvent report N° 10, Metals, Part V. 2009.

Coates, G. y Rahimifard, S. Modelling of post-fragmentation waste stream processing within UK shredder facilities [Revista] *Waste Management*. 2009. Vol. 29. pp. 44-53. doi:10.1016/j.wasman.2008.03.006.

Comisión de las Comunidades Europeas. Estrategia temática sobre el uso sostenible de los recursos naturales [Informe] COM(2005) 670: Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo y al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Bruselas. 2005.

Comisión de las Comunidades Europeas. Informe de la comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones sobre la aplicación de la Directiva 2000/53/EC relativa a los vehículos al final de su vida útil durante el período 2002-2005 [Informe] Bruselas. 2007.

Comisión de las Comunidades Europeas. Un paso adelante en el consumo sostenible: estrategia temática sobre prevención y reciclado de residuos [Informe] COM (2005) 666: Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo y al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Bruselas. 2005.

Comisión Europea. Europa 2020 [Online] 2012. Acceso, enero 2012. http://ec.europa.eu/europe2020/index_es.htm.

Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Generalitat Valenciana [Online] 2011. Acceso, julio 2011. <http://www.cma.gva.es/web/indice.aspx?nodo=1343&idioma=C>.

Corti, A. y Lombardi, L. End life tyres: alternative final disposal processes compared by LCA [Revista] *Energy*. 2004. Vol. 29. pp. 2089-2108. doi:10.1016/j.energy.2004.03.014.

CTL. Aplicación de TLs en generación, gestión adecuada y opciones de valorización del residuo de fragmentación [Informe] Centro de Tecnologías Limpias. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana. 2007.

CTL. Tecnologías limpias y buenas prácticas en la gestión de vehículos al final de su vida útil en Centros Autorizados de Tratamiento de la Comunitat Valenciana [Informe] Centro de Tecnologías Limpias. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana. 2008.

Daniel Stavros, E., Pappis Cosas, P. y Voutsinas Theodore, G. Applying life cycle inventory to reverse supply chains: a case study of lead recovery from batteries [Revista] *Resources, Conservation and Recycling*. 2003. Vol. 37. pp. 251-281.

Das, S., Curlee, T.R., Rizy, C.G. y Schexnayder, S.M. Automobile recycling in the United States: energy impacts and waste generation [Revista] Resource, Conservation and Recycling. 1995. pp. 265-284.

De Baets, H. Validatie van de recyclagepercentages voor afgedankte voertuigen bij shredder-en flottatiebedrijven [Informe] Public Waste Agency of Flanders (OVAM). 2008. [http://www.ovam.be. D/2008/5024/39](http://www.ovam.be/D/2008/5024/39).

De Filippis, P., Pochetti, F., Borgianni, C. y Paolucci, M. Automobile shredder residue gasification [Revista] Waste Management and Research. 2003. Vol. 21. pp. 459-466. doi: 10.1177/0734242X030210050.

Delgado C., Barruetabeña L. y Salas O. Assessment of the Environmental Advantages and Drawbacks of Existing and Emerging Polymers Recovery Processes [Informe] EUR 22939 EN / Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies; European Commission. 2007. ISBN 978-92-79-07366-3, ISSN 1018-5593.

Department of the Environmental and Heritage. Environmental impact of end-of-life vehicles: an information paper [Informe] Australia. 2002. ISBN 0642547513.

Doka, G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report N° 13. [Informe] Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen. 2003.

Doka, G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report N° 13. [Informe] Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen, 2009.

Dubreuil, A., Young, S.B., Atherton, J. y Gloria, T.P. Metals recycling maps allocation procedures in life cycle assessment [Revista] The International Journal of Life Cycle Assessment. 2010. 15. pp. 621-634. DOI 10.1007/s11367-010-0174-5.

ecoinvent Centre. ecoinvent data v2.2 [Base de datos] Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Acceso, mayo 2010. www.ecoinvent.org.

ecoinvent Centre. Swiss Centre for Life Cycle Inventories [Online] 2012. <http://www.ecoinvent.org/database/>.

Edwards, C., Tracy, B. y Rahimifard, S. A design framework for end-of-life vehicle recovery [Conferencia] Proceedings of Life Cycle Engineering. Leuven, Belgium. 2006.

EET Corporation. EET Corporation [Online] 2011. Acceso, diciembre 2011. <http://www.eetcorp.com/lts/crsmoels.htm>.

EMPTEEZY. EMPTEEZY Ibérica S.L. [Online] 2011, Acceso, diciembre 2011. <http://www.empteezy.es>.

Envirotherm GmbH. Envirotherm GmbH [Online] 2011. Acceso, marzo 2011. http://envirotherm.de/content/index_eng.html.

Espartero, S., Justel, D., Laubora, N., Beitia, A., Muñoz, C. y Vidal, R. ¿Es España el país europeo mejor reciclador de vehículos? [Conferencia] XIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos. Badajoz (España). 2009. ISBN: 978-84-513-3487-1.

ETRA. European Tyre Recycling Association [Online] 2011. Acceso, junio 2011. <http://www.etra-eu.org/>.

EURELECTRIC. Power Statistics 2010 [Informe] Synopsis / Union of the Electricity Industry - EURELECTRIC. 2010.

European Aluminium Association. Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry [Informe] 2008. From: <http://www.eaa.net/en/>.

- European Comisión.** European Life Cycle Database (ELCD database) [Online] 2012. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>.
- European Comisión, DG Energy.** Europe's Energy Portal [Online] prod. Comisión European. 2011. Acceso, enero 2012. http://www.energy.eu/country_overview/.
- European Environment Agency.** European Environment Agency [Online] EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2007. <http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5>.
- European Environment Agency.** Registro Europeo de Emisiones y Transferencias de Contaminantes [Online] 2009. Acceso, octubre 2011. <http://prtr.ec.europa.eu/IndustrialActivity.aspx>.
- Eurostat.** End-of-life vehicles, Data 2006 - 2008 (update 8 april 2011) [Online] 2011. Acceso, mayo 2011. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/data/wastestreams/elvs>.
- EVONIK Industries.** TMT15 [Online] www.evonik.com/tmt15. 2011. Acceso, 2011. http://www.tmt15.com/sites/dc/Downloadcenter/Evonik/Product/TMT-15/de/Evonik_TMT15_en.pdf.
- FER.** Memoria anual 2008 [Online] Anuario / Federación Española de Recuperación. Federación Española de la Recuperación y el Reciclaje (FER), 2009. Acceso, enero 2009. <http://www.recuperacion.org>.
- Fergusson, M. e Institut for European Environmental Policy.** End of lif vehicles (ELV) Directive: an assessment of current state of implementation by Members States [Informe] 2007.
- Ferrão, P., Nazareth, P. y Amaral, J.** Strategies for meeting EU end-of-life vehicle reuse/recovery targets [Revista] Journal of Industrial Ecology. 2006. Vol. 10. pp. 77-93.
- Fonseca, G., Fall, C., Vega, A. y Vázquez, G.** Recuperación de etilenglicol y dietilenglicol en anticongelantes usados por medio de un sistema de destilación [Revista] Revista Latinoamericana de Recursos Naturales. 2009. 2, Vol. 5. pp. 130-137.
- Forton, O.T., Harder, M.K. y Moles, N.R.** Value from shredder waste: ongoing limitations in the UK [Revista] Resources, Conservation and Recycling. 2006. 46. pp. 104-113.
- Frischknecht, R. y Jungbluth, N.** SimaPro Database Manual. The ETH-ESU 96 libraries [Libro] 2004.
- Gaidajis, G., Angelakoglou, K., Botsaris, P.N. y Filippidou, F.** Analysis of the recycling potential of used automotive oil filter using the Life Cycle Assessment approach [Revista] Resources, Conservation and Recycling. 2011. Vol. 55. pp. 986-994. doi:10.1016/j.resconrec.2011.05.008.
- Gaines, L. y Singh, M.** Energy and environmental impacts of electric vehicle battery production and recycling [Conferencia] Total Life Cycle Conference & Exposition. Vienna, Austria. 1995.
- Gallon, N. y Binder, M.** Life Cycle Inventory (LCI) of Argonne's Process for Recycling Shredder Residue [Informe] PE Europe GmbH. 2006.
- Garraín, D.** Desarrollo y aplicación de las categorías de impacto ambiental de ruido y de uso de suelo en la metodología de Análisis del Ciclo de Vida [Libro] Tesis doctoral. Castellón (España). 2009. <http://hdl.handle.net/10803/10382>.
- Gent, M.R., Menendez, M., Toraño, J. y Diego, I.** Recycling of plastic waste by density separation: prospects for optimization [Revista] Waste Management & Research. 2009. doi: 10.1177/0734242X08096950. Vol. 27. pp. 175-187.

Gerrard, J. y Milind, K. Is European end-of-life vehicle legislation living up to expectations? Assessing the impact of the ELV Directive on 'green' innovation and vehicle recovery [Revista] *Journal of Cleaner Production*. 2007. 15. pp. 17-27.

GHK y Bio Intelligence Service. A study to examine the benefits of the End of Life Vehicles Directive and the costs and benefits of a revision of the 2015 targets for recycling, re-use and recovery under ELV Directive [Informe] Final Report / DG Environment. 2006.

Gielen, D. y Moriguchi, Y. CO₂ in the iron and steel industry: an analysis of Japanese emission reduction potentials [Revista] *Energy Policy*. 2002. 10, Vol. 30. doi 10.1016/S0301-4215(01)00143-4.

Glass for Europe. Glass for Europe [Online] 2010. Acceso, diciembre 2011. <http://www.glassforeurope.com/en/index.php>.

Glavagno, S., Fortuna, F., Cornacchia, G., Casu, S., Coppola, T. y Sharma, V.K. Pyrolysis process for treatment of automobile shredder residue: preliminary experimental results [Revista] *Energy Conv. & Management*. Vol. 42. pp. 573-586.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. y van Zelm, R. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation [Informe] Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Netherlands. 2009. First edition.

Goedkoop, M. y Spriensma, R. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle impact assessment. Methodology report and annex. [Libro] Amersfoort, The Netherlands. PRé Consultants, 1999. <http://www.pre.nl/eco-indicator99/>.

González-Fernández, O., Hidalgo, M., Margui, E., Carvalho, M.L. y Queralt, I. Heavy metals' content of automotive shredder residues (ASR): evaluation of environmental risk [Revista] *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 153. pp. 476-482. doi:10.1016/j.envpol.2007.08.002.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijuns, R., Huppes, G.R.K., de Koning, A., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H., Bruijn, H., Duin, R.V. y Huijbregts, M.A.J. Handbook on Life Cycle Assessment: operational guide to the ISO standards [Libro] Dordrecht, Holland. Kluwer Academic Publishers, 2002.

Hagelüken, C. Closing the loop - Recycling of automotive catalysts [Revista] *Metall*. 2007. 1-2, Vol. 61. pp. 24-39. ISSN 0026-0746.

Harder, M.K. y Forton, O.T. A critical review of developments in the pyrolysis of automotive shredder residue [Revista] *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. 2007. Vol. 79. pp. 387-394. doi:10.1016/j.jaap.2006.12.015.

Hjelmar, O., Wahlström, M., Tjener Andersson, M., Laine-Ylijoki, J., Wadstein, E. y Rihm, T. Treatment methods for waste to be landfilled [Informe] Nordic Council of Ministers. 2009. <http://www.norden.org/order>. ISBN: 978-92-893-1945-4.

Hofstetter, P. Perspectives in life cycle impact assessment: a structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere [Libro] Dordrecht: Kluwer, 1998. p. 484.

Huisman, J., Ansems, T., Feenstra, L. y Stevels, A. The QWERTY Concept, a powerful concept for evaluating the environmental consequences of end-of-life processing of consumer electronic products [Conferencia] 2nd International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing. 2001. ISBN-0-7695-1266-6.

Hwang, I.H., Matsuto, T., Tanaka, N., Sasaki, Y. y Tanaami, K. Characterization of char

derived from various types of solid wastes from the standpoint of fuel recovery and pretreatment before landfilling [Revista] Waste Management. 2007. Vol. 27. pp. 1155-1166.

Hwang, I.H., Yokono, S. y Matsuto T. Pretreatment of automobile shredder residue (ASR) for fuel utilization [Revista] Chemosphere. 2008. Vol. 71. pp. 879-885.

ICF Consulting. Life-Cycle Greenhouse Gas Emission Factors for Scrap Tires [Informe] Environmental Protection Agency: 8, US. 2006.

Ignatenko, O., van Schaik, A. y Reuter; M.A. Recycling system flexibility: the fundamental solution to achieve high energy and material recovery quotas [Revista] Journal of Cleaner Production. 2008. Vol. 16. pp. 432-449. doi:10.1016/j.jclepro.2006.07.048.

IHOBE. Monografía sobre vehículos al final de su vida útil [Informe] IHOBE, S.A. Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Gobierno Vasco. 2003.

International Energy Agency. Key World Energy Statistics 2011 [Informe] Head of Communication and Information Office; OECD/IEA. Paris, France, 2011. http://www.iea.org/textbase/nppdf/free/2011/key_world_energy_stats.pdf.

IWT. Thermoselect: Plant and Process Description [Informe] Interstate Waste Technologies. 2005. <http://www.iwtonline.com/>.

Jenseit, W., Stahl, H., Wollny, V. y Wittlinger, R. Recovery options for plastic parts from End-of-Life Vehicles: an Eco-Efficiency Assessment [Informe] Final Report / Öko-Institut e.V. 2003.

Jody, B.J. y Daniels. E.J. End-of-life vehicle recycling: the state of the art of resource recovery from shredder residue [Informe] Energy Systems Division; Argonne National Laboratory. 2006.

Jolly, J.L. The U.S. Copper-base scrap industry and its by-products. An overview [Informe] Copper Development Association Inc.. 2010. www.copper.org.

Junghanss, B. Altauto: Eine Sorge weniger [Artículo] VDI nachrichten. 20 abril, 2000. 16, Vol. 12.

Juric, B., Hanzic, L., Ilic, R. y Samec, N. Utilization of municipal solid waste bottom ash and recycled aggregate in concrete [Revista] Waste Management. 2006. 12, Vol. 26. pp. 1436-1442. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2005.10.016>.

Kanari, N., Pineau, J.L. y Shallari, S. End-of-life vehicles recycling in the European Union [Revista] Journal of the Minerals Metals and Materials Society, JOM. Agosto 2003. 8, Vol. 55.

Kellenberger, D., Althaus, H.J., Künniger, T., Lehmann, M., Jungbluth, N. y Thalmann, P. Life Cycle Inventories of Buildings Products. Final report ecoinvent Data v2.0 N° 7 [Informe] EMPA Dübendorf, Swiss Centre of Life Cycle Inventories. Dübendorf, 2007. Online-version under: www.ecoinvent.org.

Keller, C. Optimised disposal of automotive shredder residue [Revista] Strategies and Technologies for Sustainable Solutions / Municipal Solid Waste Management / ed. Ludwig C., Hellweg S. and Stucki S. Heidelberg, Germany: Springer-Verlag, 2003. pp. 294-307.

Keller, C. The Swiss way of handling used plastics in cars - objectives, concept and recent developments [Conferencia] Proceedings of IdentiPlast Congress. APME, Brussels (Belgium), 1999.

Kim, J., Bae, J. y Allenby, B. Recycling systems and management of end-of-life vehicles (ELVs) [Informe] Center for Sustainable Engineering. 2007.

Kondoh, M., Hamai, M., Yamaguchi, M. y Mori, S. Study of gasification characteristics of automobile shredder residue [Revista] JSAE Review. 2001. Vol. 22. pp. 234-236.

Krinke, S., Bobdorf-Zimmer, B. y Goldmann, D. The Volkswagen-Sicon process: eco-efficient solution for future end-of-life vehicle treatment [Conferencia] Proceedings of LCE 2006. 13th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering. 2006.

Krinke, S., Bobdorg-Zimmer, B. y Goldmann, D. Life Cycle Assessment of End-of-Life Vehicle Treatment. Comparison of the VW-Sicon process and the dismantling of plastic components followed by mechanical recycling [Informe] Executive Summary / Volkswagen AG. 2005.

Kumar, V., y Sutherland, J.W. Sustainability of the automotive recycling infrastructure: review of current research and identification of future challenges [Revista] International Journal of Sustainable Manufacturing. 2008. 1/2, Vol. 1. pp. 145-167.

Lanoir, D., Trouvé, G., Delfosse, L., Froelich, D. y Kassamaly, A. Physical and chemical characterisation of automotive shredder residues [Revista] Waste Management and Resource. 1997. Vol. 15. pp. 267-276.

Laraia, R., Foschini, F. y Frittelloni, V. La gestione dei veicoli fuori uso: stato attuale e prospettive [Conferencia] Ecomondo. Dogana (Repubblica di San Marino): Maggioli Editore, 2007. Vol. 2. pp. 591-599.

Lassesson, H. Energy consumptions and CO₂ emissions resulting from different handling strategies of glass from end-of-life vehicles [Informe] Master or Science Thesis / Department of Chemical and Biological Engineering; Chalmers University of Technology. Göterborg, Sweden, 2008.

Lin, D. y Qiu, K. Recycling of waste lead storage battery by vacuum methods [Revista] Waste Management. 2011. Vol. 31. pp. 1547-1552. doi:10.1016/j.wasman.2011.02.019.

Lin, K.S., Chowdhury, S. y Wang, Z.P. Catalytic gasification of automotive shredder residues with hydrogen generation [Revista] Journal of Power Sources. 2010. Vol. 195. pp. 6016-6023. doi: 10.1016/j.jpowsour.2010.03.084.

Litvishkova, V.A., Bukhter, A.I., Nepogod'ev, A.V. y Bezhanidze, A.M. Chemical composition of used motor oils [Revista] Chemistry and thechnology of fuels and oils. 1974. 12, Vol. 10. pp. 962-965. doi: 10.1007/BF00714224.

LSD GmbH. <http://lsd-euresort.com> [Online] 2008. Acceso, diciembre 2010. http://lsd-euresort.com/referenzprojekte/referenzprojekte_pol.html.

LYRSA. Grupo LYRSA. Reciclaje y medio ambiente [Online] 2009. Acceso, julio 2009. <http://www.lyrsa.es>.

Malkow, T. Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal [Revista] Waste Management. 2004. Vol. 24. pp. 53-79. doi:10.1016/S0956-053X(03)00038-2.

Mancini, G., Tamma, R. y Viotti, P. Thermal process of fluff: preliminary test on a full-scale treatment plant [Revista] Waste Management. 2010. Vol. 30. pp. 1670-1682. doi:10.1016/j.wasman.2010.01.037.

Manfredini & Schianchi. Manfredini & Schianchi [Online] 2011. Acceso, agosto 2011. <http://www.manfredinieschianchi.com>.

Mark, F.E. y Fisher, M.M. Energy recovery from automotive shredder residue through co-combustion with municipal solid waste [Conferencia] Proceedings of R'99 Recovery Recycling Re-integration / ed. Barrage A. and Edelman X. Geneva (Switzerland): EMPA, St. Gallen (Switzerland), 1999. Vol. II. pp. 46-53.

Mark, F.E., Fisher, M.M. y Smith K.A. Energy recovery from automotive shredder residue

through co-combustion with municipal solid waste [Informe] Report 8026 / APME. Brussels (Belgium): APME Publications, 1998.

Mathieux, F. Contribution à l'intégration de la valorisation en fin de vie dès la conception d'un produit [Libro] 2002. Tesis doctoral, 'Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers.

McCabe, W.L., Smith, J.C. y Harriot, P. Operaciones Unitarias en Ingeniería Química [Libro] McGraw Hill, 2002. ISBN 970-10-3648-4.

Medina, H., Naviero, R. y Malafaia A.J. Design for recycling improving environmental performance of automotive industry in Brazil [Conferencia] Proceedings of the International Conference on Engineering Design, ICED'07. Paris, France, 2007.

Mirabile, D., Pistelli, M.I., Marchesini, M., Falciani, R. y Chiapelli, L. Thermal valorisation of automobile shredder residue: injection in blast furnace [Revista] Waste Management. 2002. Vol. 22. pp. 841-851.

Moakley, J., Weller, M. y Zelic, M. An evaluation of Shredder Waste Treatments in Denmark: alternative methods to landfilling Auto Shredder Residue in compliance with the strict environmental quota by the European Union [Informe] 2010.

Moliner, E., Muñoz, C., Gash, C., Soler, S., Ayora, C., Vidal, R. y Rubio, V. Mapa de residuos de la provincia de Castellón [Informe] Grupo de Ingeniería del Diseño de la Universitat Jaume I de Castellón, para la Cámara de Comercio, Industria y Navegación de Castellón. Castellón, 2009. pp. 281-311.

Monier, V. y Labouze, E. Critical review of existing studies and life cycle analysis on the regeneration and incineration of waste oils [Informe] DG Environment. A2 - Sustainable resources, consumption and waste; European Commission. 2001.

Morselli, L., Alessandro, S., Passarini, F. y Vassura, I. Automotive shredder residue (ASR) characterization for a valuable management [Revista] Waste Management. 2010. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.05.017.

Mörtel, H. y Fuchs, F. Recycling of Windshield Glasses in Fired Bricks Industry [Revista] Key Engineering Materials. 1997. Vols. 132-136. pp. 2268-2271.

Mroueh, U-M., Eskola, P. y Laine-Ylijoki, J. Life-cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction [Revista] Waste Management. 2001. Vol. 21. pp. 271-277.

Müller-Wenk, R. Depletion of abiotic resources weighted on the base of "virtual" impacts of lower grade deposits in future [Libro] 1998. ISBN 3-906502-57-0.

Murray, A. y Price, L. Use of alternative fuels in cement manufacture: analysis of fuel characteristics and feasibility for use in the Chinese Cement Sector [Informe] Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory. 2008.

Murray, C.J.L. y López, A.D. The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020. Global Burden of Disease and Injury Series [Libro] Harvard School of Public Health, World Bank, World Health Organisation, 1996. Vol. I.

NCGIA. I Introduction to GIS. II Technical issues in GIS. III Applications issues in GIS [Libro] Santa Bárbara: University of California, 1990.

Nemry, F., Leduc, G., Mongelli, I. y Uihlein, A. Environmental improvement of passenger cars (IMPRO-car) [Informe] JRC 40598 EUR 23038 EN / European Commission Joint Research Centre Institute for Prospective Technological Studies. 2008. ISBN: 978-92-79-07694-7. ISSN: 1018-

5593. DOI 10.2791/63451.

Nielsen, E.M., Hundebol, I., Wieck-Hansen, K., Johansen, M.S., Norholm, N.D. y Overgaard, J. Under-søgelse af mulighederne for termisk op-arbejdning af mekanisk separeret shredder-afald [Informe] Miljøprojekt Nr 133 / Miljø-ministeriet; Miljøstyrelsen, København, Danmark. 2006.

Nouredine, M. Recycling of auto shredder residue [Revista] Journal of Hazardous Materials. 2007. Vol. 193. pp. 481-490.

OFEFP. Aide à l'exécution relative à l'entreposage au traitement et à la valorisation des pneus usagés [Informe] Project d'Etat / Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage. OFEFP. Suisse. 2003.

Orr, W. USCAR U.S. Field Trial for automobile polymers recycling: Interim findings [Conferencia] SAE 2000 World Congress. Detroit, MI, U.S.A., 2000. doi: 10.4271/2000-01-0735.

Osada, M., Tanigaki, N., Takahashi, S. y Sakai, S. Brominated flame retardants and heavy metals in automobile shredder residue (ASR) and their behaviour in the melting process [Revista] Journal of Material Cycles and Waste Management. 2008. Vol. 10. pp. 93-101.

Palacios, M.A., Gómez, M., Moldovan, M. y Gómez, B. Assessment of environmental contamination risk by Pt, Rh and Pd from automobile catalyst [Revista] Microchemical Journal. 2000. Vol. 67. pp. 105-113.

Patierno, O., Cipriani, P., Pochetti, F. y Giona, M. Pyrolysis of automotive shredder residues: a lumped kinetic characterisation [Revista] Chemical Engineering Journal. 1998. pp. 157-163.

Picard, L., Kamka, F. y Jochmann, A. Development status of BGL-Gasification [Conferencia] International Freiberg Conference on IGCC & Xtl Technologies. 2005.

Pilkington Group Limited. Sustainability Report 2009 [Informe] NSG Group Flat Glass Business. Pilkington Group Limited. 2010. <http://www.pilkington.com>.

PRé Consultants. PRé Consultants [Online] 2012. <http://www.pre-sustainability.com/>.

Primas, A. Life cycle inventories of new CHP systems.ecoinvent report N° 20 [Informe] Swiss Centre for Life Cycle Inventories, B&H AG, Dübendorf and Zurich, 2007.

Randall, P.M. y Gavaskar, A.R. Evaluation of filtration and distillation methods for recycling automotive coolant [Revista] Journal of the Air and Waste Management Association. 1993. Vol. 43. pp. 463-468. ISSN 1047-3289.

Rausa, R. y Pollesel, P. Pyrolysis of automotive shredder residues (ASR); influence of temperature on the distribution of products [Revista] J. Anal. Appl. Pyrolysis. 1997. Vols. 40-41. pp. 383-401.

RECIEDER S.L. European Commission. Best LIFE-Environment projects 2007-2008 [Online] LIFE05 env/e/000317 Layman's report: ELVES Development of a System for High-Quality separation Metal Alloy from End-of-life vehicle engines at its reuse in new engines and components for automotive sector / ELVES Development of a System for High-Quality separation Metal Alloy from End-of-life vehicle engines at its reuse in new engines and components for automotive sector. 2007. Acceso, enero 2011. http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.createPage&s_ref=LIFE05%20ENV/E/000317&area=2&yr=2005&n_proj_id=2889&cfid=423407&cftoken=1adf75e7742a0a31-858CC2AB-CCBA-042D-07FCA090D1A64E01&mode=print&menu=false'.

Redin, L.A., Hjelt, M. y Marklund, S. Co-combustion of shredder residues and municipal solid waste in a Swedish municipal solid waste incinerator [Revista] Waste Management and

Research. 2001. Vol. 19. pp. 518-525. ISSN 0734-242X. doi: 10.1177/0734242X0101900607.

Reinhardt, T. Entsorgung von Schredderrückständen - Stand der Technik und Tendenzen [Informe] 2004.

Rincón, C., Ortíz de Zárate, J.M. y Mengual, J.I. Separation of water and glycols by direct contact membrane distillation [Revista] Journal of Membrane Science. 1999. Vol. 158. pp. 155-168.

RIVM, CML, PRé Consultants, Radboud Universiteit Nijmegen y CE Delft. ReCiPe [Online] 2012. Acceso, 2012. <http://www.lcia-recipe.net/>.

Rose, C. Design for environmental: a method for formulating product end-of-life strategies [Libro] 2000. Tesis doctoral, Department of Mechanical Engineering. Stanford University.

Roy, C. y Chaala, A. Vacuum pyrolysis of automotive shredder residues [Revista] Resource, Conservation and Recycling. 2001. Vol. 32. pp. 1-27.

Rydh, C.J. Environmental assessment of vanadium redox and lead-acid batteries for stationary energy storage [Revista] Journal of Power Sources. 1999. Vol. 80. pp. 21-29.

Salomone, R., Mondello, F., Lanuzza, F. y Micali, G. An Eco-balance of a recycling plant for spent lead-acid batteries [Revista] Environmental Management. 2005. 2, Vol. 35. pp. 206-219. doi: 10.1007/s00267-003-0099-x.

Sattler, H.P. y Laage, B. ASR - From waste to products [Conferencia] Proceedings of R'2000 Recovery Recycling Re-integration / ed. Barrage A. and Edelman X.. Toronto, Canada: EMPA, St. Gallen, Switzerland, 2000.

Sattler, H.P. Processing Shredder Residue with Wesa-SLF. The final step for end-of-life vehicles [Conferencia] International Automobile Recycling Congress. Geneva, Switzerland, 2001.

Sawyer-Beaulieu, S. y Tam, E.K.L. Gate-to-gate life cycle inventory assessment of North American end-of-life vehicle management processes. Studying Vehicle End-of-Life (VEOL) using Life Cycle Assessment (LCA) [Informe] University of Windsor. 2009.

Saxena, S.C., Rao, N.S., Rehmat, A. y Mensinger, M.C. Combustion and co-combustion of auto fluff [Revista] Energy. 1995. 9, Vol. 20. pp. 877-887.

Schaub, M. The Reshment process [Publicación periódica] Swiss Auto Recycling Foundation. Abril 2002. Vol. 7.

Selinger, A., Steiner, C. y Shin, K. TwinRec - Bridging the gap of car recycling in Europe [Conferencia] International Automobile Recycling Congress. Geneva, 2003.

SETAC. Guidelines for Life-Cycle Assessment: a code of practice [Libro] Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1993.

Sicon. Sicon Technology [Online] 2011. Acceso, julio 2011. <http://www.sicontechnology.com>.

SIGRAUTO. Informe de resultados del proyecto de Valorización energética de residuos de fragmentación y neumáticos fuera de uso provenientes de Vehículos Fuera de Uso [Online] Asociación Española para el tratamiento medioambiental de los vehículos fuera de uso, 2000. Acceso, 2008. <http://sigrauto.es>.

SIGRAUTO. Informe de resultados del proyecto Valorización energética de residuos generados durante y al final de la vida de los vehículos [Online] Asociación Española para el tratamiento medioambiental de los vehículos fuera de uso, 2001. Acceso, enero 2009. <http://www.sigrauto.com/sigrau.html>.

SIGRAUTO. Informe-resumen de la prueba de seguimiento de niveles de recuperación de vehículos al final de su vida útil [Informe] Asociación Española para el tratamiento medioambiental de los vehículos fuera de uso. 2010.

SIGRAUTO. Memoria anual 2007 [Online] Asociación Española para el tratamiento medioambiental de los vehículos fuera de uso, 2008. Acceso, octubre 2008. <http://www.sigrauto.es>.

SIGRAUTO. Memoria anual 2010 [Online] Asociación Española para el tratamiento medioambiental de los vehículos fuera de uso, 2011. Acceso, enero 2011. <http://www.sigrauto.com/sigrau.html>.

SIGRAUTO. Sustitución de combustibles fósiles en hornos de cementarías por residuos de la fragmentación de vehículos fuera de uso [Online] Sigrauto, 2008. Acceso, enero 2009. <http://www.sigrauto.com/sigrau.html>.

SIGRAUTO. Sustitución de combustibles fósiles en hornos de cementarías por residuos de la fragmentación de vehículos fuera de uso [Online] Asociación Española para el tratamiento medioambiental de los vehículos fuera de uso, 2008. Acceso, enero 2009. <http://www.sigrauto.com/sigrau.html>.

Silvestraviciute, I. y Karaliunaite, I. Comparison of End-of-life Tyre Treatment Technologies: Life Cycle Inventory Analysis [Revista] Environmental research, engineering and management. 2006. 1, Vol. 35. pp. 52-60. ISSN 1392-1649.

Solvay Group. Solvay Plastics [Online] 2011. Acceso, febrero 2011. <http://www.solvayplastics.com>.

Staudinger, J. y Keoleian, G. Management of End-of-life vehicles (ELVs) in the US [Informe] Center for Sustainable Systems; University of Michigan. 2001.

Subramanian, B., Christou, S.Y., Efstathiou, A.M., Namboodiri, V. y Dionysiou, D.D. Regeneration of three-way automobile catalysts using biodegradable metal chelating agent-S, S-ethylenediamine disuccinic acid (S, S-EDDS) [Revista] Journal of Hazardous Materials. 2011. Vol. 186. pp. 999-1006. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.11.089.

Sullivan, J.L. y Gaines, L. A review of battery life-cycle analysis: state of knowledge and critical needs [Informe] Center for Transportation Research; Energy Systems Division, Argonne National Laboratory. 2010.

Supershear Inc. Supershear Inc. [Online] 2011. Acceso, diciembre 2011. <http://www.supershears.com/index.html>.

SVI. Swiss Packaging Institute [Online] 2012. <http://svi-verpackung.ch/>.

Swiss Auto Recycling Foundation. Annual Report 2001 [Informe]. 2002.

Thermoselect. Thermoselect [Online] 2003. Acceso, abril 2011. <http://www.thermoselect.com>.

Thermoselect. Thermoselect [Online] An advanced field proven high temperature recycling process. Octubre 2003. Acceso, marzo 2011. <http://www.thermoselect.com/news/2003-10-12,%20Gasification%20Technologies%20Council%20-%20USA.pdf>.

Thompson, M., Ellis, R. y Wildavsky, A. Cultural Theory [Libro] Westview Press, 1990.

Tozzi, C., Rentz, O., Oertel, D., Woodfield, M. y Stewart, R. European Environment Agency [Online] EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook - 2009 / ed. Agency European Environment (update June 2010). Acceso, 2011. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>.

Trouvé, G., Kauffman, A. y Delfosse, L. Comparative thermodynamic and experimental study of some heavy metal behaviours during automotive shredder residues incineration [Revista] *Waste Management*. 1998. Vol. 18. pp. 301-307.

TU Delft. IdeMat online [Online] 2012. <http://www.idemat.nl/>.

Unión Europea. Official website of European Union [Online] 2012. Acceso, enero 2012. http://europa.eu/index_es.htm.

Unión Europea. Official website of the European Union [Online] Síntesis de la legislación de la UE. 2010. Acceso, enero 2012. http://europa.eu/legislation_summaries/environment/air_pollution/l28186_es.htm.

USEPA. PCB, Lead, Cadmium levels in shredder waste materials [Informe] US Environmental Protection Agency. 1991. EPA 560/5-90-008A.

Van Acker, K., Verpoest, I., De Moor, J., Dewulf, W. y Duflou, J.R. Lightweight materials for the automotive: environmental impact analysis of the use of composites [Conferencia] 3rd International Seminar on Society & Materials, SAM3. Freiberg, 2009.

Vermeulen, I., Van Caneghem, J., Block, C., Baeyens, J. y Vandecasteele, C. Automotive shredder residue (ASR): reviewing its production from end-of-life vehicles (ELVs) and its recycling, energy or chemicals' valorisation [Revista] *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 190. pp. 8-27. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.02.088.

Vidal, R., Rubio, V., Moliner, E., Muñoz, C., Gasch, C., Soler, S. y Ayora, C. Mapa de Residuos de la Provincia de Castellón [Informe] Informe interno GID.2009.06 para la Cámara de Comercio, Industria y Navegación de Castellón / Grupo de Ingeniería del Diseño. Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción; Universitat Jaume I. Castellón, Spain, 2009.

Viganò, F., Consonni, S., Grosso, M. y Rigamonti, L. Material and energy recovery from Automotive Shredded Residues (ASR) via sequential gasification and combustion [Revista] *Waste Management*. 2010. Vol. 30. pp. 145-153. doi:10.1016/j.wasman.2009.06.009.

Wang, Y.M., Greatbanks, R. y Yang, J.B. Interval efficiency assessment using data envelopment analysis [Revista] *Fuzzy Sets and Systems*. 2005. Vol. 153. pp. 347-370. doi:10.1016/j.fss.2004.12.011.

Weatherhead, T. y Hulse, D. A study to determine the metallic fraction recovered from end-of-life vehicles in the UK [Informe] Department of Trade and Industry. 2005.

Wheeler, C.S., Simon, N.L., Duranceau, C.M. y Winslow, R.G. American Center for Life Cycle Assessment [Online] <http://www.lcacenter.org/>. 2006. Acceso, 2011. <http://www.lcacenter.org/InLCA2006/Wheeler-presentation.pdf>.

White, P.R., Franke, M. y Hindle, P. Integrated solid waste management. A lifecycle inventory [Libro] 1995. ISBN 0 7514 0046 7.

Wietek Holding GmbH. Wietek Technologie [Online] 2009. Acceso, octubre 2011. <http://www.wietek.com/wietek.htm>.

Williams, J.A.S., Wongweragiat, S., Qu, X., McGlinch, J.B., Bonawit-tan, W., Choi, J.K. y Schiff, J. An automotive bulk recycling planning model [Revista] *Production, Manufacturing and Logistics / European Journal of Operation Research*. 2007. Vol. 177. pp. 969-981. doi:10.1016/j.ejor.2006.01.031.

World Commission on Environment and Development. Our Common Future (The Brundtland Report) [Informe] Oxford: Oxford University Press, 1987. ISBN 0-19-282080-X.

Wrisberg, N., Udo de Haes, H.A., Clift, R., Frischknecht, R., Grisel, L., Hofstetter, P., Jensen, A., Lindfors, L.G., Schmidt-Bleek, F. y Stiller, H. A strategic research programme for Life Cycle Assessment [Informe] LCA Documents, Vol. 1: Final Document for the Concerted Action LCANET. 1997. pp. 15-31.

Xing, K., Abhary, K. y Luong, L. IREDA: An integrated methodology for product recyclability and end-of-life design [Revista] The Journal of Sustainable Product Design. 2003. Vol. 3. pp. 149-172.

Yeonbae, K. y Worrell, E. International comparison of CO2 emission trends in the iron and steel industry [Revista] Energy Policy. 2002. 10, Vol. 30. pp. 827-838. doi 10.1016/S0301-4215(01)00130-6.

Zameri, M. Design for End of Life Value [Libro] Saarbrücken, Germany: VDM Verlag DR. Müller Aktiengesellschaft & CO. KG, 2005. ISBN-978-3-639-14770-4.

Zevenhoven, R. y Saeed, L. Automotive shredder residue (ASR) and compact disc (CD) waste: options for recovery of materials and energy [Informe] Final report for study funded by Ekokem Oy Ab. 2002. ISBN 951-22-6509-5.

Zushi, H., Odai, T., Ohsawa, I., Uzawa, K. y Takahashi, J. Mechanical properties of CFRP and CFRTTP after recycling [Conferencia] Proceedings of Fifteenth International Conference on Composite Materials. Durban, South Africa, 2005. ISBN-1-86840-589-3.

ANEXO

Tratamientos derivados

Tabla 158. Tratamientos de otros residuos, definición de tratamientos derivados

Tratamiento	Alternativas derivadas	Tratamientos que incorpora		
D.01.1	D.01.1.a	D.13.4	D.11.1	
	D.01.1.b	D.13.4	D.11.2	
D.01.2	D.01.2			
D.01.2	D.01.3			
D.02.1	D.02.1.a	D.11.1		
	D.02.1.b	D.11.2		
D.02.2	D.02.2.a	D.02.1.a		
	D.02.2.b	D.02.1.b		
D.03.1	D.03.1.a	D.11.1		
	D.03.1.b	D.11.2		
D.03.2	D.03.2.a	D.03.1.a		
	D.03.2.b	D.03.1.b		
D.04.1	D.04.1.a	D.13.4	D.11.1	D.07.1
	D.04.1.b	D.13.4	D.11.1	D.07.2
	D.04.1.c	D.13.4	D.11.1	D.07.3
	D.04.1.d	D.13.4	D.11.2	D.07.1
	D.04.1.e	D.13.4	D.11.2	D.07.2
	D.04.1.f	D.13.4	D.11.2	D.07.3
D.05.1	D.05.1.a	D.13.4	D.11.1	
	D.05.1.b	D.13.4	D.11.2	
D.05.2	D.05.2.a	D.01.1.a		
	D.05.2.b	D.01.1.b		
	D.05.2.c	D.01.2		
	D.05.2.d	D.01.3		
D.05.3	D.05.3			
D.06.1	D.06.1			
D.06.2	D.06.2			
D.06.3	D.06.3			
D.06.4	D.06.4.a	D.11.1		
	D.06.4.b	D.11.2		
D.06.5	D.06.5			
D.07.1	D.07.1	D.13.5		
D.07.2	D.07.2			
D.07.3	D.07.3			
D.08.1	D.08.1			
D.08.2	D.08.2.a	D.12.1	D.07.1	
	D.08.2.b	D.12.1	D.07.2	
	D.08.2.c	D.12.1	D.07.3	
	D.08.2.d	D.12.2	D.07.1	
	D.08.2.e	D.12.2	D.07.2	

Tratamiento	Alternativas derivadas	Tratamientos que incorpora	
	D.08.2.f	D.12.2	D.07.3
D.08.3	D.08.3.a	D.12.1	D.07.1
	D.08.3.b	D.12.1	D.07.2
	D.08.3.c	D.12.1	D.07.3
	D.08.3.d	D.12.2	D.07.1
	D.08.3.e	D.12.2	D.07.2
	D.08.3.f	D.12.2	D.07.3
D.09.1	D.09.1.a	D.11.1	
	D.09.1.b	D.11.2	
D.10.1	D.10.1		
D.11.1	D.11.1	D.13.5	
D.11.2	D.11.2		
D.12.1	D.12.1		
D.12.2	D.12.2		
D.13.1	D.13.1		
D.13.2	D.13.2.a	D.13.4	D.13.1
	D.13.2.b	D.13.4	D.13.2
D.13.3	D.13.3		
D.13.4	D.13.4		
D.13.5	D.13.5	D.13.4	

Tabla 159. Tratamientos de post-fragmentación, definición de tratamientos derivados

Tratamiento	Alternativas derivadas	Tratamientos que incorpora		
C.01	C.01	D.13.5		
C.02	C.02.a	D.07.1	D.12.1	
	C.02.b	D.07.1	D.12.2	
	C.02.c	D.07.2	D.12.1	
	C.02.d	D.07.2	D.12.2	
	C.02.e	D.07.3	D.12.1	
	C.02.f	D.07.3	D.12.2	
C.03	C.03.a	D.07.1	D.12.1	D.08.1
	C.03.b	D.07.1	D.12.1	D.08.2.a
	C.03.c	D.07.1	D.12.1	D.08.2.b
	C.03.d	D.07.1	D.12.1	D.08.2.c
	C.03.e	D.07.1	D.12.1	D.08.2.d
	C.03.f	D.07.1	D.12.1	D.08.2.e
	C.03.g	D.07.1	D.12.1	D.08.2.f
	C.03.h	D.07.1	D.12.1	D.08.3.a
	C.03.i	D.07.1	D.12.1	D.08.3.b
	C.03.j	D.07.1	D.12.1	D.08.3.c
	C.03.k	D.07.1	D.12.1	D.08.3.d
	C.03.l	D.07.1	D.12.1	D.08.3.e
	C.03.m	D.07.1	D.12.1	D.08.3.f
	C.03.n	D.07.1	D.12.2	D.08.1
	C.03.ñ	D.07.1	D.12.2	D.08.2.a
	C.03.o	D.07.1	D.12.2	D.08.2.b
	C.03.p	D.07.1	D.12.2	D.08.2.c
	C.03.q	D.07.1	D.12.2	D.08.2.d
	C.03.r	D.07.1	D.12.2	D.08.2.e
	C.03.s	D.07.1	D.12.2	D.08.2.f
	C.03.t	D.07.1	D.12.2	D.08.3.a
	C.03.u	D.07.1	D.12.2	D.08.3.b
	C.03.v	D.07.1	D.12.2	D.08.3.c
	C.03.w	D.07.1	D.12.2	D.08.3.d
	C.03.x	D.07.1	D.12.2	D.08.3.e
	C.03.y	D.07.1	D.12.2	D.08.3.f
	C.03.z	D.07.2	D.12.1	D.08.1
	C.03.aa	D.07.2	D.12.1	D.08.2.a
	C.03.ab	D.07.2	D.12.1	D.08.2.b
	C.03.ac	D.07.2	D.12.1	D.08.2.c
C.03.ad	D.07.2	D.12.1	D.08.2.d	
C.03.ae	D.07.2	D.12.1	D.08.2.e	
C.03.af	D.07.2	D.12.1	D.08.2.f	
C.03.ag	D.07.2	D.12.1	D.08.3.a	
C.03.ah	D.07.2	D.12.1	D.08.3.b	
C.03.ai	D.07.2	D.12.1	D.08.3.c	
C.03.aj	D.07.2	D.12.1	D.08.3.d	
C.03.ak	D.07.2	D.12.1	D.08.3.e	

Tratamiento	Alternativas derivadas	Tratamientos que incorpora			
	C.03.al	D.07.2	D.12.1	D.08.3.f	
	C.03.am	D.07.2	D.12.2	D.08.1	
	C.03.an	D.07.2	D.12.2	D.08.2.a	
	C.03.añ	D.07.2	D.12.2	D.08.2.b	
	C.03.ao	D.07.2	D.12.2	D.08.2.c	
	C.03.ap	D.07.2	D.12.2	D.08.2.d	
	C.03.aq	D.07.2	D.12.2	D.08.2.e	
	C.03.ar	D.07.2	D.12.2	D.08.2.f	
	C.03.as	D.07.2	D.12.2	D.08.3.a	
	C.03.at	D.07.2	D.12.2	D.08.3.b	
	C.03.au	D.07.2	D.12.2	D.08.3.c	
	C.03.av	D.07.2	D.12.2	D.08.3.d	
	C.03.aw	D.07.2	D.12.2	D.08.3.e	
	C.03.ax	D.07.2	D.12.2	D.08.3.f	
	C.03.ay	D.07.3	D.12.1	D.08.1	
	C.03.az	D.07.3	D.12.1	D.08.2.a	
	C.03.ba	D.07.3	D.12.1	D.08.2.b	
	C.03.bb	D.07.3	D.12.1	D.08.2.c	
	C.03.bc	D.07.3	D.12.1	D.08.2.d	
	C.03.bd	D.07.3	D.12.1	D.08.2.e	
	C.03.be	D.07.3	D.12.1	D.08.2.f	
	C.03.bf	D.07.3	D.12.1	D.08.3.a	
	C.03.bg	D.07.3	D.12.1	D.08.3.b	
	C.03.bh	D.07.3	D.12.1	D.08.3.c	
	C.03.bi	D.07.3	D.12.1	D.08.3.d	
	C.03.bj	D.07.3	D.12.1	D.08.3.e	
	C.03.bk	D.07.3	D.12.1	D.08.3.f	
	C.03.bl	D.07.3	D.12.2	D.08.1	
	C.03.bm	D.07.3	D.12.2	D.08.2.a	
	C.03.bn	D.07.3	D.12.2	D.08.2.b	
	C.03.bñ	D.07.3	D.12.2	D.08.2.c	
	C.03.bo	D.07.3	D.12.2	D.08.2.d	
	C.03.bp	D.07.3	D.12.2	D.08.2.e	
	C.03.bq	D.07.3	D.12.2	D.08.2.f	
	C.03.br	D.07.3	D.12.2	D.08.3.a	
	C.03.bs	D.07.3	D.12.2	D.08.3.b	
	C.03.bt	D.07.3	D.12.2	D.08.3.c	
	C.03.bu	D.07.3	D.12.2	D.08.3.d	
	C.03.bv	D.07.3	D.12.2	D.08.3.e	
	C.03.bw	D.07.3	D.12.2	D.08.3.f	
C.04	C.04.a	D.13.4	D.13.5	D.07.1	D.12.1
	C.04.b	D.13.4	D.13.5	D.07.1	D.12.2
	C.04.c	D.13.4	D.13.5	D.07.2	D.12.1
	C.04.d	D.13.4	D.13.5	D.07.2	D.12.2
	C.04.e	D.13.4	D.13.5	D.07.3	D.12.1
	C.04.f	D.13.4	D.13.5	D.07.3	D.12.2

Tratamiento	Alternativas derivadas	Tratamientos que incorpora		
C.05	C.05.a	D.07.1	D.12.1	
	C.05.b	D.07.1	D.12.2	
	C.05.c	D.07.2	D.12.1	
	C.05.d	D.07.2	D.12.2	
	C.05.e	D.07.3	D.12.1	
	C.05.f	D.07.3	D.12.2	
C.06	C.06.a	D.13.5	D.12.1	D.08.1
	C.06.b	D.13.5	D.12.1	D.08.2.a
	C.06.c	D.13.5	D.12.1	D.08.2.b
	C.06.d	D.13.5	D.12.1	D.08.2.c
	C.06.e	D.13.5	D.12.1	D.08.2.d
	C.06.f	D.13.5	D.12.1	D.08.2.e
	C.06.g	D.13.5	D.12.1	D.08.2.f
	C.06.h	D.13.5	D.12.1	D.08.3.a
	C.06.i	D.13.5	D.12.1	D.08.3.b
	C.06.j	D.13.5	D.12.1	D.08.3.c
	C.06.k	D.13.5	D.12.1	D.08.3.d
	C.06.l	D.13.5	D.12.1	D.08.3.e
	C.06.m	D.13.5	D.12.1	D.08.3.f
	C.06.n	D.13.5	D.12.2	D.08.1
	C.06.ñ	D.13.5	D.12.2	D.08.2.a
	C.06.o	D.13.5	D.12.2	D.08.2.b
	C.06.p	D.13.5	D.12.2	D.08.2.c
	C.06.q	D.13.5	D.12.2	D.08.2.d
	C.06.r	D.13.5	D.12.2	D.08.2.e
	C.06.s	D.13.5	D.12.2	D.08.2.f
	C.06.t	D.13.5	D.12.2	D.08.3.a
	C.06.u	D.13.5	D.12.2	D.08.3.b
	c.06.v	D.13.5	D.12.2	D.08.3.c
	C.06.w	D.13.5	D.12.2	D.08.3.d
C.06.x	D.13.5	D.12.2	D.08.3.e	
C.06.y	D.13.5	D.12.2	D.08.3.f	
C.07	C.07.a	D.13.4	D.13.5	D.11.1
	C.07.b	D.13.4	D.13.5	D.11.2
C.08	C.08.a	D.12.1	D.11.1	
	C.08.b	D.12.1	D.11.2	
	C.08.c	D.12.2	D.11.1	
	C.08.d	D.12.2	D.11.2	
C.09	C.09.a	D.13.5	D.11.1	
	C.09.b	D.13.5	D.11.2	
C.10	C.10.a	D.11.1	D.12.1	
	C.10.b	D.11.1	D.12.2	
	C.10.c	D.11.2	D.12.1	
	C.10.d	D.11.2	D.12.2	
C.11	C.11.a	D.11.1		
	C.11.b	D.11.2		

Tratamiento	Alternativas derivadas	Tratamientos que incorpora	
C.12	C.12.a	D.13.5	D.12.1
	C.12.b	D.13.5	D.12.2
C.13	C.13.a	D.11.1	D.12.1
	C.13.b	D.11.1	D.12.2
	C.13.c	D.11.2	D.12.1
	C.13.d	D.11.2	D.12.2
C.14	C.14.a	D.12.1	
	C.14.b	D.12.2	
C.15	C.15.a	D.12.1	
	C.15.b	D.12.2	

Destino final de residuos y materiales

Tabla 160. Tratamiento de otros residuos y materiales, destino final

Tratamiento	Destino	Incineradora	Eficiencia energética
D.01.1.a	Eliminación	Si	0,15
D.01.1.b	Eliminación	No	0,00
D.01.2	Reciclado	No	0,00
D.01.3	Reciclado	No	0,00
D.02.1.a	Valorización energética	Si	0,82
D.02.1.b	Valorización energética	Si	0,82
D.02.2.a	Reciclado	No	-
D.02.2.b	Reciclado	No	-
D.03.1.a	Valorización energética	Si	0,82
D.03.1.b	Valorización energética	Si	0,82
D.03.2.a	Reciclado	No	-
D.03.2.b	Reciclado	No	-
D.04.1.a	Reciclado	No	-
D.04.1.b	Reciclado	No	-
D.04.1.c	Reciclado	No	-
D.04.1.d	Reciclado	No	-
D.04.1.e	Reciclado	No	-
D.04.1.f	Reciclado	No	-
D.05.1.a	Eliminación	Si	0,14
D.05.1.b	Eliminación	Si	0,14
D.05.2.a	Valorización	No	-
D.05.2.b	Valorización	No	-
D.05.2.c	Valorización	No	-
D.05.2.d	Valorización	No	-
D.05.3	Eliminación	No	-
D.06.1	Reciclado	No	-
D.06.2	Reciclado	No	-
D.06.3	Reciclado	No	-
D.06.4.a	Eliminación	Si	0,03
D.06.4.b	Eliminación	Si	0,03
D.06.5	Valorización energética	No	-
D.07.1	Eliminación	No	-
D.07.2	Valorización energética	No	-
D.07.3	Valorización energética	No	-
D.08.1	Eliminación	No	-
D.08.2.a	Reciclado	No	-
D.08.2.b	Reciclado	No	-
D.08.2.c	Reciclado	No	-
D.08.2.d	Reciclado	No	-
D.08.2.e	Reciclado	No	-
D.08.2.f	Reciclado	No	-
D.08.3.a	Reciclado	No	-
D.08.3.b	Reciclado	No	-

Tratamiento	Destino	Incineradora	Eficiencia energética
D.08.3.c	Reciclado	No	-
D.08.3.d	Reciclado	No	-
D.08.3.e	Reciclado	No	-
D.08.3.f	Reciclado	No	-
D.09.1.a	Reciclado	No	-
D.09.1.b	Reciclado	No	-
D.10.1	Reutilización	No	-
D.11.1	Eliminación	No	-
D.11.2	Eliminación	No	-
D.12.1	Eliminación	No	-
D.12.2	Valorización	No	-
D.13.1	Eliminación	No	-
D.13.2.a	Eliminación	Si	0,15
D.13.2.b	Eliminación	Si	0,15
D.13.3	Eliminación	Si	0,20
D.13.4	Eliminación	No	-
D.13.5	Eliminación	No	-

Índices de reutilización, reciclado, valorización, valorización energética y eliminación

Tabla 161. Tratamientos de post-fragmentación, índices de reutilización, reciclado, valorización, valorización energética y eliminación

Tratamiento	%Reut	%Reci	%Valo	%Valo.Ener	%Elim	Incineradora	Eficiencia energética
C.01	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	No	-
C.02.a	0,00	5,00	0,00	0,00	95,00	No	-
C.02.b	0,00	5,00	35,00	0,00	60,00	No	-
C.02.c	0,00	5,00	0,00	60,00	35,00	No	-
C.02.d	0,00	5,00	35,00	60,00	0,00	No	-
C.02.e	0,00	5,00	0,00	60,00	35,00	No	-
C.02.f	0,00	5,00	35,00	60,00	0,00	No	-
C.03.a	0,00	10,62	0,00	0,00	89,38	No	-
C.03.b	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.c	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.d	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.e	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.f	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.g	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.h	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.i	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.j	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.k	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.l	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.m	0,00	14,42	0,00	0,00	85,58	No	-
C.03.n	0,00	10,62	45,99	0,00	43,39	No	-
C.03.ñ	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.o	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.p	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.q	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.r	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.s	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.t	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.u	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.v	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.w	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.x	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.y	0,00	14,42	45,99	0,00	39,59	No	-
C.03.z	0,00	10,62	0,00	39,59	49,79	No	-
C.03.aa	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.ab	0,00	14,42	0,00	39,59	45,9	No	-
C.03.ac	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.ad	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.ae	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.af	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.ag	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.ah	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-

Tratamiento	%Reut	%Reci	%Valo	%Valo.Ener	%Elim	Incineradora	Eficiencia energética
C.03.ai	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.aj	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.ak	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.al	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.am	0,00	10,62	45,99	39,59	3,80	No	-
C.03.an	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.añ	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.ao	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.ap	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.aq	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.ar	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.as	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.at	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.au	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.av	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.aw	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.ax	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.ay	0,00	10,62	0,00	39,59	49,79	No	-
C.03.az	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.ba	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bb	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bc	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bd	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.be	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bf	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bg	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bh	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bi	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bj	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bk	0,00	14,42	0,00	39,59	45,99	No	-
C.03.bl	0,00	10,62	45,99	39,59	3,80	No	-
C.03.bm	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bn	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bñ	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bo	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bp	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bq	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.br	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bs	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bt	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bu	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bv	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.03.bw	0,00	14,42	45,99	39,59	0,00	No	-
C.04.a	0,00	23,59	0,00	0,00	76,41	No	-
C.04.b	0,00	23,59	24,10	0,00	52,31	No	-

Tratamiento	%Reut	%Reci	%Valo	%Valo.Ener	%Elim	Incineradora	Eficiencia energética
C.04.c	0,00	23,59	0,00	52,31	24,10	No	-
C.04.d	0,00	23,59	24,10	52,31	0,00	No	-
C.04.e	0,00	23,59	0,00	52,31	24,10	No	-
C.04.f	0,00	23,59	24,10	52,31	0,00	No	-
C.05.a	0,00	32,61	0,00	0,00	67,39	No	-
C.05.b	0,00	32,61	55,73	0,00	11,66	No	-
C.05.c	0,00	32,61	0,00	11,66	55,73	No	-
C.05.d	0,00	32,61	55,73	11,66	0,00	No	-
C.05.e	0,00	32,61	0,00	11,66	55,73	No	-
C.05.f	0,00	32,61	55,73	11,66	0,00	No	-
C.06.a	0,00	42,77	0,00	0,00	57,23	No	-
C.06.b	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.c	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.d	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.e	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.f	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.g	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.h	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.i	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.j	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.k	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.l	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.m	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.n	0,00	42,77	0,00	0,00	57,23	No	-
C.06.ñ	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.o	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.p	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.q	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.r	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.s	0,00	48,80	0,00	0,00	51,20	No	-
C.06.t	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.u	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
c.06.v	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.w	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.x	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.06.y	0,00	48,80	51,20	0,00	0,00	No	-
C.07.a	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	Si	0,22
C.07.b	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	Si	0,22
C.08.a	0,00	23,24	0,00	0,00	76,76	No	-
C.08.b	0,00	23,24	0,00	0,00	76,76	No	-
C.08.c	0,00	23,24	0,00	0,00	76,76	No	-
C.08.d	0,00	23,24	0,00	0,00	76,76	No	-
C.09.a	0,00	97,24	0,00	0,00	2,76	No	-
C.09.b	0,00	97,24	0,00	0,00	2,76	No	-
C.10.a	0,00	0,00	0,00	79,00	21,00	No	-

Tratamiento	%Reut	%Reci	%Valo	%Valo.Ener	%Elim	Incineradora	Eficiencia energética
C.10.b	0,00	0,00	18,00	79,00	3,00	No	-
C.10.c	0,00	0,00	0,00	79,00	21,00	No	-
C.10.d	0,00	0,00	18,00	79,00	3,00	No	-
C.11.a	0,00	15,09	0,00	82,23	2,68	No	-
C.11.b	0,00	15,09	0,00	82,23	2,68	No	-
C.12.a	0,00	19,41	0,00	32,98	47,62	No	-
C.12.b	0,00	19,41	47,62	32,98	0,00	No	-
C.13.a	0,00	4,43	0,00	54,60	40,97	No	-
C.13.b	0,00	4,43	19,63	54,60	21,34	No	-
C.13.c	0,00	4,43	0,00	54,60	40,97	No	-
C.13.d	0,00	4,43	19,63	54,60	21,34	No	-
C.14.a	0,00	4,40	0,00	72,60	23,00	No	-
C.14.b	0,00	4,40	23,00	72,60	0,00	No	-
C.15.a	0,00	7,70	0,00	67,51	24,79	No	-
C.15.b	0,00	7,70	24,79	67,51	0,00	No	-

Referencias utilizadas para la realización del Análisis del Ciclo de Vida

Tabla 162. Referencias utilizadas para la realización del Análisis del Ciclo de Vida, base de datos Ecoinvent v.2, unit process (ecoinvent Centre, 2010)

Concepto o descriptor	Aplicación	Referencia Ecoinvent v.2, unit process
Absorbentes, material limpieza	A,B,C,D	Polypropylene, granulate, at plant/RER U
Aceite de motor	A,B,C,D	Lubricating oil, at plant/RER U
Aceite, lubricante	A,B,C,D	Lubricating oil, at plant/RER U
Acero (bidones y contenedores)	A,B,C,D	Steel, converter, unalloyed, at plant/RER U
Acero (cuchillas)	A,B,C,D	Steel, converter, unalloyed, at plant/RER U
Acero (vehículo)	A,B,C,D	Steel, converter, low-alloyed, at plant/RER U
Ácido clorhídrico	A,B,C,D	Hydrochloric acid, from the reaction of hydrogen with chlorine, at plant/RER U
Ácido clorhídrico (30% en agua)	A,B,C,D	Hydrochloric acid, 30% in H ₂ O, at plant/RER U
Ácido sulfúrico	A,B,C,D	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER U
Acrilonitrilo butadieno estireno	A,B,C,D,PE	Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer, ABS, at plant/RER U
Agua, de red	A,B,C,D	Tap water, at user/RER U
Aluminio primario	A,B,C,D	Aluminium, primary, at plant/RER U
Aluminio secundario	A,B,C,D	Aluminium, secondary, from new scrap, at plant/RER U
Amoniaco	A,B,C,D	Ammonia, liquid, at regional storehouse/RER U
Anhidrita	A,B,C,D	Anhydrite, at plant/CH U
Antimonio	A,B,C,D	Antimony, at refinery/CN U
Arcilla	A,B,C,D	Clay, at mine/CH U
Arcilla (como crudo)	A,B,C,D	Clay, at mine/CH U
Arena (como crudo)	A,B,C,D,PE	Sand, at mine/CH U
Arena de sílice	A,B,C,D	Silica sand, at plant/DE U
Arrabio	PE	Pig iron, at plant/GLO U
Arsénico ^w	A,B,C,D	Sodium arsenide, at plant/GLO U
Asfalto, asfalto fluxado	PE	Bitumen, at refinery/RER U
Azufre	A,B,C,D,PE	Secondary sulphur, at refinery/RER U
Bauxita (crudo)	A,B,C,D	Bauxite, at mine/GLO U
Bicarbonato sódico ^x	A,B,C,D	Sodium carbonate from ammonium chloride production, at plant/GLO U
Cal (crudo)	A,B,C,D	Lime, hydrated, packed, at plant/CH U
Cal hidratada, cal apagada	A,B,C,D	Lime, hydrated, packed, at plant/CH U
Calcio, concentrado	PE	Quicklime, in pieces, loose, at plant/CH U
Caliza (crudo)	A,B,C,D,PE	Limestone, milled, packed, at plant/CH U
Carbón (combustible primario)	A,B,C,D	Hard coal, at regional storage/WEU U
Carbón (obtenido)	PE	Hard coal, at mine/WEU U
Carbón y carbón activo (aditivos)	A,B,C,D	Charcoal, at plant/GLO U

^w Aproximación, el arsénico se obtiene como co-producto del refino de otros metales, se usa el arseniuro de sodio obtenido del refino de zinc como equivalente.

^x Aproximación, el proceso Solvay puede producir bicarbonato sódico como carbonato sódico.

Concepto o descriptor	Aplicación	Referencia Ecoinvent v.2, unit process
Carbonato potásico	A,B,C,D	Potassium carbonate, at plant/GLO U
Carbonato sódico	A,B,C,D,PE	Sodium carbonate from ammonium chloride production, at plant/GLO U
Cemento (estabilizador residuos)	A,B,C,D	Cement, unspecified, at plant/CH U
Cemento (material construcción)	A,B,C,D	Cement mortar, at plant/CH U
Cinc, concentrado de cinc, hidróxido de cinc, concentrado de Zn/Cd/Pb	PE	Zinc concentrate, at beneficiation/GLO U
Clínker	PE	Clinker, at plant/CH U
Cloruro de calcio	A,B,C,D	Calcium chloride, CaCl ₂ , at regional storage/CH U
Cloruro de hierro (III)	A,B,C,D	Iron (III) chloride, 40% in H ₂ O, at plant/CH U
Cloruro de hierro (III) (al 40% en agua)	A,B,C,D	Iron (III) chloride, 40% in H ₂ O, at plant/CH U
Cobre	A,B,C,D	Copper, at regional storage/RER U
Combustible diesel (quemado en maquinaria vertedero)	A,B,C,D,PE	Diesel, burned in building machine/GLO U
Combustible ligero, gasóleo ligero (quemador caldera)	A,B,C,D	Light fuel oil, burned in industrial furnace 1MW, non-modulating/RER U
Combustibles, gas y carbón	A,B,C,D	Hard coal, at regional storage/WEU U
Concentrado de sílice	PE	Sand, at mine/CH U
Concentrado ferro-manganeso	PE	Manganese concentrate, at beneficiation/GLO U
Coque de petróleo	A,B,C,D	Petroleum coke, at refinery/RER U
Cromo	A,B,C,D	Chromium, at regional storage/RER U
Dolomía	A,B,C,D,PE	Dolomite, at plant/RER U
Electricidad	PE	Electricity, medium voltage, production RER, at grid/RER U
Energía eléctrica, baja tensión	A,B,C,D	Electricity, low voltage, production RER, at grid/RER U
Energía eléctrica, media tensión	A,B,C,D	Electricity, medium voltage, production RER, at grid/RER U
Estaño	A,B,C,D	Tin, at regional storage/RER U
Etilenglicol	A,B,C,D	Ethylene glycol, at plant/RER U
Etilenglicol	PE	Ethylene glycol, at plant/RER U
Feldespato	PE	Feldspar, at plant/RER S
Fluoruro de aluminio	PE	Aluminium fluoride, at plant/RER U
Fracción ligera (hidrocarburos) restante	PE	Refinery gas, at refinery/RER U
Fracción plástico alto contenido PVC	PE	Polyvinylidenchloride, granulate, at plant/RER U
Gas licuado del petróleo	A,B,C,D	Propane/ butane, at refinery/RER U
Gas natural	A,B,C,D	Natural gas, at long-distance pipeline/RER U
Gas natural (quemador)	A,B,C,D	Natural gas, burned in industrial furnace low-NOx >100kW/RER U
Gasóleo	PE	Diesel, at refinery/RER U
Gasóleo diésel (aceite base)	PE	Diesel, at regional storage/RER U
Gasóleo ligero	A,B,C,D	Light fuel oil, at regional storage/RER U
Gasóleo ligero	PE	Light fuel oil, at refinery/RER U
Gasóleo marino	PE	Heavy fuel oil, at refinery/RER U
Gasóleo, combustible	A,B,C,D	Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U
Gasóleo, grupo electrógeno	A,B,C,D	Diesel, burned in diesel-electric generating set/GLO U
Gasolina, combustible	A,B,C,D	Petrol, unleaded, at regional storage/RER U
Gomas, caucho EPDM, gránulos de polvo de caucho	A,B,C,D,PE	Synthetic rubber, at plant/RER U

Concepto o descriptor	Aplicación	Referencia Ecoinvent v.2, unit process
Grava	A,B,C,D	Gravel, crushed, at mine/CH U
Gravas y áridos	A,B,C,D	Gravel, crushed, at mine/CH U
Hexafluoruro de azufre (generación eléctrica)	PE	Sulphur hexafluoride, liquid, at plant/RER U
Hidrógeno	A,B,C,D	Hydrogen, liquid, at plant/RER U
Hidróxido de sodio (al 50% en agua)	A,B,C,D	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER U
Hidróxido de sodio, soda	A,B,C,D	Soda, powder, at plant/RER U
Hierro, chatarra de hierro	A,B,C,D	Pig iron, at plant/GLO U
Ladrillos	A,B,C,D	Brick, at plant/RER U
Líquido de transmisión ^y	A,B,C,D	Lubricating oil, at plant/RER U
Magnesio	A,B,C,D	Magnesium, at plant/RER U
Magras calcáreas	A,B,C,D	Calcareous marl, at plant/CH U
Mercurio, mercurio (99,99% de pureza)	PE	Mercury, liquid, at plant/GLO U
Metano	A,B,C,D	Natural gas, at long-distance pipeline/RER U
Mineral de cobre ^z	PE	Molybdenite, at plant/GLO U
Mineral de hierro	A,B,C,D	Iron ore, 65% Fe, at beneficiation/GLO U
Negro de carbón	A,B,C,D	Carbon black, at plant/GLO U
Nitrato hexahidratado de níquel, níquel (II) nitrato	A,B,C,D	Chemicals inorganic, at plant/GLO U
Nitrato sódico ^{aa}	A,B,C,D	Potassium nitrate, as K ₂ O, at regional storehouse/RER U
Nitrógeno líquido	A,B,C,D	Nitrogen, liquid, at plant/RER U
Óxido de aluminio	A,B,C,D,PE	Aluminium oxide, at plant/RER U
Óxido de calcio, cal viva	A,B,C,D	Quicklime, milled, packed, at plant/CH U
Óxido de cinc	A,B,C,D	Zinc oxide, at plant/RER U
Óxido de titanio (IV), dióxido de titanio	A,B,C,D	Titanium dioxide, production mix, at plant/RER U
Óxido de vanadio (V), pentóxido de vanadio ^{bb}	A,B,C,D	Chromium oxide, flakes, at plant/RER U
Oxígeno, oxicorte	A,B,C,D	Oxygen, liquid, at plant/RER U
Paladio	A,B,C,D	Palladium, at regional storage/RER U
Paladio (Rusia)	PE	Palladium, primary, at refinery/RU U
Paladio (Sudáfrica)	PE	Palladium, primary, at refinery/ZA U
Peróxido de hidrógeno (al 50% en agua)	A,B,C,D	Hydrogen peroxide, 50% in H ₂ O, at plant/RER U
Pintura (sellante)	A,B,C,D	Alkyd paint, white, 60% in solvent, at plant/RER U
Pintura (vehículo)	A,B,C,D	Coating powder, at plant/RER U
Platino	A,B,C,D	Platinum, at regional storage/RER U
Platino (Rusia)	PE	Platinum, primary, at refinery/RU U
Platino (Sudáfrica)	PE	Platinum, primary, at refinery/ZA U

^y Por similitud con los aceites y lubricantes.

^z Aproximación, la calcopirita y la molibdenita se encuentran en los mismos depósitos minerales.

^{aa} Aproximación, el nitrato sódico y el nitrato potásico se obtienen por procesos similares.

^{bb} Aproximación, según lo expuesto en *Disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to municipal incineration/CH U* de la base de datos utilizada.

Concepto o descriptor	Aplicación	Referencia Ecoinvent v.2, unit process
Plomo	A,B,C,D	Lead, at regional storage/RER U
Plomo, plomo refinado, chatarra de plomo	PE	Lead concentrate, at beneficiation/GLO U
Poliamida	A,B,C,D	Nylon 66, at plant/RER U
Policarbonato	PE	Polycarbonate, at plant/RER U
Policloruro de vinilo	A,B,C,D	Polyvinylchloride, at regional storage/RER U
Polielectrolito inorgánico	A,B,C,D	Chemicals inorganic, at plant/GLO U
Poliestireno de alto impacto	PE	Polystyrene, high impact, HIPS, at plant/RER U
Poliestireno de baja densidad (film embalaje)	A,B,C,D	Packaging film, LDPE, at plant/RER U
Poliétileno, polietileno alta densidad	A,B,C,D,PE	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U
Polipropileno	A,B,C,D,PE	Polypropylene, granulate, at plant/RER U
Politereftalato de etileno	A,B,C,D	Polymethyl methacrylate (PMMA) beads, production mix, at plant RER
Poliuretano	A,B,C,D,PE	Polyurethane, flexible foam, at plant/RER U
Propano, oxicorte	A,B,C,D	Propane/ butane, at refinery/RER U
Propilenglicol	A,B,C,D	Propylene glycol, liquid, at plant/RER U
Propilenglicol	PE	Propylene glycol, liquid, at plant/RER U
Residuos sólidos urbanos	A,B,C,D	Disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to sanitary landfill/CH U
Rodio	A,B,C,D	Rhodium, at regional storage/RER U
Rodio (Rusia)	PE	Rhodium, primary, at refinery/RU U
Rodio (Sudáfrica)	PE	Rhodium, primary, at refinery/ZA U
Sal común, cloruro sódico	A,B,C,D	Sodium chloride, powder, at plant/RER U
Sal común, cloruro sódico	PE	Sodium chloride, brine solution, at plant/RER U
Selenio	A,B,C,D	Selenium, at plant/RER U
Sulfato de aluminio	A,B,C,D	Aluminium sulphate, powder, at plant/RER U
Sulfato de hierro	A,B,C,D	Iron sulphate, at plant/RER U
Sulfato de sodio	A,B,C,D	Sodium sulphate, powder, production mix, at plant/RER U
Surfactante (25% alcohol graso)	A,B,C,D	Fatty alcohol, petrochemical, at plant/RER U
Surfactante (75% metil siloxano)	A,B,C,D	Silicone product, at plant/RER U
Tablones de madera	A,B,C,D	Sawn timber, softwood, raw, kiln dried, u=20%, at plant/RER U
Textiles ^{cc}	PE	Polypropylene, granulate, at plant/RER U
TMT15	A,B,C,D	Chemicals organic, at plant/GLO U
Transporte	T	Transport, lorry >16t, fleet average/RER U
Vapor de agua	A,B,C,D	Steam, for chemical processes, at plant/RER U
Vidrio	A,B,C,D	Flat glass, uncoated, at plant/RER U
Yeso	A,B,C,D	Plaster mixing/CH U
Yeso	PE	Gypsum, mineral, at mine/CH U

^{cc} Aproximación, se considera que los textiles se fabrican a partir de polipropileno.

Impacto ambiental: tecnología de tratamiento de residuos

Tabla 163. Impacto ambiental por unidad de residuo tratado, masa

A.01 Centro autorizado de tratamiento tipo desguace, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,8323 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$9,4587 \cdot 10^{-11}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$4,9491 \cdot 10^{-2}$	\$

A.02 Centro autorizado de tratamiento tipo desfabricación, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,2002 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,5753 \cdot 10^{-10}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$-4,9956 \cdot 10^{-2}$	\$

B.01 Planta Fragmentadora, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,0419 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,8179 \cdot 10^{-10}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,9498 \cdot 10^{-1}$	\$

B.02 Planta Fragmentadora y de Medios Densos, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,6716 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,3005 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$8,3888 \cdot 10^{-1}$	\$

C.01 Depósito en vertedero, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,9497 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$4,5361 \cdot 10^{-11}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,6325 \cdot 10^{-2}$	\$

C.02 R-Plus/Wesa SLF, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,8776 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,0907 \cdot 10^{-10}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$4,8993 \cdot 10^{-1}$	\$

C.03 Salyp, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,8195 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$8,5107 \cdot 10^{-11}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$5,0742 \cdot 10^{-2}$	\$

C.04 VW-Sicon, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$6,9530 \cdot 10^{-9}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,2322 \cdot 10^{-11}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,8623 \cdot 10^{-2}$	\$

C.05 ANL, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,0482 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,4170 \cdot 10^{-10}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$8,1597 \cdot 10^{-2}$	\$

C.06 Hidrólisis, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,7369 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$7,9844 \cdot 10^{-10}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$3,0885 \cdot 10^{-1}$	\$

C.07 Co-incineración con residuos sólidos municipales, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,4736 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,2921 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$4,5568 \cdot 10^{-2}$	\$

C.08 Horno de cementera, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$-5,9340 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-4,9599 \cdot 10^{-10}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	-3,7604	\$

C.09 Citron, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$9,9454 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,8158 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$7,2717 \cdot 10^{-1}$	\$

C.10 Gasificación secuencial en horno rotativo, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,4029 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,3512 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$3,6925 \cdot 10^{-1}$	\$

C.11 Gasificación catalítica, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,5420 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,7980 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	6,0868	\$

C.12 Reshment, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,6197 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,3941 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,1593	\$

C.13 TwinRec, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,0636 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$6,7478 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	-2,6509	\$

C.14 Thermostelect-Process, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$6,3867 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,5269 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	7,0897	\$

C.15 SVZ Schwarze Pumpe, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,7902 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$9,7770 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,9475	\$

D.01.1 Aceite y lubricante usado, incineración, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,9695 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,2430 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,6181 \cdot 10^{-2}$	\$

D.01.2 Aceite y lubricante usado, destilación, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,5283 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,2098 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	4,3413	\$

D.01.3 Aceite y lubricante usado, regeneración, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$6,5893 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,2249 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	3,3316	\$

D.02.1 Anticongelantes y refrigerantes, incineración, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,9824 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,5192 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,0586 \cdot 10^{+1}$	\$

D.02.2 Anticongelantes y refrigerantes, reciclado, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,3142 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$5,7894 \cdot 10^{-10}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$5,9452 \cdot 10^{-1}$	\$

D.03.1 Líquido de frenos, incineración, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,0367 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,1164 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,0586 \cdot 10^{+1}$	\$

D.03.2 Líquido de frenos, reciclado, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,0264 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,0246 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,3562	\$

D.04.1 Baterías, reciclado, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$7,8455 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,5291 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,7614	\$

D.05.1 Otros combustibles, incineración, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,9691 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,2428 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,3673 \cdot 10^{-2}$	\$

D.05.2 Filtros de aceite, tratamiento específico, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$5,2796 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,4543 \cdot 10^{-10}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,4141 \cdot 10^{-1}$	\$

D.05.3 Zapatas de freno que contienen amianto, depósito en vertedero, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,0668 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,6637 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$9,7588 \cdot 10^{-1}$	\$

D.06.1 Neumáticos fuera de uso, reciclado mecánico convencional, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,1513 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,9298 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,1119	\$

D.06.2 Neumáticos fuera de uso, pulverización mecánica, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,6483 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,2289 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$7,0868 \cdot 10^{-1}$	\$

D.06.3 Neumáticos fuera de uso, pulverización criogénica, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$5,9445 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,7348 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,5982	\$

D.06.4 Neumáticos fuera de uso, recuperación energética en horno de combustión de residuos sólidos urbanos convencional, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$-4,0419 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-2,6497 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$8,5301 \cdot 10^{-1}$	\$

D.06.5 Neumáticos fuera de uso, recuperación energética en horno de cementera, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,9749 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-2,2595 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	-9,8712	\$

D.07.1 Plásticos y polímeros, depósito en vertedero, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,3398 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$5,1366 \cdot 10^{-11}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,9812 \cdot 10^{-2}$	\$

D.07.2 Plásticos y polímeros, horno alto, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,7942 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-8,9037 \cdot 10^{-10}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	-6,8138	\$

D.07.3 Plásticos y polímeros, horno de cementera, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$5,2824 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-2,2123 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$-1,3012 \cdot 10^{+1}$	\$

D.08.1 Vidrio, depósito en vertedero, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,8504 \cdot 10^{-9}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$5,9126 \cdot 10^{-12}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$4,1841 \cdot 10^{-3}$	\$

D.08.2 Vidrio, reciclado, producción de vidrio, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$-2,0790 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-9,9970 \cdot 10^{-10}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$-6,8507 \cdot 10^{-1}$	\$

D.08.3 Vidrio, recuperación, sustitución de la arena de sílice, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$-1,4916 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-8,7200 \cdot 10^{-11}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$-1,8978 \cdot 10^{-2}$	\$

D.09.1 Catalizadores, recuperación de metales, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,7768 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,7698 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$8,5446 \cdot 10^{-1}$	\$

D.10.1 Piezas y componentes, reutilización mercado segunda mano, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$-6,8748 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-2,5663 \cdot 10^{-10}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$-2,7131 \cdot 10^{-1}$	\$

D.11.1 Cenizas y escorias, depósito en vertedero, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,8457 \cdot 10^{-9}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$7,8345 \cdot 10^{-12}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$5,4044 \cdot 10^{-3}$	\$

D.11.2 Cenizas y escorias, depósito en vertedero materiales peligrosos, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,0668 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,6637 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$9,7588 \cdot 10^{-1}$	\$

D.12.1 Inertes y vitrificados, depósito en vertedero de inertes, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,3901 \cdot 10^{-9}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$7,6372 \cdot 10^{-12}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$5,4044 \cdot 10^{-3}$	\$

D.12.2 Inertes y vitrificados, recuperación material, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$-4,0912 \cdot 10^{-9}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-3,9289 \cdot 10^{-11}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$-1,3025 \cdot 10^{-2}$	\$

D.13.1 Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, depósito en vertedero, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,0668 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,6637 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$9,7588 \cdot 10^{-1}$	\$

D.13.2 Absorbentes, materiales de filtración, trapos de limpieza y ropas protectoras, incineración, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,9691 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,2428 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,3673 \cdot 10^{-2}$	\$

D.13.3 Otros disolventes y mezclas de disolventes, incineración, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,8016 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,5654 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$9,8546 \cdot 10^{-1}$	\$

D.13.4 Lodos y aguas aceitosas, incineración, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,1705 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,6161 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,0892 \cdot 10^{+1}$	\$

D.13.5 Aguas residuales de procesos, tratamiento de aguas residuales, base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$5,3529 \cdot 10^{-9}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,5016 \cdot 10^{-12}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$5,8879 \cdot 10^{-4}$	\$

Impacto ambiental: transporte

Tabla 164. Impacto ambiental por unidad de transporte, masa por distancia

T.01 Transporte: 1 kg-km

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,1968 \cdot 10^{-10}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$8,4473 \cdot 10^{-13}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$5,7400 \cdot 10^{-4}$	\$

Impacto ambiental: productos evitados

Tabla 165. Impacto ambiental por unidad de producto evitado, energía o masa

PE.01 Electricidad vertida a la red: 1 kWh

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$8,6481 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$4,0202 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	2,3163	\$

PE.02 Aluminio, chatarra de aluminio: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$6,1790 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,7883 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,1837 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.03 Chatarra férrica, chatarra metálica, acero: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,7151 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,2069 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	8,3315	\$

PE.04 Vidrio: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,1861 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,5758 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,0841	\$

PE.05 Aceite base: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,2645 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$4,5760 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,6742 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.06 Chatarra de cobre, concentrado de cobre: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,0070 \cdot 10^{-4}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,2422 \cdot 10^{-7}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$8,6455 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.07 Metales no ferrosos: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,7055 \cdot 10^{-5}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,0131 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,0430 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.08 Plomo, plomo refinado: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,0314 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,3733 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,2046	\$

PE.09 Asfalto, asfalto fluxado: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$8,0664 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,8684 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,9224 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.10 Azufre: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,1373 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,6331 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,7762	\$

PE.11 Carbón: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$5,4335 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,2332 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,1713 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.12 Clínker: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,4011 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$7,1388 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,1675	\$

PE.13 Concentrado de calcio: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,4618 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$7,7210 \cdot 10^{-9}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,8856	\$

PE.14 Yeso: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,3260 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$-1,4087 \cdot 10^{-12}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,0072 \cdot 10^{-2}$	\$

PE.15 Sal común, cloruro de sodio: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,1066 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$5,0405 \cdot 10^{-10}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$3,3118 \cdot 10^{-1}$	\$

PE.16 Concentrado de cinc: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,5798 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,6353 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	1,8072	\$

PE.17 Mercurio, mercurio (99,99% de pureza): 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$5,8467 \cdot 10^{-2}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,1879 \cdot 10^{-6}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$6,5244 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.18 Estaño: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$8,7551 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,7976 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,2615 \cdot 10^{+2}$	\$

PE.19 Concentrado de hierro-manganeso: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,9834 \cdot 10^{-8}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$6,4368 \cdot 10^{-10}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	3,4200	\$

PE.20 Concentrado de sílice: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,2488 \cdot 10^{-9}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,0196 \cdot 10^{-11}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,0382 \cdot 10^{-2}$	\$

PE.21 Paladio: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,3661 \cdot 10^{-1}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,1404 \cdot 10^{-4}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$4,7856 \cdot 10^{+4}$	\$

PE.22 Platino: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,9422 \cdot 10^{-1}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,4252 \cdot 10^{-4}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$8,5988 \cdot 10^{+4}$	\$

PE.23 Rodio: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,5913 \cdot 10^{-1}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,1516 \cdot 10^{-4}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,6147 \cdot 10^{+5}$	\$

PE.24 Etilenglicol: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$2,4312 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,1743 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,7170 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.25 Propilenglicol: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$7,2438 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,0446 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,8790 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.26 Gasóleo: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$9,1095 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,2873 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,0011 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.27 Gasóleo ligero: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$9,0777 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,2758 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,9944 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.28 Gasóleo marino: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$8,0382 \cdot 10^{-7}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,8356 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$1,9588 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.29 Fracción ligera restante (hidrocarburos): 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,1034 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$4,0847 \cdot 10^{-9}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,0541 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.30 Acrilonitrilo butadieno estireno: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$7,2491 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,4843 \cdot 10^{-8}$	especies-año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$3,6143 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.31 Policarbonato: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,4224 \cdot 10^{-5}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$6,1844 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$3,8278 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.32 Poliestireno de alto impacto: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$5,8111 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,7774 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$3,2331 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.33 Polietileno: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,2187 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,5323 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,7389 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.34 Polipropileno: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,2581 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,5684 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,6935 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.35 Poliuretano: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$9,1315 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,8105 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$3,2377 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.36 Gomas, gránulos y polvo de caucho, caucho etileno propileno dieno: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$4,3645 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$2,1122 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$3,0376 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.37 Fracción plástica alto contenido PVC: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$1,0861 \cdot 10^{-5}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$3,9627 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,4645 \cdot 10^{+1}$	\$

PE.38 Textiles: 1 kg

Categoría de impacto	Indicador de impacto	Cantidad	Ud.
Daño a la salud humana	Años de vida ajustados a la discapacidad	$3,2581 \cdot 10^{-6}$	DALY
Daño a la diversidad del ecosistema	Pérdida de especies durante un año	$1,5684 \cdot 10^{-8}$	especies·año
Daño a la disponibilidad de recursos	Incremento del coste	$2,6935 \cdot 10^{+1}$	\$

Definición de subconjuntos para la evaluación de impacto ambiental

Tabla 166. Subconjuntos considerados para la evaluación de impacto ambiental

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
1	A.01	mín.	B.01	mín.	C.01	mín.
2	A.01	mín.	B.01	mín.	C.01	máx.
3	A.01	mín.	B.01	mín.	C.02	mín.
4	A.01	mín.	B.01	mín.	C.02	máx.
5	A.01	mín.	B.01	mín.	C.03	mín.
6	A.01	mín.	B.01	mín.	C.03	máx.
7	A.01	mín.	B.01	mín.	C.04	mín.
8	A.01	mín.	B.01	mín.	C.04	máx.
9	A.01	mín.	B.01	mín.	C.05	mín.
10	A.01	mín.	B.01	mín.	C.05	máx.
11	A.01	mín.	B.01	mín.	C.06	mín.
12	A.01	mín.	B.01	mín.	C.06	máx.
13	A.01	mín.	B.01	mín.	C.07	mín.
14	A.01	mín.	B.01	mín.	C.07	máx.
15	A.01	mín.	B.01	mín.	C.08	mín.
16	A.01	mín.	B.01	mín.	C.08	máx.
17	A.01	mín.	B.01	mín.	C.09	mín.
18	A.01	mín.	B.01	mín.	C.09	máx.
19	A.01	mín.	B.01	mín.	C.10	mín.
20	A.01	mín.	B.01	mín.	C.10	máx.
21	A.01	mín.	B.01	mín.	C.11	mín.
22	A.01	mín.	B.01	mín.	C.11	máx.
23	A.01	mín.	B.01	mín.	C.12	mín.
24	A.01	mín.	B.01	mín.	C.12	máx.
25	A.01	mín.	B.01	mín.	C.13	mín.
26	A.01	mín.	B.01	mín.	C.13	máx.
27	A.01	mín.	B.01	mín.	C.14	mín.
28	A.01	mín.	B.01	mín.	C.14	máx.
29	A.01	mín.	B.01	mín.	C.15	mín.
30	A.01	mín.	B.01	mín.	C.15	máx.
31	A.01	mín.	B.01	máx.	C.01	mín.
32	A.01	mín.	B.01	máx.	C.01	máx.
33	A.01	mín.	B.01	máx.	C.02	mín.
34	A.01	mín.	B.01	máx.	C.02	máx.
35	A.01	mín.	B.01	máx.	C.03	mín.
36	A.01	mín.	B.01	máx.	C.03	máx.
37	A.01	mín.	B.01	máx.	C.04	mín.
38	A.01	mín.	B.01	máx.	C.04	máx.
39	A.01	mín.	B.01	máx.	C.05	mín.
40	A.01	mín.	B.01	máx.	C.05	máx.
41	A.01	mín.	B.01	máx.	C.06	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
42	A.01	mín.	B.01	máx.	C.06	máx.
43	A.01	mín.	B.01	máx.	C.07	mín.
44	A.01	mín.	B.01	máx.	C.07	máx.
45	A.01	mín.	B.01	máx.	C.08	mín.
46	A.01	mín.	B.01	máx.	C.08	máx.
47	A.01	mín.	B.01	máx.	C.09	mín.
48	A.01	mín.	B.01	máx.	C.09	máx.
49	A.01	mín.	B.01	máx.	C.10	mín.
50	A.01	mín.	B.01	máx.	C.10	máx.
51	A.01	mín.	B.01	máx.	C.11	mín.
52	A.01	mín.	B.01	máx.	C.11	máx.
53	A.01	mín.	B.01	máx.	C.12	mín.
54	A.01	mín.	B.01	máx.	C.12	máx.
55	A.01	mín.	B.01	máx.	C.13	mín.
56	A.01	mín.	B.01	máx.	C.13	máx.
57	A.01	mín.	B.01	máx.	C.14	mín.
58	A.01	mín.	B.01	máx.	C.14	máx.
59	A.01	mín.	B.01	máx.	C.15	mín.
60	A.01	mín.	B.01	máx.	C.15	máx.
61	A.01	mín.	B.02	mín.	C.01	mín.
62	A.01	mín.	B.02	mín.	C.01	máx.
63	A.01	mín.	B.02	mín.	C.02	mín.
64	A.01	mín.	B.02	mín.	C.02	máx.
65	A.01	mín.	B.02	mín.	C.03	mín.
66	A.01	mín.	B.02	mín.	C.03	máx.
67	A.01	mín.	B.02	mín.	C.04	mín.
68	A.01	mín.	B.02	mín.	C.04	máx.
69	A.01	mín.	B.02	mín.	C.05	mín.
70	A.01	mín.	B.02	mín.	C.05	máx.
71	A.01	mín.	B.02	mín.	C.06	mín.
72	A.01	mín.	B.02	mín.	C.06	máx.
73	A.01	mín.	B.02	mín.	C.07	mín.
74	A.01	mín.	B.02	mín.	C.07	máx.
75	A.01	mín.	B.02	mín.	C.08	mín.
76	A.01	mín.	B.02	mín.	C.08	máx.
77	A.01	mín.	B.02	mín.	C.09	mín.
78	A.01	mín.	B.02	mín.	C.09	máx.
79	A.01	mín.	B.02	mín.	C.10	mín.
80	A.01	mín.	B.02	mín.	C.10	máx.
81	A.01	mín.	B.02	mín.	C.11	mín.
82	A.01	mín.	B.02	mín.	C.11	máx.
83	A.01	mín.	B.02	mín.	C.12	mín.
84	A.01	mín.	B.02	mín.	C.12	máx.
85	A.01	mín.	B.02	mín.	C.13	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
86	A.01	mín.	B.02	mín.	C.13	máx.
87	A.01	mín.	B.02	mín.	C.14	mín.
88	A.01	mín.	B.02	mín.	C.14	máx.
89	A.01	mín.	B.02	mín.	C.15	mín.
90	A.01	mín.	B.02	mín.	C.15	máx.
91	A.01	mín.	B.02	máx.	C.01	mín.
92	A.01	mín.	B.02	máx.	C.01	máx.
93	A.01	mín.	B.02	máx.	C.02	mín.
94	A.01	mín.	B.02	máx.	C.02	máx.
95	A.01	mín.	B.02	máx.	C.03	mín.
96	A.01	mín.	B.02	máx.	C.03	máx.
97	A.01	mín.	B.02	máx.	C.04	mín.
98	A.01	mín.	B.02	máx.	C.04	máx.
99	A.01	mín.	B.02	máx.	C.05	mín.
100	A.01	mín.	B.02	máx.	C.05	máx.
101	A.01	mín.	B.02	máx.	C.06	mín.
102	A.01	mín.	B.02	máx.	C.06	máx.
103	A.01	mín.	B.02	máx.	C.07	mín.
104	A.01	mín.	B.02	máx.	C.07	máx.
105	A.01	mín.	B.02	máx.	C.08	mín.
106	A.01	mín.	B.02	máx.	C.08	máx.
107	A.01	mín.	B.02	máx.	C.09	mín.
108	A.01	mín.	B.02	máx.	C.09	máx.
109	A.01	mín.	B.02	máx.	C.10	mín.
110	A.01	mín.	B.02	máx.	C.10	máx.
111	A.01	mín.	B.02	máx.	C.11	mín.
112	A.01	mín.	B.02	máx.	C.11	máx.
113	A.01	mín.	B.02	máx.	C.12	mín.
114	A.01	mín.	B.02	máx.	C.12	máx.
115	A.01	mín.	B.02	máx.	C.13	mín.
116	A.01	mín.	B.02	máx.	C.13	máx.
117	A.01	mín.	B.02	máx.	C.14	mín.
118	A.01	mín.	B.02	máx.	C.14	máx.
119	A.01	mín.	B.02	máx.	C.15	mín.
120	A.01	mín.	B.02	máx.	C.15	máx.
121	A.01	máx.	B.01	mín.	C.01	mín.
122	A.01	máx.	B.01	mín.	C.01	máx.
123	A.01	máx.	B.01	mín.	C.02	mín.
124	A.01	máx.	B.01	mín.	C.02	máx.
125	A.01	máx.	B.01	mín.	C.03	mín.
126	A.01	máx.	B.01	mín.	C.03	máx.
127	A.01	máx.	B.01	mín.	C.04	mín.
128	A.01	máx.	B.01	mín.	C.04	máx.
129	A.01	máx.	B.01	mín.	C.05	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
130	A.01	máx.	B.01	mín.	C.05	máx.
131	A.01	máx.	B.01	mín.	C.06	mín.
132	A.01	máx.	B.01	mín.	C.06	máx.
133	A.01	máx.	B.01	mín.	C.07	mín.
134	A.01	máx.	B.01	mín.	C.07	máx.
135	A.01	máx.	B.01	mín.	C.08	mín.
136	A.01	máx.	B.01	mín.	C.08	máx.
137	A.01	máx.	B.01	mín.	C.09	mín.
138	A.01	máx.	B.01	mín.	C.09	máx.
139	A.01	máx.	B.01	mín.	C.10	mín.
140	A.01	máx.	B.01	mín.	C.10	máx.
141	A.01	máx.	B.01	mín.	C.11	mín.
142	A.01	máx.	B.01	mín.	C.11	máx.
143	A.01	máx.	B.01	mín.	C.12	mín.
144	A.01	máx.	B.01	mín.	C.12	máx.
145	A.01	máx.	B.01	mín.	C.13	mín.
146	A.01	máx.	B.01	mín.	C.13	máx.
147	A.01	máx.	B.01	mín.	C.14	mín.
148	A.01	máx.	B.01	mín.	C.14	máx.
149	A.01	máx.	B.01	mín.	C.15	mín.
150	A.01	máx.	B.01	mín.	C.15	máx.
151	A.01	máx.	B.01	máx.	C.01	mín.
152	A.01	máx.	B.01	máx.	C.01	máx.
153	A.01	máx.	B.01	máx.	C.02	mín.
154	A.01	máx.	B.01	máx.	C.02	máx.
155	A.01	máx.	B.01	máx.	C.03	mín.
156	A.01	máx.	B.01	máx.	C.03	máx.
157	A.01	máx.	B.01	máx.	C.04	mín.
158	A.01	máx.	B.01	máx.	C.04	máx.
159	A.01	máx.	B.01	máx.	C.05	mín.
160	A.01	máx.	B.01	máx.	C.05	máx.
161	A.01	máx.	B.01	máx.	C.06	mín.
162	A.01	máx.	B.01	máx.	C.06	máx.
163	A.01	máx.	B.01	máx.	C.07	mín.
164	A.01	máx.	B.01	máx.	C.07	máx.
165	A.01	máx.	B.01	máx.	C.08	mín.
166	A.01	máx.	B.01	máx.	C.08	máx.
167	A.01	máx.	B.01	máx.	C.09	mín.
168	A.01	máx.	B.01	máx.	C.09	máx.
169	A.01	máx.	B.01	máx.	C.10	mín.
170	A.01	máx.	B.01	máx.	C.10	máx.
171	A.01	máx.	B.01	máx.	C.11	mín.
172	A.01	máx.	B.01	máx.	C.11	máx.
173	A.01	máx.	B.01	máx.	C.12	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
174	A.01	máx.	B.01	máx.	C.12	máx.
175	A.01	máx.	B.01	máx.	C.13	mín.
176	A.01	máx.	B.01	máx.	C.13	máx.
177	A.01	máx.	B.01	máx.	C.14	mín.
178	A.01	máx.	B.01	máx.	C.14	máx.
179	A.01	máx.	B.01	máx.	C.15	mín.
180	A.01	máx.	B.01	máx.	C.15	máx.
181	A.01	máx.	B.02	mín.	C.01	mín.
182	A.01	máx.	B.02	mín.	C.01	máx.
183	A.01	máx.	B.02	mín.	C.02	mín.
184	A.01	máx.	B.02	mín.	C.02	máx.
185	A.01	máx.	B.02	mín.	C.03	mín.
186	A.01	máx.	B.02	mín.	C.03	máx.
187	A.01	máx.	B.02	mín.	C.04	mín.
188	A.01	máx.	B.02	mín.	C.04	máx.
189	A.01	máx.	B.02	mín.	C.05	mín.
190	A.01	máx.	B.02	mín.	C.05	máx.
191	A.01	máx.	B.02	mín.	C.06	mín.
192	A.01	máx.	B.02	mín.	C.06	máx.
193	A.01	máx.	B.02	mín.	C.07	mín.
194	A.01	máx.	B.02	mín.	C.07	máx.
195	A.01	máx.	B.02	mín.	C.08	mín.
196	A.01	máx.	B.02	mín.	C.08	máx.
197	A.01	máx.	B.02	mín.	C.09	mín.
198	A.01	máx.	B.02	mín.	C.09	máx.
199	A.01	máx.	B.02	mín.	C.10	mín.
200	A.01	máx.	B.02	mín.	C.10	máx.
201	A.01	máx.	B.02	mín.	C.11	mín.
202	A.01	máx.	B.02	mín.	C.11	máx.
203	A.01	máx.	B.02	mín.	C.12	mín.
204	A.01	máx.	B.02	mín.	C.12	máx.
205	A.01	máx.	B.02	mín.	C.13	mín.
206	A.01	máx.	B.02	mín.	C.13	máx.
207	A.01	máx.	B.02	mín.	C.14	mín.
208	A.01	máx.	B.02	mín.	C.14	máx.
209	A.01	máx.	B.02	mín.	C.15	mín.
210	A.01	máx.	B.02	mín.	C.15	máx.
211	A.01	máx.	B.02	máx.	C.01	mín.
212	A.01	máx.	B.02	máx.	C.01	máx.
213	A.01	máx.	B.02	máx.	C.02	mín.
214	A.01	máx.	B.02	máx.	C.02	máx.
215	A.01	máx.	B.02	máx.	C.03	mín.
216	A.01	máx.	B.02	máx.	C.03	máx.
217	A.01	máx.	B.02	máx.	C.04	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
218	A.01	máx.	B.02	máx.	C.04	máx.
219	A.01	máx.	B.02	máx.	C.05	mín.
220	A.01	máx.	B.02	máx.	C.05	máx.
221	A.01	máx.	B.02	máx.	C.06	mín.
222	A.01	máx.	B.02	máx.	C.06	máx.
223	A.01	máx.	B.02	máx.	C.07	mín.
224	A.01	máx.	B.02	máx.	C.07	máx.
225	A.01	máx.	B.02	máx.	C.08	mín.
226	A.01	máx.	B.02	máx.	C.08	máx.
227	A.01	máx.	B.02	máx.	C.09	mín.
228	A.01	máx.	B.02	máx.	C.09	máx.
229	A.01	máx.	B.02	máx.	C.10	mín.
230	A.01	máx.	B.02	máx.	C.10	máx.
231	A.01	máx.	B.02	máx.	C.11	mín.
232	A.01	máx.	B.02	máx.	C.11	máx.
233	A.01	máx.	B.02	máx.	C.12	mín.
234	A.01	máx.	B.02	máx.	C.12	máx.
235	A.01	máx.	B.02	máx.	C.13	mín.
236	A.01	máx.	B.02	máx.	C.13	máx.
237	A.01	máx.	B.02	máx.	C.14	mín.
238	A.01	máx.	B.02	máx.	C.14	máx.
239	A.01	máx.	B.02	máx.	C.15	mín.
240	A.01	máx.	B.02	máx.	C.15	máx.
241	A.02	mín.	B.01	mín.	C.01	mín.
242	A.02	mín.	B.01	mín.	C.01	máx.
243	A.02	mín.	B.01	mín.	C.02	mín.
244	A.02	mín.	B.01	mín.	C.02	máx.
245	A.02	mín.	B.01	mín.	C.03	mín.
246	A.02	mín.	B.01	mín.	C.03	máx.
247	A.02	mín.	B.01	mín.	C.04	mín.
248	A.02	mín.	B.01	mín.	C.04	máx.
249	A.02	mín.	B.01	mín.	C.05	mín.
250	A.02	mín.	B.01	mín.	C.05	máx.
251	A.02	mín.	B.01	mín.	C.06	mín.
252	A.02	mín.	B.01	mín.	C.06	máx.
253	A.02	mín.	B.01	mín.	C.07	mín.
254	A.02	mín.	B.01	mín.	C.07	máx.
255	A.02	mín.	B.01	mín.	C.08	mín.
256	A.02	mín.	B.01	mín.	C.08	máx.
257	A.02	mín.	B.01	mín.	C.09	mín.
258	A.02	mín.	B.01	mín.	C.09	máx.
259	A.02	mín.	B.01	mín.	C.10	mín.
260	A.02	mín.	B.01	mín.	C.10	máx.
261	A.02	mín.	B.01	mín.	C.11	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
262	A.02	mín.	B.01	mín.	C.11	máx.
263	A.02	mín.	B.01	mín.	C.12	mín.
264	A.02	mín.	B.01	mín.	C.12	máx.
265	A.02	mín.	B.01	mín.	C.13	mín.
266	A.02	mín.	B.01	mín.	C.13	máx.
267	A.02	mín.	B.01	mín.	C.14	mín.
268	A.02	mín.	B.01	mín.	C.14	máx.
269	A.02	mín.	B.01	mín.	C.15	mín.
270	A.02	mín.	B.01	mín.	C.15	máx.
271	A.02	mín.	B.01	máx.	C.01	mín.
272	A.02	mín.	B.01	máx.	C.01	máx.
273	A.02	mín.	B.01	máx.	C.02	mín.
274	A.02	mín.	B.01	máx.	C.02	máx.
275	A.02	mín.	B.01	máx.	C.03	mín.
276	A.02	mín.	B.01	máx.	C.03	máx.
277	A.02	mín.	B.01	máx.	C.04	mín.
278	A.02	mín.	B.01	máx.	C.04	máx.
279	A.02	mín.	B.01	máx.	C.05	mín.
280	A.02	mín.	B.01	máx.	C.05	máx.
281	A.02	mín.	B.01	máx.	C.06	mín.
282	A.02	mín.	B.01	máx.	C.06	máx.
283	A.02	mín.	B.01	máx.	C.07	mín.
284	A.02	mín.	B.01	máx.	C.07	máx.
285	A.02	mín.	B.01	máx.	C.08	mín.
286	A.02	mín.	B.01	máx.	C.08	máx.
287	A.02	mín.	B.01	máx.	C.09	mín.
288	A.02	mín.	B.01	máx.	C.09	máx.
289	A.02	mín.	B.01	máx.	C.10	mín.
290	A.02	mín.	B.01	máx.	C.10	máx.
291	A.02	mín.	B.01	máx.	C.11	mín.
292	A.02	mín.	B.01	máx.	C.11	máx.
293	A.02	mín.	B.01	máx.	C.12	mín.
294	A.02	mín.	B.01	máx.	C.12	máx.
295	A.02	mín.	B.01	máx.	C.13	mín.
296	A.02	mín.	B.01	máx.	C.13	máx.
297	A.02	mín.	B.01	máx.	C.14	mín.
298	A.02	mín.	B.01	máx.	C.14	máx.
299	A.02	mín.	B.01	máx.	C.15	mín.
300	A.02	mín.	B.01	máx.	C.15	máx.
301	A.02	mín.	B.02	mín.	C.01	mín.
302	A.02	mín.	B.02	mín.	C.01	máx.
303	A.02	mín.	B.02	mín.	C.02	mín.
304	A.02	mín.	B.02	mín.	C.02	máx.
305	A.02	mín.	B.02	mín.	C.03	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
306	A.02	mín.	B.02	mín.	C.03	máx.
307	A.02	mín.	B.02	mín.	C.04	mín.
308	A.02	mín.	B.02	mín.	C.04	máx.
309	A.02	mín.	B.02	mín.	C.05	mín.
310	A.02	mín.	B.02	mín.	C.05	máx.
311	A.02	mín.	B.02	mín.	C.06	mín.
312	A.02	mín.	B.02	mín.	C.06	máx.
313	A.02	mín.	B.02	mín.	C.07	mín.
314	A.02	mín.	B.02	mín.	C.07	máx.
315	A.02	mín.	B.02	mín.	C.08	mín.
316	A.02	mín.	B.02	mín.	C.08	máx.
317	A.02	mín.	B.02	mín.	C.09	mín.
318	A.02	mín.	B.02	mín.	C.09	máx.
319	A.02	mín.	B.02	mín.	C.10	mín.
320	A.02	mín.	B.02	mín.	C.10	máx.
321	A.02	mín.	B.02	mín.	C.11	mín.
322	A.02	mín.	B.02	mín.	C.11	máx.
323	A.02	mín.	B.02	mín.	C.12	mín.
324	A.02	mín.	B.02	mín.	C.12	máx.
325	A.02	mín.	B.02	mín.	C.13	mín.
326	A.02	mín.	B.02	mín.	C.13	máx.
327	A.02	mín.	B.02	mín.	C.14	mín.
328	A.02	mín.	B.02	mín.	C.14	máx.
329	A.02	mín.	B.02	mín.	C.15	mín.
330	A.02	mín.	B.02	mín.	C.15	máx.
331	A.02	mín.	B.02	máx.	C.01	mín.
332	A.02	mín.	B.02	máx.	C.01	máx.
333	A.02	mín.	B.02	máx.	C.02	mín.
334	A.02	mín.	B.02	máx.	C.02	máx.
335	A.02	mín.	B.02	máx.	C.03	mín.
336	A.02	mín.	B.02	máx.	C.03	máx.
337	A.02	mín.	B.02	máx.	C.04	mín.
338	A.02	mín.	B.02	máx.	C.04	máx.
339	A.02	mín.	B.02	máx.	C.05	mín.
340	A.02	mín.	B.02	máx.	C.05	máx.
341	A.02	mín.	B.02	máx.	C.06	mín.
342	A.02	mín.	B.02	máx.	C.06	máx.
343	A.02	mín.	B.02	máx.	C.07	mín.
344	A.02	mín.	B.02	máx.	C.07	máx.
345	A.02	mín.	B.02	máx.	C.08	mín.
346	A.02	mín.	B.02	máx.	C.08	máx.
347	A.02	mín.	B.02	máx.	C.09	mín.
348	A.02	mín.	B.02	máx.	C.09	máx.
349	A.02	mín.	B.02	máx.	C.10	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
350	A.02	mín.	B.02	máx.	C.10	máx.
351	A.02	mín.	B.02	máx.	C.11	mín.
352	A.02	mín.	B.02	máx.	C.11	máx.
353	A.02	mín.	B.02	máx.	C.12	mín.
354	A.02	mín.	B.02	máx.	C.12	máx.
355	A.02	mín.	B.02	máx.	C.13	mín.
356	A.02	mín.	B.02	máx.	C.13	máx.
357	A.02	mín.	B.02	máx.	C.14	mín.
358	A.02	mín.	B.02	máx.	C.14	máx.
359	A.02	mín.	B.02	máx.	C.15	mín.
360	A.02	mín.	B.02	máx.	C.15	máx.
361	A.02	máx.	B.01	mín.	C.01	mín.
362	A.02	máx.	B.01	mín.	C.01	máx.
363	A.02	máx.	B.01	mín.	C.02	mín.
364	A.02	máx.	B.01	mín.	C.02	máx.
365	A.02	máx.	B.01	mín.	C.03	mín.
366	A.02	máx.	B.01	mín.	C.03	máx.
367	A.02	máx.	B.01	mín.	C.04	mín.
368	A.02	máx.	B.01	mín.	C.04	máx.
369	A.02	máx.	B.01	mín.	C.05	mín.
370	A.02	máx.	B.01	mín.	C.05	máx.
371	A.02	máx.	B.01	mín.	C.06	mín.
372	A.02	máx.	B.01	mín.	C.06	máx.
373	A.02	máx.	B.01	mín.	C.07	mín.
374	A.02	máx.	B.01	mín.	C.07	máx.
375	A.02	máx.	B.01	mín.	C.08	mín.
376	A.02	máx.	B.01	mín.	C.08	máx.
377	A.02	máx.	B.01	mín.	C.09	mín.
378	A.02	máx.	B.01	mín.	C.09	máx.
379	A.02	máx.	B.01	mín.	C.10	mín.
380	A.02	máx.	B.01	mín.	C.10	máx.
381	A.02	máx.	B.01	mín.	C.11	mín.
382	A.02	máx.	B.01	mín.	C.11	máx.
383	A.02	máx.	B.01	mín.	C.12	mín.
384	A.02	máx.	B.01	mín.	C.12	máx.
385	A.02	máx.	B.01	mín.	C.13	mín.
386	A.02	máx.	B.01	mín.	C.13	máx.
387	A.02	máx.	B.01	mín.	C.14	mín.
388	A.02	máx.	B.01	mín.	C.14	máx.
389	A.02	máx.	B.01	mín.	C.15	mín.
390	A.02	máx.	B.01	mín.	C.15	máx.
391	A.02	máx.	B.01	máx.	C.01	mín.
392	A.02	máx.	B.01	máx.	C.01	máx.
393	A.02	máx.	B.01	máx.	C.02	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
394	A.02	máx.	B.01	máx.	C.02	máx.
395	A.02	máx.	B.01	máx.	C.03	mín.
396	A.02	máx.	B.01	máx.	C.03	máx.
397	A.02	máx.	B.01	máx.	C.04	mín.
398	A.02	máx.	B.01	máx.	C.04	máx.
399	A.02	máx.	B.01	máx.	C.05	mín.
400	A.02	máx.	B.01	máx.	C.05	máx.
401	A.02	máx.	B.01	máx.	C.06	mín.
402	A.02	máx.	B.01	máx.	C.06	máx.
403	A.02	máx.	B.01	máx.	C.07	mín.
404	A.02	máx.	B.01	máx.	C.07	máx.
405	A.02	máx.	B.01	máx.	C.08	mín.
406	A.02	máx.	B.01	máx.	C.08	máx.
407	A.02	máx.	B.01	máx.	C.09	mín.
408	A.02	máx.	B.01	máx.	C.09	máx.
409	A.02	máx.	B.01	máx.	C.10	mín.
410	A.02	máx.	B.01	máx.	C.10	máx.
411	A.02	máx.	B.01	máx.	C.11	mín.
412	A.02	máx.	B.01	máx.	C.11	máx.
413	A.02	máx.	B.01	máx.	C.12	mín.
414	A.02	máx.	B.01	máx.	C.12	máx.
415	A.02	máx.	B.01	máx.	C.13	mín.
416	A.02	máx.	B.01	máx.	C.13	máx.
417	A.02	máx.	B.01	máx.	C.14	mín.
418	A.02	máx.	B.01	máx.	C.14	máx.
419	A.02	máx.	B.01	máx.	C.15	mín.
420	A.02	máx.	B.01	máx.	C.15	máx.
421	A.02	máx.	B.02	mín.	C.01	mín.
422	A.02	máx.	B.02	mín.	C.01	máx.
423	A.02	máx.	B.02	mín.	C.02	mín.
424	A.02	máx.	B.02	mín.	C.02	máx.
425	A.02	máx.	B.02	mín.	C.03	mín.
426	A.02	máx.	B.02	mín.	C.03	máx.
427	A.02	máx.	B.02	mín.	C.04	mín.
428	A.02	máx.	B.02	mín.	C.04	máx.
429	A.02	máx.	B.02	mín.	C.05	mín.
430	A.02	máx.	B.02	mín.	C.05	máx.
431	A.02	máx.	B.02	mín.	C.06	mín.
432	A.02	máx.	B.02	mín.	C.06	máx.
433	A.02	máx.	B.02	mín.	C.07	mín.
434	A.02	máx.	B.02	mín.	C.07	máx.
435	A.02	máx.	B.02	mín.	C.08	mín.
436	A.02	máx.	B.02	mín.	C.08	máx.
437	A.02	máx.	B.02	mín.	C.09	mín.

Subconjunto	CAT		Fragmentación		Post-fragmentación	
438	A.02	máx.	B.02	mín.	C.09	máx.
439	A.02	máx.	B.02	mín.	C.10	mín.
440	A.02	máx.	B.02	mín.	C.10	máx.
441	A.02	máx.	B.02	mín.	C.11	mín.
442	A.02	máx.	B.02	mín.	C.11	máx.
443	A.02	máx.	B.02	mín.	C.12	mín.
444	A.02	máx.	B.02	mín.	C.12	máx.
445	A.02	máx.	B.02	mín.	C.13	mín.
446	A.02	máx.	B.02	mín.	C.13	máx.
447	A.02	máx.	B.02	mín.	C.14	mín.
448	A.02	máx.	B.02	mín.	C.14	máx.
449	A.02	máx.	B.02	mín.	C.15	mín.
450	A.02	máx.	B.02	mín.	C.15	máx.
451	A.02	máx.	B.02	máx.	C.01	mín.
452	A.02	máx.	B.02	máx.	C.01	máx.
453	A.02	máx.	B.02	máx.	C.02	mín.
454	A.02	máx.	B.02	máx.	C.02	máx.
455	A.02	máx.	B.02	máx.	C.03	mín.
456	A.02	máx.	B.02	máx.	C.03	máx.
457	A.02	máx.	B.02	máx.	C.04	mín.
458	A.02	máx.	B.02	máx.	C.04	máx.
459	A.02	máx.	B.02	máx.	C.05	mín.
460	A.02	máx.	B.02	máx.	C.05	máx.
461	A.02	máx.	B.02	máx.	C.06	mín.
462	A.02	máx.	B.02	máx.	C.06	máx.
463	A.02	máx.	B.02	máx.	C.07	mín.
464	A.02	máx.	B.02	máx.	C.07	máx.
465	A.02	máx.	B.02	máx.	C.08	mín.
466	A.02	máx.	B.02	máx.	C.08	máx.
467	A.02	máx.	B.02	máx.	C.09	mín.
468	A.02	máx.	B.02	máx.	C.09	máx.
469	A.02	máx.	B.02	máx.	C.10	mín.
470	A.02	máx.	B.02	máx.	C.10	máx.
471	A.02	máx.	B.02	máx.	C.11	mín.
472	A.02	máx.	B.02	máx.	C.11	máx.
473	A.02	máx.	B.02	máx.	C.12	mín.
474	A.02	máx.	B.02	máx.	C.12	máx.
475	A.02	máx.	B.02	máx.	C.13	mín.
476	A.02	máx.	B.02	máx.	C.13	máx.
477	A.02	máx.	B.02	máx.	C.14	mín.
478	A.02	máx.	B.02	máx.	C.14	máx.
479	A.02	máx.	B.02	máx.	C.15	mín.
480	A.02	máx.	B.02	máx.	C.15	máx.

Resultados de la evaluación de impacto del ciclo de vida

Tabla 167. Resultados totales de la evaluación de impacto del ciclo de vida por categoría de impacto

Daño a la Transporte Subconjunto	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
1	$-3,003 \cdot 10^{-3}$	$-2,603 \cdot 10^{-3}$	$-9,018 \cdot 10^{-6}$	$-7,478 \cdot 10^{-6}$	$-8,239 \cdot 10^{+3}$	$-7,149 \cdot 10^{+3}$
2	$-3,003 \cdot 10^{-3}$	$-2,603 \cdot 10^{-3}$	$-9,018 \cdot 10^{-6}$	$-7,478 \cdot 10^{-6}$	$-8,239 \cdot 10^{+3}$	$-7,149 \cdot 10^{+3}$
3	$-3,076 \cdot 10^{-3}$	$-2,653 \cdot 10^{-3}$	$-9,429 \cdot 10^{-6}$	$-7,800 \cdot 10^{-6}$	$-9,728 \cdot 10^{+3}$	$-8,578 \cdot 10^{+3}$
4	$-2,765 \cdot 10^{-3}$	$-2,342 \cdot 10^{-3}$	$-9,168 \cdot 10^{-6}$	$-7,540 \cdot 10^{-6}$	$-8,250 \cdot 10^{+3}$	$-7,100 \cdot 10^{+3}$
5	$-3,260 \cdot 10^{-3}$	$-2,840 \cdot 10^{-3}$	$-9,732 \cdot 10^{-6}$	$-8,116 \cdot 10^{-6}$	$-9,739 \cdot 10^{+3}$	$-8,598 \cdot 10^{+3}$
6	$-3,014 \cdot 10^{-3}$	$-2,594 \cdot 10^{-3}$	$-9,508 \cdot 10^{-6}$	$-7,892 \cdot 10^{-6}$	$-8,573 \cdot 10^{+3}$	$-7,432 \cdot 10^{+3}$
7	$-3,318 \cdot 10^{-3}$	$-2,895 \cdot 10^{-3}$	$-1,029 \cdot 10^{-5}$	$-8,666 \cdot 10^{-6}$	$-1,079 \cdot 10^{+4}$	$-9,642 \cdot 10^{+3}$
8	$-3,013 \cdot 10^{-3}$	$-2,590 \cdot 10^{-3}$	$-1,004 \cdot 10^{-5}$	$-8,408 \cdot 10^{-6}$	$-9,341 \cdot 10^{+3}$	$-8,192 \cdot 10^{+3}$
9	$-3,473 \cdot 10^{-3}$	$-3,066 \cdot 10^{-3}$	$-1,053 \cdot 10^{-5}$	$-8,965 \cdot 10^{-6}$	$-1,022 \cdot 10^{+4}$	$-9,118 \cdot 10^{+3}$
10	$-3,412 \cdot 10^{-3}$	$-3,005 \cdot 10^{-3}$	$-1,047 \cdot 10^{-5}$	$-8,909 \cdot 10^{-6}$	$-9,934 \cdot 10^{+3}$	$-8,829 \cdot 10^{+3}$
11	$-3,060 \cdot 10^{-3}$	$-2,657 \cdot 10^{-3}$	$-9,180 \cdot 10^{-6}$	$-7,628 \cdot 10^{-6}$	$-9,720 \cdot 10^{+3}$	$-8,622 \cdot 10^{+3}$
12	$-3,048 \cdot 10^{-3}$	$-2,644 \cdot 10^{-3}$	$-9,148 \cdot 10^{-6}$	$-7,596 \cdot 10^{-6}$	$-9,668 \cdot 10^{+3}$	$-8,570 \cdot 10^{+3}$
13	$-2,554 \cdot 10^{-3}$	$-2,149 \cdot 10^{-3}$	$-6,594 \cdot 10^{-6}$	$-5,040 \cdot 10^{-6}$	$-8,448 \cdot 10^{+3}$	$-7,348 \cdot 10^{+3}$
14	$-2,520 \cdot 10^{-3}$	$-2,116 \cdot 10^{-3}$	$-6,372 \cdot 10^{-6}$	$-4,818 \cdot 10^{-6}$	$-8,367 \cdot 10^{+3}$	$-7,267 \cdot 10^{+3}$
15	$-3,051 \cdot 10^{-3}$	$-2,648 \cdot 10^{-3}$	$-9,277 \cdot 10^{-6}$	$-7,727 \cdot 10^{-6}$	$-9,086 \cdot 10^{+3}$	$-7,989 \cdot 10^{+3}$
16	$-3,025 \cdot 10^{-3}$	$-2,622 \cdot 10^{-3}$	$-9,105 \cdot 10^{-6}$	$-7,554 \cdot 10^{-6}$	$-9,023 \cdot 10^{+3}$	$-7,926 \cdot 10^{+3}$
17	$-3,194 \cdot 10^{-3}$	$-2,793 \cdot 10^{-3}$	$-9,373 \cdot 10^{-6}$	$-7,833 \cdot 10^{-6}$	$-8,794 \cdot 10^{+3}$	$-7,704 \cdot 10^{+3}$
18	$-3,192 \cdot 10^{-3}$	$-2,792 \cdot 10^{-3}$	$-9,363 \cdot 10^{-6}$	$-7,823 \cdot 10^{-6}$	$-8,790 \cdot 10^{+3}$	$-7,700 \cdot 10^{+3}$
19	$-2,682 \cdot 10^{-3}$	$-2,281 \cdot 10^{-3}$	$-6,993 \cdot 10^{-6}$	$-5,450 \cdot 10^{-6}$	$-8,684 \cdot 10^{+3}$	$-7,593 \cdot 10^{+3}$
20	$-2,679 \cdot 10^{-3}$	$-2,278 \cdot 10^{-3}$	$-6,974 \cdot 10^{-6}$	$-5,431 \cdot 10^{-6}$	$-8,677 \cdot 10^{+3}$	$-7,586 \cdot 10^{+3}$
21	$-3,188 \cdot 10^{-3}$	$-2,787 \cdot 10^{-3}$	$-9,843 \cdot 10^{-6}$	$-8,302 \cdot 10^{-6}$	$-7,940 \cdot 10^{+3}$	$-6,850 \cdot 10^{+3}$
22	$-3,186 \cdot 10^{-3}$	$-2,785 \cdot 10^{-3}$	$-9,827 \cdot 10^{-6}$	$-8,287 \cdot 10^{-6}$	$-7,934 \cdot 10^{+3}$	$-6,844 \cdot 10^{+3}$
23	$-2,641 \cdot 10^{-3}$	$-2,245 \cdot 10^{-3}$	$-4,686 \cdot 10^{-6}$	$-3,161 \cdot 10^{-6}$	$-8,470 \cdot 10^{+3}$	$-7,391 \cdot 10^{+3}$
24	$-2,640 \cdot 10^{-3}$	$-2,244 \cdot 10^{-3}$	$-4,677 \cdot 10^{-6}$	$-3,152 \cdot 10^{-6}$	$-8,467 \cdot 10^{+3}$	$-7,387 \cdot 10^{+3}$
25	$-3,187 \cdot 10^{-3}$	$-2,784 \cdot 10^{-3}$	$-8,906 \cdot 10^{-6}$	$-7,356 \cdot 10^{-6}$	$-9,629 \cdot 10^{+3}$	$-8,532 \cdot 10^{+3}$
26	$-3,168 \cdot 10^{-3}$	$-2,765 \cdot 10^{-3}$	$-8,781 \cdot 10^{-6}$	$-7,231 \cdot 10^{-6}$	$-9,583 \cdot 10^{+3}$	$-8,487 \cdot 10^{+3}$
27	$-2,149 \cdot 10^{-3}$	$-1,747 \cdot 10^{-3}$	$-4,015 \cdot 10^{-6}$	$-2,469 \cdot 10^{-6}$	$-7,194 \cdot 10^{+3}$	$-6,100 \cdot 10^{+3}$
28	$-2,148 \cdot 10^{-3}$	$-1,746 \cdot 10^{-3}$	$-4,010 \cdot 10^{-6}$	$-2,464 \cdot 10^{-6}$	$-7,192 \cdot 10^{+3}$	$-6,098 \cdot 10^{+3}$
29	$-3,179 \cdot 10^{-3}$	$-2,777 \cdot 10^{-3}$	$-8,716 \cdot 10^{-6}$	$-7,170 \cdot 10^{-6}$	$-8,462 \cdot 10^{+3}$	$-7,368 \cdot 10^{+3}$
30	$-3,179 \cdot 10^{-3}$	$-2,776 \cdot 10^{-3}$	$-8,711 \cdot 10^{-6}$	$-7,165 \cdot 10^{-6}$	$-8,460 \cdot 10^{+3}$	$-7,366 \cdot 10^{+3}$
31	$-1,683 \cdot 10^{-3}$	$-1,287 \cdot 10^{-3}$	$-2,522 \cdot 10^{-6}$	$-9,990 \cdot 10^{-7}$	$-4,652 \cdot 10^{+3}$	$-3,617 \cdot 10^{+3}$
32	$-1,683 \cdot 10^{-3}$	$-1,287 \cdot 10^{-3}$	$-2,522 \cdot 10^{-6}$	$-9,990 \cdot 10^{-7}$	$-4,652 \cdot 10^{+3}$	$-3,617 \cdot 10^{+3}$
33	$-1,756 \cdot 10^{-3}$	$-1,337 \cdot 10^{-3}$	$-2,933 \cdot 10^{-6}$	$-1,321 \cdot 10^{-6}$	$-6,141 \cdot 10^{+3}$	$-5,046 \cdot 10^{+3}$
34	$-1,445 \cdot 10^{-3}$	$-1,026 \cdot 10^{-3}$	$-2,672 \cdot 10^{-6}$	$-1,060 \cdot 10^{-6}$	$-4,663 \cdot 10^{+3}$	$-3,568 \cdot 10^{+3}$
35	$-1,940 \cdot 10^{-3}$	$-1,524 \cdot 10^{-3}$	$-3,237 \cdot 10^{-6}$	$-1,637 \cdot 10^{-6}$	$-6,152 \cdot 10^{+3}$	$-5,066 \cdot 10^{+3}$
36	$-1,694 \cdot 10^{-3}$	$-1,278 \cdot 10^{-3}$	$-3,012 \cdot 10^{-6}$	$-1,413 \cdot 10^{-6}$	$-4,987 \cdot 10^{+3}$	$-3,900 \cdot 10^{+3}$
37	$-1,998 \cdot 10^{-3}$	$-1,579 \cdot 10^{-3}$	$-3,798 \cdot 10^{-6}$	$-2,187 \cdot 10^{-6}$	$-7,205 \cdot 10^{+3}$	$-6,110 \cdot 10^{+3}$
38	$-1,693 \cdot 10^{-3}$	$-1,274 \cdot 10^{-3}$	$-3,540 \cdot 10^{-6}$	$-1,929 \cdot 10^{-6}$	$-5,755 \cdot 10^{+3}$	$-4,660 \cdot 10^{+3}$
39	$-2,153 \cdot 10^{-3}$	$-1,751 \cdot 10^{-3}$	$-4,032 \cdot 10^{-6}$	$-2,486 \cdot 10^{-6}$	$-6,637 \cdot 10^{+3}$	$-5,586 \cdot 10^{+3}$

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
40	$-2,092 \cdot 10^{-3}$	$-1,690 \cdot 10^{-3}$	$-3,977 \cdot 10^{-6}$	$-2,430 \cdot 10^{-6}$	$-6,348 \cdot 10^{+3}$	$-5,297 \cdot 10^{+3}$
41	$-1,741 \cdot 10^{-3}$	$-1,341 \cdot 10^{-3}$	$-2,685 \cdot 10^{-6}$	$-1,149 \cdot 10^{-6}$	$-6,134 \cdot 10^{+3}$	$-5,090 \cdot 10^{+3}$
42	$-1,728 \cdot 10^{-3}$	$-1,329 \cdot 10^{-3}$	$-2,652 \cdot 10^{-6}$	$-1,117 \cdot 10^{-6}$	$-6,081 \cdot 10^{+3}$	$-5,038 \cdot 10^{+3}$
43	$-1,234 \cdot 10^{-3}$	$-8,339 \cdot 10^{-4}$	$-9,845 \cdot 10^{-8}$	$1,440 \cdot 10^{-6}$	$-4,861 \cdot 10^{+3}$	$-3,816 \cdot 10^{+3}$
44	$-1,200 \cdot 10^{-3}$	$-8,003 \cdot 10^{-4}$	$1,235 \cdot 10^{-7}$	$1,661 \cdot 10^{-6}$	$-4,780 \cdot 10^{+3}$	$-3,735 \cdot 10^{+3}$
45	$-1,731 \cdot 10^{-3}$	$-1,332 \cdot 10^{-3}$	$-2,782 \cdot 10^{-6}$	$-1,248 \cdot 10^{-6}$	$-5,499 \cdot 10^{+3}$	$-4,457 \cdot 10^{+3}$
46	$-1,705 \cdot 10^{-3}$	$-1,306 \cdot 10^{-3}$	$-2,609 \cdot 10^{-6}$	$-1,075 \cdot 10^{-6}$	$-5,436 \cdot 10^{+3}$	$-4,394 \cdot 10^{+3}$
47	$-1,874 \cdot 10^{-3}$	$-1,478 \cdot 10^{-3}$	$-2,878 \cdot 10^{-6}$	$-1,354 \cdot 10^{-6}$	$-5,207 \cdot 10^{+3}$	$-4,172 \cdot 10^{+3}$
48	$-1,872 \cdot 10^{-3}$	$-1,476 \cdot 10^{-3}$	$-2,868 \cdot 10^{-6}$	$-1,344 \cdot 10^{-6}$	$-5,204 \cdot 10^{+3}$	$-4,168 \cdot 10^{+3}$
49	$-1,362 \cdot 10^{-3}$	$-9,654 \cdot 10^{-4}$	$-4,974 \cdot 10^{-7}$	$1,029 \cdot 10^{-6}$	$-5,098 \cdot 10^{+3}$	$-4,061 \cdot 10^{+3}$
50	$-1,360 \cdot 10^{-3}$	$-9,625 \cdot 10^{-4}$	$-4,783 \cdot 10^{-7}$	$1,048 \cdot 10^{-6}$	$-5,091 \cdot 10^{+3}$	$-4,054 \cdot 10^{+3}$
51	$-1,868 \cdot 10^{-3}$	$-1,472 \cdot 10^{-3}$	$-3,347 \cdot 10^{-6}$	$-1,823 \cdot 10^{-6}$	$-4,353 \cdot 10^{+3}$	$-3,318 \cdot 10^{+3}$
52	$-1,866 \cdot 10^{-3}$	$-1,470 \cdot 10^{-3}$	$-3,332 \cdot 10^{-6}$	$-1,808 \cdot 10^{-6}$	$-4,348 \cdot 10^{+3}$	$-3,312 \cdot 10^{+3}$
53	$-1,322 \cdot 10^{-3}$	$-9,293 \cdot 10^{-4}$	$1,810 \cdot 10^{-6}$	$3,318 \cdot 10^{-6}$	$-4,884 \cdot 10^{+3}$	$-3,859 \cdot 10^{+3}$
54	$-1,320 \cdot 10^{-3}$	$-9,281 \cdot 10^{-4}$	$1,818 \cdot 10^{-6}$	$3,327 \cdot 10^{-6}$	$-4,880 \cdot 10^{+3}$	$-3,855 \cdot 10^{+3}$
55	$-1,867 \cdot 10^{-3}$	$-1,468 \cdot 10^{-3}$	$-2,411 \cdot 10^{-6}$	$-8,771 \cdot 10^{-7}$	$-6,042 \cdot 10^{+3}$	$-5,000 \cdot 10^{+3}$
56	$-1,848 \cdot 10^{-3}$	$-1,449 \cdot 10^{-3}$	$-2,286 \cdot 10^{-6}$	$-7,522 \cdot 10^{-7}$	$-5,997 \cdot 10^{+3}$	$-4,955 \cdot 10^{+3}$
57	$-8,293 \cdot 10^{-4}$	$-4,314 \cdot 10^{-4}$	$2,480 \cdot 10^{-6}$	$4,010 \cdot 10^{-6}$	$-3,608 \cdot 10^{+3}$	$-2,568 \cdot 10^{+3}$
58	$-8,286 \cdot 10^{-4}$	$-4,307 \cdot 10^{-4}$	$2,485 \cdot 10^{-6}$	$4,015 \cdot 10^{-6}$	$-3,606 \cdot 10^{+3}$	$-2,566 \cdot 10^{+3}$
59	$-1,859 \cdot 10^{-3}$	$-1,461 \cdot 10^{-3}$	$-2,221 \cdot 10^{-6}$	$-6,905 \cdot 10^{-7}$	$-4,876 \cdot 10^{+3}$	$-3,836 \cdot 10^{+3}$
60	$-1,859 \cdot 10^{-3}$	$-1,461 \cdot 10^{-3}$	$-2,216 \cdot 10^{-6}$	$-6,855 \cdot 10^{-7}$	$-4,874 \cdot 10^{+3}$	$-3,834 \cdot 10^{+3}$
61	$-2,538 \cdot 10^{-3}$	$-2,173 \cdot 10^{-3}$	$-8,018 \cdot 10^{-6}$	$-6,615 \cdot 10^{-6}$	$-7,348 \cdot 10^{+3}$	$-6,359 \cdot 10^{+3}$
62	$-2,538 \cdot 10^{-3}$	$-2,173 \cdot 10^{-3}$	$-8,018 \cdot 10^{-6}$	$-6,615 \cdot 10^{-6}$	$-7,348 \cdot 10^{+3}$	$-6,359 \cdot 10^{+3}$
63	$-2,599 \cdot 10^{-3}$	$-2,215 \cdot 10^{-3}$	$-8,360 \cdot 10^{-6}$	$-6,884 \cdot 10^{-6}$	$-8,588 \cdot 10^{+3}$	$-7,549 \cdot 10^{+3}$
64	$-2,339 \cdot 10^{-3}$	$-1,956 \cdot 10^{-3}$	$-8,143 \cdot 10^{-6}$	$-6,667 \cdot 10^{-6}$	$-7,357 \cdot 10^{+3}$	$-6,318 \cdot 10^{+3}$
65	$-2,751 \cdot 10^{-3}$	$-2,370 \cdot 10^{-3}$	$-8,613 \cdot 10^{-6}$	$-7,147 \cdot 10^{-6}$	$-8,597 \cdot 10^{+3}$	$-7,565 \cdot 10^{+3}$
66	$-2,546 \cdot 10^{-3}$	$-2,165 \cdot 10^{-3}$	$-8,426 \cdot 10^{-6}$	$-6,960 \cdot 10^{-6}$	$-7,626 \cdot 10^{+3}$	$-6,594 \cdot 10^{+3}$
67	$-2,800 \cdot 10^{-3}$	$-2,416 \cdot 10^{-3}$	$-9,080 \cdot 10^{-6}$	$-7,605 \cdot 10^{-6}$	$-9,473 \cdot 10^{+3}$	$-8,435 \cdot 10^{+3}$
68	$-2,546 \cdot 10^{-3}$	$-2,162 \cdot 10^{-3}$	$-8,865 \cdot 10^{-6}$	$-7,390 \cdot 10^{-6}$	$-8,266 \cdot 10^{+3}$	$-7,227 \cdot 10^{+3}$
69	$-2,929 \cdot 10^{-3}$	$-2,559 \cdot 10^{-3}$	$-9,276 \cdot 10^{-6}$	$-7,854 \cdot 10^{-6}$	$-9,001 \cdot 10^{+3}$	$-7,998 \cdot 10^{+3}$
70	$-2,878 \cdot 10^{-3}$	$-2,508 \cdot 10^{-3}$	$-9,229 \cdot 10^{-6}$	$-7,807 \cdot 10^{-6}$	$-8,760 \cdot 10^{+3}$	$-7,758 \cdot 10^{+3}$
71	$-2,585 \cdot 10^{-3}$	$-2,218 \cdot 10^{-3}$	$-8,153 \cdot 10^{-6}$	$-6,740 \cdot 10^{-6}$	$-8,581 \cdot 10^{+3}$	$-7,585 \cdot 10^{+3}$
72	$-2,575 \cdot 10^{-3}$	$-2,208 \cdot 10^{-3}$	$-8,126 \cdot 10^{-6}$	$-6,714 \cdot 10^{-6}$	$-8,538 \cdot 10^{+3}$	$-7,542 \cdot 10^{+3}$
73	$-2,163 \cdot 10^{-3}$	$-1,795 \cdot 10^{-3}$	$-5,999 \cdot 10^{-6}$	$-4,585 \cdot 10^{-6}$	$-7,522 \cdot 10^{+3}$	$-6,524 \cdot 10^{+3}$
74	$-2,135 \cdot 10^{-3}$	$-1,767 \cdot 10^{-3}$	$-5,814 \cdot 10^{-6}$	$-4,400 \cdot 10^{-6}$	$-7,454 \cdot 10^{+3}$	$-6,457 \cdot 10^{+3}$
75	$-2,577 \cdot 10^{-3}$	$-2,210 \cdot 10^{-3}$	$-8,234 \cdot 10^{-6}$	$-6,823 \cdot 10^{-6}$	$-8,053 \cdot 10^{+3}$	$-7,058 \cdot 10^{+3}$
76	$-2,556 \cdot 10^{-3}$	$-2,189 \cdot 10^{-3}$	$-8,090 \cdot 10^{-6}$	$-6,679 \cdot 10^{-6}$	$-8,000 \cdot 10^{+3}$	$-7,005 \cdot 10^{+3}$
77	$-2,696 \cdot 10^{-3}$	$-2,332 \cdot 10^{-3}$	$-8,314 \cdot 10^{-6}$	$-6,911 \cdot 10^{-6}$	$-7,810 \cdot 10^{+3}$	$-6,821 \cdot 10^{+3}$
78	$-2,695 \cdot 10^{-3}$	$-2,330 \cdot 10^{-3}$	$-8,306 \cdot 10^{-6}$	$-6,903 \cdot 10^{-6}$	$-7,807 \cdot 10^{+3}$	$-6,818 \cdot 10^{+3}$
79	$-2,270 \cdot 10^{-3}$	$-1,905 \cdot 10^{-3}$	$-6,332 \cdot 10^{-6}$	$-4,926 \cdot 10^{-6}$	$-7,719 \cdot 10^{+3}$	$-6,728 \cdot 10^{+3}$
80	$-2,268 \cdot 10^{-3}$	$-1,902 \cdot 10^{-3}$	$-6,316 \cdot 10^{-6}$	$-4,910 \cdot 10^{-6}$	$-7,713 \cdot 10^{+3}$	$-6,722 \cdot 10^{+3}$
81	$-2,692 \cdot 10^{-3}$	$-2,327 \cdot 10^{-3}$	$-8,705 \cdot 10^{-6}$	$-7,302 \cdot 10^{-6}$	$-7,099 \cdot 10^{+3}$	$-6,109 \cdot 10^{+3}$

Daño a la	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
82	-2,690·10 ⁻³	-2,325·10 ⁻³	-8,692·10 ⁻⁶	-7,289·10 ⁻⁶	-7,094·10 ⁺³	-6,104·10 ⁺³
83	-2,236·10 ⁻³	-1,875·10 ⁻³	-4,410·10 ⁻⁶	-3,020·10 ⁻⁶	-7,540·10 ⁺³	-6,560·10 ⁺³
84	-2,235·10 ⁻³	-1,874·10 ⁻³	-4,403·10 ⁻⁶	-3,013·10 ⁻⁶	-7,538·10 ⁺³	-6,557·10 ⁺³
85	-2,691·10 ⁻³	-2,324·10 ⁻³	-7,925·10 ⁻⁶	-6,514·10 ⁻⁶	-8,505·10 ⁺³	-7,510·10 ⁺³
86	-2,675·10 ⁻³	-2,308·10 ⁻³	-7,821·10 ⁻⁶	-6,410·10 ⁻⁶	-8,467·10 ⁺³	-7,472·10 ⁺³
87	-1,826·10 ⁻³	-1,460·10 ⁻³	-3,852·10 ⁻⁶	-2,444·10 ⁻⁶	-6,478·10 ⁺³	-5,485·10 ⁺³
88	-1,826·10 ⁻³	-1,460·10 ⁻³	-3,848·10 ⁻⁶	-2,439·10 ⁻⁶	-6,476·10 ⁺³	-5,483·10 ⁺³
89	-2,684·10 ⁻³	-2,318·10 ⁻³	-7,767·10 ⁻⁶	-6,359·10 ⁻⁶	-7,534·10 ⁺³	-6,541·10 ⁺³
90	-2,684·10 ⁻³	-2,317·10 ⁻³	-7,763·10 ⁻⁶	-6,354·10 ⁻⁶	-7,532·10 ⁺³	-6,539·10 ⁺³
91	-1,436·10 ⁻³	-1,075·10 ⁻³	-2,594·10 ⁻⁶	-1,206·10 ⁻⁶	-4,353·10 ⁺³	-3,410·10 ⁺³
92	-1,436·10 ⁻³	-1,075·10 ⁻³	-2,594·10 ⁻⁶	-1,206·10 ⁻⁶	-4,353·10 ⁺³	-3,410·10 ⁺³
93	-1,497·10 ⁻³	-1,116·10 ⁻³	-2,937·10 ⁻⁶	-1,474·10 ⁻⁶	-5,593·10 ⁺³	-4,600·10 ⁺³
94	-1,238·10 ⁻³	-8,572·10 ⁻⁴	-2,720·10 ⁻⁶	-1,257·10 ⁻⁶	-4,363·10 ⁺³	-3,369·10 ⁺³
95	-1,650·10 ⁻³	-1,272·10 ⁻³	-3,190·10 ⁻⁶	-1,738·10 ⁻⁶	-5,603·10 ⁺³	-4,616·10 ⁺³
96	-1,445·10 ⁻³	-1,067·10 ⁻³	-3,003·10 ⁻⁶	-1,551·10 ⁻⁶	-4,632·10 ⁺³	-3,645·10 ⁺³
97	-1,698·10 ⁻³	-1,318·10 ⁻³	-3,657·10 ⁻⁶	-2,195·10 ⁻⁶	-6,479·10 ⁺³	-5,486·10 ⁺³
98	-1,444·10 ⁻³	-1,064·10 ⁻³	-3,442·10 ⁻⁶	-1,981·10 ⁻⁶	-5,271·10 ⁺³	-4,278·10 ⁺³
99	-1,827·10 ⁻³	-1,461·10 ⁻³	-3,852·10 ⁻⁶	-2,444·10 ⁻⁶	-6,006·10 ⁺³	-5,049·10 ⁺³
100	-1,776·10 ⁻³	-1,410·10 ⁻³	-3,806·10 ⁻⁶	-2,398·10 ⁻⁶	-5,765·10 ⁺³	-4,809·10 ⁺³
101	-1,483·10 ⁻³	-1,120·10 ⁻³	-2,730·10 ⁻⁶	-1,331·10 ⁻⁶	-5,587·10 ⁺³	-4,636·10 ⁺³
102	-1,473·10 ⁻³	-1,109·10 ⁻³	-2,703·10 ⁻⁶	-1,304·10 ⁻⁶	-5,544·10 ⁺³	-4,593·10 ⁺³
103	-1,061·10 ⁻³	-6,971·10 ⁻⁴	-5,761·10 ⁻⁷	8,249·10 ⁻⁷	-4,527·10 ⁺³	-3,575·10 ⁺³
104	-1,033·10 ⁻³	-6,690·10 ⁻⁴	-3,913·10 ⁻⁷	1,010·10 ⁻⁶	-4,460·10 ⁺³	-3,508·10 ⁺³
105	-1,476·10 ⁻³	-1,112·10 ⁻³	-2,811·10 ⁻⁶	-1,413·10 ⁻⁶	-5,059·10 ⁺³	-4,109·10 ⁺³
106	-1,454·10 ⁻³	-1,090·10 ⁻³	-2,667·10 ⁻⁶	-1,269·10 ⁻⁶	-5,006·10 ⁺³	-4,056·10 ⁺³
107	-1,594·10 ⁻³	-1,233·10 ⁻³	-2,891·10 ⁻⁶	-1,502·10 ⁻⁶	-4,816·10 ⁺³	-3,872·10 ⁺³
108	-1,593·10 ⁻³	-1,232·10 ⁻³	-2,882·10 ⁻⁶	-1,493·10 ⁻⁶	-4,813·10 ⁺³	-3,869·10 ⁺³
109	-1,168·10 ⁻³	-8,065·10 ⁻⁴	-9,083·10 ⁻⁷	4,833·10 ⁻⁷	-4,725·10 ⁺³	-3,779·10 ⁺³
110	-1,166·10 ⁻³	-8,042·10 ⁻⁴	-8,924·10 ⁻⁷	4,992·10 ⁻⁷	-4,719·10 ⁺³	-3,773·10 ⁺³
111	-1,590·10 ⁻³	-1,228·10 ⁻³	-3,282·10 ⁻⁶	-1,892·10 ⁻⁶	-4,104·10 ⁺³	-3,160·10 ⁺³
112	-1,588·10 ⁻³	-1,226·10 ⁻³	-3,269·10 ⁻⁶	-1,879·10 ⁻⁶	-4,100·10 ⁺³	-3,156·10 ⁺³
113	-1,134·10 ⁻³	-7,765·10 ⁻⁴	1,013·10 ⁻⁶	2,390·10 ⁻⁶	-4,546·10 ⁺³	-3,611·10 ⁺³
114	-1,133·10 ⁻³	-7,755·10 ⁻⁴	1,020·10 ⁻⁶	2,397·10 ⁻⁶	-4,543·10 ⁺³	-3,608·10 ⁺³
115	-1,589·10 ⁻³	-1,225·10 ⁻³	-2,502·10 ⁻⁶	-1,104·10 ⁻⁶	-5,511·10 ⁺³	-4,561·10 ⁺³
116	-1,573·10 ⁻³	-1,210·10 ⁻³	-2,398·10 ⁻⁶	-1,000·10 ⁻⁶	-5,473·10 ⁺³	-4,523·10 ⁺³
117	-7,245·10 ⁻⁴	-3,618·10 ⁻⁴	1,572·10 ⁻⁶	2,966·10 ⁻⁶	-3,484·10 ⁺³	-2,536·10 ⁺³
118	-7,239·10 ⁻⁴	-3,613·10 ⁻⁴	1,576·10 ⁻⁶	2,970·10 ⁻⁶	-3,482·10 ⁺³	-2,534·10 ⁺³
119	-1,582·10 ⁻³	-1,220·10 ⁻³	-2,344·10 ⁻⁶	-9,491·10 ⁻⁷	-4,540·10 ⁺³	-3,592·10 ⁺³
120	-1,582·10 ⁻³	-1,219·10 ⁻³	-2,339·10 ⁻⁶	-9,449·10 ⁻⁷	-4,538·10 ⁺³	-3,590·10 ⁺³
121	-2,873·10 ⁻³	-2,490·10 ⁻³	-8,424·10 ⁻⁶	-6,952·10 ⁻⁶	-7,580·10 ⁺³	-6,536·10 ⁺³
122	-2,873·10 ⁻³	-2,490·10 ⁻³	-8,424·10 ⁻⁶	-6,952·10 ⁻⁶	-7,580·10 ⁺³	-6,536·10 ⁺³
123	-2,934·10 ⁻³	-2,532·10 ⁻³	-8,767·10 ⁻⁶	-7,220·10 ⁻⁶	-8,820·10 ⁺³	-7,726·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
124	$-2,675 \cdot 10^{-3}$	$-2,273 \cdot 10^{-3}$	$-8,550 \cdot 10^{-6}$	$-7,003 \cdot 10^{-6}$	$-7,589 \cdot 10^{+3}$	$-6,495 \cdot 10^{+3}$
125	$-3,087 \cdot 10^{-3}$	$-2,687 \cdot 10^{-3}$	$-9,019 \cdot 10^{-6}$	$-7,484 \cdot 10^{-6}$	$-8,829 \cdot 10^{+3}$	$-7,742 \cdot 10^{+3}$
126	$-2,882 \cdot 10^{-3}$	$-2,482 \cdot 10^{-3}$	$-8,832 \cdot 10^{-6}$	$-7,297 \cdot 10^{-6}$	$-7,858 \cdot 10^{+3}$	$-6,771 \cdot 10^{+3}$
127	$-3,135 \cdot 10^{-3}$	$-2,733 \cdot 10^{-3}$	$-9,487 \cdot 10^{-6}$	$-7,942 \cdot 10^{-6}$	$-9,705 \cdot 10^{+3}$	$-8,612 \cdot 10^{+3}$
128	$-2,881 \cdot 10^{-3}$	$-2,479 \cdot 10^{-3}$	$-9,272 \cdot 10^{-6}$	$-7,727 \cdot 10^{-6}$	$-8,498 \cdot 10^{+3}$	$-7,404 \cdot 10^{+3}$
129	$-3,264 \cdot 10^{-3}$	$-2,876 \cdot 10^{-3}$	$-9,682 \cdot 10^{-6}$	$-8,190 \cdot 10^{-6}$	$-9,233 \cdot 10^{+3}$	$-8,176 \cdot 10^{+3}$
130	$-3,213 \cdot 10^{-3}$	$-2,825 \cdot 10^{-3}$	$-9,636 \cdot 10^{-6}$	$-8,144 \cdot 10^{-6}$	$-8,992 \cdot 10^{+3}$	$-7,935 \cdot 10^{+3}$
131	$-2,921 \cdot 10^{-3}$	$-2,535 \cdot 10^{-3}$	$-8,560 \cdot 10^{-6}$	$-7,077 \cdot 10^{-6}$	$-8,813 \cdot 10^{+3}$	$-7,762 \cdot 10^{+3}$
132	$-2,910 \cdot 10^{-3}$	$-2,525 \cdot 10^{-3}$	$-8,533 \cdot 10^{-6}$	$-7,051 \cdot 10^{-6}$	$-8,770 \cdot 10^{+3}$	$-7,719 \cdot 10^{+3}$
133	$-2,499 \cdot 10^{-3}$	$-2,112 \cdot 10^{-3}$	$-6,406 \cdot 10^{-6}$	$-4,921 \cdot 10^{-6}$	$-7,754 \cdot 10^{+3}$	$-6,701 \cdot 10^{+3}$
134	$-2,471 \cdot 10^{-3}$	$-2,084 \cdot 10^{-3}$	$-6,221 \cdot 10^{-6}$	$-4,736 \cdot 10^{-6}$	$-7,686 \cdot 10^{+3}$	$-6,634 \cdot 10^{+3}$
135	$-2,913 \cdot 10^{-3}$	$-2,528 \cdot 10^{-3}$	$-8,641 \cdot 10^{-6}$	$-7,159 \cdot 10^{-6}$	$-8,285 \cdot 10^{+3}$	$-7,235 \cdot 10^{+3}$
136	$-2,891 \cdot 10^{-3}$	$-2,506 \cdot 10^{-3}$	$-8,497 \cdot 10^{-6}$	$-7,015 \cdot 10^{-6}$	$-8,232 \cdot 10^{+3}$	$-7,183 \cdot 10^{+3}$
137	$-3,032 \cdot 10^{-3}$	$-2,649 \cdot 10^{-3}$	$-8,720 \cdot 10^{-6}$	$-7,248 \cdot 10^{-6}$	$-8,042 \cdot 10^{+3}$	$-6,998 \cdot 10^{+3}$
138	$-3,030 \cdot 10^{-3}$	$-2,647 \cdot 10^{-3}$	$-8,712 \cdot 10^{-6}$	$-7,239 \cdot 10^{-6}$	$-8,039 \cdot 10^{+3}$	$-6,995 \cdot 10^{+3}$
139	$-2,606 \cdot 10^{-3}$	$-2,222 \cdot 10^{-3}$	$-6,738 \cdot 10^{-6}$	$-5,263 \cdot 10^{-6}$	$-7,951 \cdot 10^{+3}$	$-6,905 \cdot 10^{+3}$
140	$-2,603 \cdot 10^{-3}$	$-2,220 \cdot 10^{-3}$	$-6,722 \cdot 10^{-6}$	$-5,247 \cdot 10^{-6}$	$-7,945 \cdot 10^{+3}$	$-6,899 \cdot 10^{+3}$
141	$-3,027 \cdot 10^{-3}$	$-2,644 \cdot 10^{-3}$	$-9,111 \cdot 10^{-6}$	$-7,638 \cdot 10^{-6}$	$-7,331 \cdot 10^{+3}$	$-6,286 \cdot 10^{+3}$
142	$-3,025 \cdot 10^{-3}$	$-2,642 \cdot 10^{-3}$	$-9,098 \cdot 10^{-6}$	$-7,626 \cdot 10^{-6}$	$-7,326 \cdot 10^{+3}$	$-6,282 \cdot 10^{+3}$
143	$-2,572 \cdot 10^{-3}$	$-2,192 \cdot 10^{-3}$	$-4,816 \cdot 10^{-6}$	$-3,356 \cdot 10^{-6}$	$-7,772 \cdot 10^{+3}$	$-6,737 \cdot 10^{+3}$
144	$-2,571 \cdot 10^{-3}$	$-2,191 \cdot 10^{-3}$	$-4,810 \cdot 10^{-6}$	$-3,349 \cdot 10^{-6}$	$-7,770 \cdot 10^{+3}$	$-6,734 \cdot 10^{+3}$
145	$-3,026 \cdot 10^{-3}$	$-2,641 \cdot 10^{-3}$	$-8,332 \cdot 10^{-6}$	$-6,851 \cdot 10^{-6}$	$-8,737 \cdot 10^{+3}$	$-7,688 \cdot 10^{+3}$
146	$-3,010 \cdot 10^{-3}$	$-2,625 \cdot 10^{-3}$	$-8,228 \cdot 10^{-6}$	$-6,746 \cdot 10^{-6}$	$-8,699 \cdot 10^{+3}$	$-7,650 \cdot 10^{+3}$
147	$-2,162 \cdot 10^{-3}$	$-1,777 \cdot 10^{-3}$	$-4,258 \cdot 10^{-6}$	$-2,780 \cdot 10^{-6}$	$-6,710 \cdot 10^{+3}$	$-5,662 \cdot 10^{+3}$
148	$-2,161 \cdot 10^{-3}$	$-1,777 \cdot 10^{-3}$	$-4,254 \cdot 10^{-6}$	$-2,776 \cdot 10^{-6}$	$-6,708 \cdot 10^{+3}$	$-5,661 \cdot 10^{+3}$
149	$-3,020 \cdot 10^{-3}$	$-2,635 \cdot 10^{-3}$	$-8,173 \cdot 10^{-6}$	$-6,695 \cdot 10^{-6}$	$-7,766 \cdot 10^{+3}$	$-6,718 \cdot 10^{+3}$
150	$-3,019 \cdot 10^{-3}$	$-2,635 \cdot 10^{-3}$	$-8,169 \cdot 10^{-6}$	$-6,691 \cdot 10^{-6}$	$-7,764 \cdot 10^{+3}$	$-6,716 \cdot 10^{+3}$
151	$-1,553 \cdot 10^{-3}$	$-1,175 \cdot 10^{-3}$	$-1,929 \cdot 10^{-6}$	$-4,728 \cdot 10^{-7}$	$-3,993 \cdot 10^{+3}$	$-3,004 \cdot 10^{+3}$
152	$-1,553 \cdot 10^{-3}$	$-1,175 \cdot 10^{-3}$	$-1,929 \cdot 10^{-6}$	$-4,728 \cdot 10^{-7}$	$-3,993 \cdot 10^{+3}$	$-3,004 \cdot 10^{+3}$
153	$-1,614 \cdot 10^{-3}$	$-1,216 \cdot 10^{-3}$	$-2,271 \cdot 10^{-6}$	$-7,411 \cdot 10^{-7}$	$-5,233 \cdot 10^{+3}$	$-4,194 \cdot 10^{+3}$
154	$-1,355 \cdot 10^{-3}$	$-9,571 \cdot 10^{-4}$	$-2,054 \cdot 10^{-6}$	$-5,240 \cdot 10^{-7}$	$-4,002 \cdot 10^{+3}$	$-2,963 \cdot 10^{+3}$
155	$-1,767 \cdot 10^{-3}$	$-1,372 \cdot 10^{-3}$	$-2,524 \cdot 10^{-6}$	$-1,004 \cdot 10^{-6}$	$-5,243 \cdot 10^{+3}$	$-4,210 \cdot 10^{+3}$
156	$-1,562 \cdot 10^{-3}$	$-1,167 \cdot 10^{-3}$	$-2,337 \cdot 10^{-6}$	$-8,178 \cdot 10^{-7}$	$-4,272 \cdot 10^{+3}$	$-3,239 \cdot 10^{+3}$
157	$-1,815 \cdot 10^{-3}$	$-1,418 \cdot 10^{-3}$	$-2,991 \cdot 10^{-6}$	$-1,462 \cdot 10^{-6}$	$-6,119 \cdot 10^{+3}$	$-5,080 \cdot 10^{+3}$
158	$-1,561 \cdot 10^{-3}$	$-1,164 \cdot 10^{-3}$	$-2,776 \cdot 10^{-6}$	$-1,247 \cdot 10^{-6}$	$-4,911 \cdot 10^{+3}$	$-3,872 \cdot 10^{+3}$
159	$-1,944 \cdot 10^{-3}$	$-1,560 \cdot 10^{-3}$	$-3,187 \cdot 10^{-6}$	$-1,711 \cdot 10^{-6}$	$-5,646 \cdot 10^{+3}$	$-4,643 \cdot 10^{+3}$
160	$-1,893 \cdot 10^{-3}$	$-1,510 \cdot 10^{-3}$	$-3,140 \cdot 10^{-6}$	$-1,665 \cdot 10^{-6}$	$-5,405 \cdot 10^{+3}$	$-4,403 \cdot 10^{+3}$
161	$-1,601 \cdot 10^{-3}$	$-1,219 \cdot 10^{-3}$	$-2,064 \cdot 10^{-6}$	$-5,977 \cdot 10^{-7}$	$-5,227 \cdot 10^{+3}$	$-4,230 \cdot 10^{+3}$
162	$-1,590 \cdot 10^{-3}$	$-1,209 \cdot 10^{-3}$	$-2,037 \cdot 10^{-6}$	$-5,713 \cdot 10^{-7}$	$-5,183 \cdot 10^{+3}$	$-4,187 \cdot 10^{+3}$
163	$-1,179 \cdot 10^{-3}$	$-7,969 \cdot 10^{-4}$	$8,978 \cdot 10^{-8}$	$1,558 \cdot 10^{-6}$	$-4,167 \cdot 10^{+3}$	$-3,169 \cdot 10^{+3}$
164	$-1,151 \cdot 10^{-3}$	$-7,689 \cdot 10^{-4}$	$2,746 \cdot 10^{-7}$	$1,743 \cdot 10^{-6}$	$-4,100 \cdot 10^{+3}$	$-3,102 \cdot 10^{+3}$
165	$-1,593 \cdot 10^{-3}$	$-1,212 \cdot 10^{-3}$	$-2,145 \cdot 10^{-6}$	$-6,801 \cdot 10^{-7}$	$-4,698 \cdot 10^{+3}$	$-3,703 \cdot 10^{+3}$

Daño a la Transporte Subconjunto	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
166	-1,571·10 ⁻³	-1,190·10 ⁻³	-2,001·10 ⁻⁶	-5,362·10 ⁻⁷	-4,646·10 ⁺³	-3,650·10 ⁺³
167	-1,712·10 ⁻³	-1,333·10 ⁻³	-2,225·10 ⁻⁶	-7,685·10 ⁻⁷	-4,455·10 ⁺³	-3,466·10 ⁺³
168	-1,711·10 ⁻³	-1,332·10 ⁻³	-2,216·10 ⁻⁶	-7,602·10 ⁻⁷	-4,452·10 ⁺³	-3,463·10 ⁺³
169	-1,286·10 ⁻³	-9,064·10 ⁻⁴	-2,425·10 ⁻⁷	1,216·10 ⁻⁶	-4,364·10 ⁺³	-3,373·10 ⁺³
170	-1,283·10 ⁻³	-9,040·10 ⁻⁴	-2,265·10 ⁻⁷	1,232·10 ⁻⁶	-4,359·10 ⁺³	-3,367·10 ⁺³
171	-1,707·10 ⁻³	-1,328·10 ⁻³	-2,616·10 ⁻⁶	-1,159·10 ⁻⁶	-3,744·10 ⁺³	-2,754·10 ⁺³
172	-1,705·10 ⁻³	-1,326·10 ⁻³	-2,603·10 ⁻⁶	-1,146·10 ⁻⁶	-3,739·10 ⁺³	-2,750·10 ⁺³
173	-1,252·10 ⁻³	-8,764·10 ⁻⁴	1,679·10 ⁻⁶	3,123·10 ⁻⁶	-4,186·10 ⁺³	-3,205·10 ⁺³
174	-1,251·10 ⁻³	-8,754·10 ⁻⁴	1,686·10 ⁻⁶	3,130·10 ⁻⁶	-4,183·10 ⁺³	-3,202·10 ⁺³
175	-1,706·10 ⁻³	-1,325·10 ⁻³	-1,836·10 ⁻⁶	-3,713·10 ⁻⁷	-5,151·10 ⁺³	-4,155·10 ⁺³
176	-1,690·10 ⁻³	-1,309·10 ⁻³	-1,732·10 ⁻⁶	-2,673·10 ⁻⁷	-5,113·10 ⁺³	-4,117·10 ⁺³
177	-8,418·10 ⁻⁴	-4,617·10 ⁻⁴	2,237·10 ⁻⁶	3,699·10 ⁻⁶	-3,123·10 ⁺³	-2,130·10 ⁺³
178	-8,413·10 ⁻⁴	-4,611·10 ⁻⁴	2,242·10 ⁻⁶	3,703·10 ⁻⁶	-3,122·10 ⁺³	-2,128·10 ⁺³
179	-1,700·10 ⁻³	-1,320·10 ⁻³	-1,678·10 ⁻⁶	-2,159·10 ⁻⁷	-4,179·10 ⁺³	-3,186·10 ⁺³
180	-1,699·10 ⁻³	-1,319·10 ⁻³	-1,674·10 ⁻⁶	-2,117·10 ⁻⁷	-4,178·10 ⁺³	-3,184·10 ⁺³
181	-2,405·10 ⁻³	-2,040·10 ⁻³	-7,418·10 ⁻⁶	-6,016·10 ⁻⁶	-6,684·10 ⁺³	-5,695·10 ⁺³
182	-2,405·10 ⁻³	-2,040·10 ⁻³	-7,418·10 ⁻⁶	-6,016·10 ⁻⁶	-6,684·10 ⁺³	-5,695·10 ⁺³
183	-2,466·10 ⁻³	-2,082·10 ⁻³	-7,761·10 ⁻⁶	-6,284·10 ⁻⁶	-7,925·10 ⁺³	-6,885·10 ⁺³
184	-2,207·10 ⁻³	-1,823·10 ⁻³	-7,543·10 ⁻⁶	-6,067·10 ⁻⁶	-6,694·10 ⁺³	-5,654·10 ⁺³
185	-2,619·10 ⁻³	-2,238·10 ⁻³	-8,013·10 ⁻⁶	-6,547·10 ⁻⁶	-7,934·10 ⁺³	-6,902·10 ⁺³
186	-2,414·10 ⁻³	-2,033·10 ⁻³	-7,826·10 ⁻⁶	-6,361·10 ⁻⁶	-6,963·10 ⁺³	-5,931·10 ⁺³
187	-2,667·10 ⁻³	-2,284·10 ⁻³	-8,480·10 ⁻⁶	-7,005·10 ⁻⁶	-8,810·10 ⁺³	-7,772·10 ⁺³
188	-2,413·10 ⁻³	-2,030·10 ⁻³	-8,266·10 ⁻⁶	-6,790·10 ⁻⁶	-7,603·10 ⁺³	-6,564·10 ⁺³
189	-2,796·10 ⁻³	-2,426·10 ⁻³	-8,676·10 ⁻⁶	-7,254·10 ⁻⁶	-8,338·10 ⁺³	-7,335·10 ⁺³
190	-2,745·10 ⁻³	-2,375·10 ⁻³	-8,630·10 ⁻⁶	-7,208·10 ⁻⁶	-8,097·10 ⁺³	-7,094·10 ⁺³
191	-2,453·10 ⁻³	-2,085·10 ⁻³	-7,554·10 ⁻⁶	-6,141·10 ⁻⁶	-7,918·10 ⁺³	-6,922·10 ⁺³
192	-2,442·10 ⁻³	-2,075·10 ⁻³	-7,527·10 ⁻⁶	-6,114·10 ⁻⁶	-7,875·10 ⁺³	-6,879·10 ⁺³
193	-2,031·10 ⁻³	-1,663·10 ⁻³	-5,400·10 ⁻⁶	-3,985·10 ⁻⁶	-6,859·10 ⁺³	-5,861·10 ⁺³
194	-2,003·10 ⁻³	-1,635·10 ⁻³	-5,215·10 ⁻⁶	-3,800·10 ⁻⁶	-6,791·10 ⁺³	-5,794·10 ⁺³
195	-2,445·10 ⁻³	-2,078·10 ⁻³	-7,634·10 ⁻⁶	-6,223·10 ⁻⁶	-7,390·10 ⁺³	-6,395·10 ⁺³
196	-2,423·10 ⁻³	-2,056·10 ⁻³	-7,491·10 ⁻⁶	-6,079·10 ⁻⁶	-7,337·10 ⁺³	-6,342·10 ⁺³
197	-2,564·10 ⁻³	-2,199·10 ⁻³	-7,714·10 ⁻⁶	-6,312·10 ⁻⁶	-7,147·10 ⁺³	-6,158·10 ⁺³
198	-2,562·10 ⁻³	-2,198·10 ⁻³	-7,706·10 ⁻⁶	-6,303·10 ⁻⁶	-7,144·10 ⁺³	-6,154·10 ⁺³
199	-2,138·10 ⁻³	-1,772·10 ⁻³	-5,732·10 ⁻⁶	-4,327·10 ⁻⁶	-7,056·10 ⁺³	-6,065·10 ⁺³
200	-2,135·10 ⁻³	-1,770·10 ⁻³	-5,716·10 ⁻⁶	-4,311·10 ⁻⁶	-7,050·10 ⁺³	-6,059·10 ⁺³
201	-2,559·10 ⁻³	-2,194·10 ⁻³	-8,105·10 ⁻⁶	-6,702·10 ⁻⁶	-6,435·10 ⁺³	-5,446·10 ⁺³
202	-2,557·10 ⁻³	-2,192·10 ⁻³	-8,092·10 ⁻⁶	-6,689·10 ⁻⁶	-6,431·10 ⁺³	-5,441·10 ⁺³
203	-2,104·10 ⁻³	-1,742·10 ⁻³	-3,810·10 ⁻⁶	-2,420·10 ⁻⁶	-6,877·10 ⁺³	-5,896·10 ⁺³
204	-2,103·10 ⁻³	-1,741·10 ⁻³	-3,803·10 ⁻⁶	-2,413·10 ⁻⁶	-6,874·10 ⁺³	-5,894·10 ⁺³
205	-2,558·10 ⁻³	-2,191·10 ⁻³	-7,325·10 ⁻⁶	-5,914·10 ⁻⁶	-7,842·10 ⁺³	-6,847·10 ⁺³
206	-2,542·10 ⁻³	-2,175·10 ⁻³	-7,221·10 ⁻⁶	-5,810·10 ⁻⁶	-7,804·10 ⁺³	-6,809·10 ⁺³
207	-1,694·10 ⁻³	-1,328·10 ⁻³	-3,252·10 ⁻⁶	-1,844·10 ⁻⁶	-5,815·10 ⁺³	-4,822·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
208	-1,693·10 ⁻³	-1,327·10 ⁻³	-3,248·10 ⁻⁶	-1,840·10 ⁻⁶	-5,813·10 ⁺³	-4,820·10 ⁺³
209	-2,552·10 ⁻³	-2,185·10 ⁻³	-7,167·10 ⁻⁶	-5,759·10 ⁻⁶	-6,871·10 ⁺³	-5,878·10 ⁺³
210	-2,551·10 ⁻³	-2,185·10 ⁻³	-7,163·10 ⁻⁶	-5,755·10 ⁻⁶	-6,869·10 ⁺³	-5,876·10 ⁺³
211	-1,303·10 ⁻³	-9,421·10 ⁻⁴	-1,995·10 ⁻⁶	-6,064·10 ⁻⁷	-3,690·10 ⁺³	-2,747·10 ⁺³
212	-1,303·10 ⁻³	-9,421·10 ⁻⁴	-1,995·10 ⁻⁶	-6,064·10 ⁻⁷	-3,690·10 ⁺³	-2,747·10 ⁺³
213	-1,364·10 ⁻³	-9,837·10 ⁻⁴	-2,337·10 ⁻⁶	-8,747·10 ⁻⁷	-4,930·10 ⁺³	-3,936·10 ⁺³
214	-1,105·10 ⁻³	-7,246·10 ⁻⁴	-2,120·10 ⁻⁶	-6,575·10 ⁻⁷	-3,699·10 ⁺³	-2,705·10 ⁺³
215	-1,517·10 ⁻³	-1,139·10 ⁻³	-2,590·10 ⁻⁶	-1,138·10 ⁻⁶	-4,940·10 ⁺³	-3,953·10 ⁺³
216	-1,312·10 ⁻³	-9,343·10 ⁻⁴	-2,403·10 ⁻⁶	-9,513·10 ⁻⁷	-3,969·10 ⁺³	-2,982·10 ⁺³
217	-1,565·10 ⁻³	-1,185·10 ⁻³	-3,057·10 ⁻⁶	-1,596·10 ⁻⁶	-5,816·10 ⁺³	-4,823·10 ⁺³
218	-1,311·10 ⁻³	-9,313·10 ⁻⁴	-2,842·10 ⁻⁶	-1,381·10 ⁻⁶	-4,608·10 ⁺³	-3,615·10 ⁺³
219	-1,694·10 ⁻³	-1,328·10 ⁻³	-3,253·10 ⁻⁶	-1,845·10 ⁻⁶	-5,343·10 ⁺³	-4,386·10 ⁺³
220	-1,643·10 ⁻³	-1,277·10 ⁻³	-3,207·10 ⁻⁶	-1,798·10 ⁻⁶	-5,102·10 ⁺³	-4,145·10 ⁺³
221	-1,351·10 ⁻³	-9,869·10 ⁻⁴	-2,130·10 ⁻⁶	-7,312·10 ⁻⁷	-4,924·10 ⁺³	-3,973·10 ⁺³
222	-1,340·10 ⁻³	-9,766·10 ⁻⁴	-2,104·10 ⁻⁶	-7,048·10 ⁻⁷	-4,881·10 ⁺³	-3,930·10 ⁺³
223	-9,288·10 ⁻⁴	-5,644·10 ⁻⁴	2,352·10 ⁻⁸	1,425·10 ⁻⁶	-3,864·10 ⁺³	-2,912·10 ⁺³
224	-9,008·10 ⁻⁴	-5,364·10 ⁻⁴	2,084·10 ⁻⁷	1,609·10 ⁻⁶	-3,797·10 ⁺³	-2,845·10 ⁺³
225	-1,343·10 ⁻³	-9,795·10 ⁻⁴	-2,211·10 ⁻⁶	-8,137·10 ⁻⁷	-4,395·10 ⁺³	-3,446·10 ⁺³
226	-1,321·10 ⁻³	-9,577·10 ⁻⁴	-2,067·10 ⁻⁶	-6,698·10 ⁻⁷	-4,343·10 ⁺³	-3,393·10 ⁺³
227	-1,462·10 ⁻³	-1,101·10 ⁻³	-2,291·10 ⁻⁶	-9,021·10 ⁻⁷	-4,153·10 ⁺³	-3,209·10 ⁺³
228	-1,461·10 ⁻³	-1,099·10 ⁻³	-2,283·10 ⁻⁶	-8,937·10 ⁻⁷	-4,149·10 ⁺³	-3,206·10 ⁺³
229	-1,036·10 ⁻³	-6,739·10 ⁻⁴	-3,087·10 ⁻⁷	1,083·10 ⁻⁶	-4,061·10 ⁺³	-3,116·10 ⁺³
230	-1,033·10 ⁻³	-6,715·10 ⁻⁴	-2,928·10 ⁻⁷	1,099·10 ⁻⁶	-4,056·10 ⁺³	-3,110·10 ⁺³
231	-1,457·10 ⁻³	-1,096·10 ⁻³	-2,682·10 ⁻⁶	-1,293·10 ⁻⁶	-3,441·10 ⁺³	-2,497·10 ⁺³
232	-1,455·10 ⁻³	-1,094·10 ⁻³	-2,669·10 ⁻⁶	-1,280·10 ⁻⁶	-3,436·10 ⁺³	-2,492·10 ⁺³
233	-1,002·10 ⁻³	-6,439·10 ⁻⁴	1,613·10 ⁻⁶	2,989·10 ⁻⁶	-3,883·10 ⁺³	-2,947·10 ⁺³
234	-1,001·10 ⁻³	-6,429·10 ⁻⁴	1,620·10 ⁻⁶	2,996·10 ⁻⁶	-3,880·10 ⁺³	-2,945·10 ⁺³
235	-1,456·10 ⁻³	-1,093·10 ⁻³	-1,902·10 ⁻⁶	-5,048·10 ⁻⁷	-4,848·10 ⁺³	-3,898·10 ⁺³
236	-1,440·10 ⁻³	-1,077·10 ⁻³	-1,798·10 ⁻⁶	-4,008·10 ⁻⁷	-4,810·10 ⁺³	-3,860·10 ⁺³
237	-5,919·10 ⁻⁴	-2,292·10 ⁻⁴	2,171·10 ⁻⁶	3,566·10 ⁻⁶	-2,820·10 ⁺³	-1,873·10 ⁺³
238	-5,913·10 ⁻⁴	-2,287·10 ⁻⁴	2,175·10 ⁻⁶	3,570·10 ⁻⁶	-2,819·10 ⁺³	-1,871·10 ⁺³
239	-1,450·10 ⁻³	-1,087·10 ⁻³	-1,744·10 ⁻⁶	-3,495·10 ⁻⁷	-3,876·10 ⁺³	-2,929·10 ⁺³
240	-1,449·10 ⁻³	-1,087·10 ⁻³	-1,740·10 ⁻⁶	-3,453·10 ⁻⁷	-3,875·10 ⁺³	-2,927·10 ⁺³
241	-2,453·10 ⁻³	-2,039·10 ⁻³	-7,285·10 ⁻⁶	-5,694·10 ⁻⁶	-6,804·10 ⁺³	-5,688·10 ⁺³
242	-2,453·10 ⁻³	-2,039·10 ⁻³	-7,285·10 ⁻⁶	-5,694·10 ⁻⁶	-6,804·10 ⁺³	-5,688·10 ⁺³
243	-2,511·10 ⁻³	-2,079·10 ⁻³	-7,613·10 ⁻⁶	-5,951·10 ⁻⁶	-7,992·10 ⁺³	-6,828·10 ⁺³
244	-2,263·10 ⁻³	-1,831·10 ⁻³	-7,405·10 ⁻⁶	-5,743·10 ⁻⁶	-6,813·10 ⁺³	-5,649·10 ⁺³
245	-2,658·10 ⁻³	-2,228·10 ⁻³	-7,855·10 ⁻⁶	-6,204·10 ⁻⁶	-8,001·10 ⁺³	-6,844·10 ⁺³
246	-2,461·10 ⁻³	-2,032·10 ⁻³	-7,676·10 ⁻⁶	-6,025·10 ⁻⁶	-7,071·10 ⁺³	-5,914·10 ⁺³
247	-2,704·10 ⁻³	-2,272·10 ⁻³	-8,303·10 ⁻⁶	-6,642·10 ⁻⁶	-8,840·10 ⁺³	-7,677·10 ⁺³
248	-2,461·10 ⁻³	-2,029·10 ⁻³	-8,097·10 ⁻⁶	-6,436·10 ⁻⁶	-7,683·10 ⁺³	-6,520·10 ⁺³
249	-2,828·10 ⁻³	-2,409·10 ⁻³	-8,490·10 ⁻⁶	-6,881·10 ⁻⁶	-8,388·10 ⁺³	-7,259·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
250	-2,779·10 ⁻³	-2,360·10 ⁻³	-8,446·10 ⁻⁶	-6,836·10 ⁻⁶	-8,157·10 ⁺³	-7,028·10 ⁺³
251	-2,499·10 ⁻³	-2,082·10 ⁻³	-7,415·10 ⁻⁶	-5,814·10 ⁻⁶	-7,986·10 ⁺³	-6,863·10 ⁺³
252	-2,489·10 ⁻³	-2,072·10 ⁻³	-7,389·10 ⁻⁶	-5,789·10 ⁻⁶	-7,944·10 ⁺³	-6,822·10 ⁺³
253	-2,094·10 ⁻³	-1,678·10 ⁻³	-5,352·10 ⁻⁶	-3,749·10 ⁻⁶	-6,971·10 ⁺³	-5,847·10 ⁺³
254	-2,068·10 ⁻³	-1,651·10 ⁻³	-5,174·10 ⁻⁶	-3,572·10 ⁻⁶	-6,906·10 ⁺³	-5,782·10 ⁺³
255	-2,491·10 ⁻³	-2,075·10 ⁻³	-7,493·10 ⁻⁶	-5,893·10 ⁻⁶	-7,480·10 ⁺³	-6,358·10 ⁺³
256	-2,470·10 ⁻³	-2,054·10 ⁻³	-7,355·10 ⁻⁶	-5,755·10 ⁻⁶	-7,429·10 ⁺³	-6,308·10 ⁺³
257	-2,605·10 ⁻³	-2,191·10 ⁻³	-7,569·10 ⁻⁶	-5,978·10 ⁻⁶	-7,247·10 ⁺³	-6,131·10 ⁺³
258	-2,604·10 ⁻³	-2,190·10 ⁻³	-7,561·10 ⁻⁶	-5,970·10 ⁻⁶	-7,244·10 ⁺³	-6,128·10 ⁺³
259	-2,197·10 ⁻³	-1,782·10 ⁻³	-5,670·10 ⁻⁶	-4,076·10 ⁻⁶	-7,160·10 ⁺³	-6,042·10 ⁺³
260	-2,195·10 ⁻³	-1,780·10 ⁻³	-5,655·10 ⁻⁶	-4,061·10 ⁻⁶	-7,154·10 ⁺³	-6,036·10 ⁺³
261	-2,601·10 ⁻³	-2,187·10 ⁻³	-7,943·10 ⁻⁶	-6,352·10 ⁻⁶	-6,565·10 ⁺³	-5,449·10 ⁺³
262	-2,599·10 ⁻³	-2,185·10 ⁻³	-7,931·10 ⁻⁶	-6,339·10 ⁻⁶	-6,561·10 ⁺³	-5,445·10 ⁺³
263	-2,164·10 ⁻³	-1,754·10 ⁻³	-3,829·10 ⁻⁶	-2,250·10 ⁻⁶	-6,988·10 ⁺³	-5,881·10 ⁺³
264	-2,163·10 ⁻³	-1,753·10 ⁻³	-3,822·10 ⁻⁶	-2,243·10 ⁻⁶	-6,986·10 ⁺³	-5,878·10 ⁺³
265	-2,600·10 ⁻³	-2,184·10 ⁻³	-7,196·10 ⁻⁶	-5,597·10 ⁻⁶	-7,913·10 ⁺³	-6,792·10 ⁺³
266	-2,585·10 ⁻³	-2,169·10 ⁻³	-7,097·10 ⁻⁶	-5,497·10 ⁻⁶	-7,877·10 ⁺³	-6,755·10 ⁺³
267	-1,772·10 ⁻³	-1,356·10 ⁻³	-3,294·10 ⁻⁶	-1,697·10 ⁻⁶	-5,971·10 ⁺³	-4,851·10 ⁺³
268	-1,771·10 ⁻³	-1,356·10 ⁻³	-3,290·10 ⁻⁶	-1,693·10 ⁻⁶	-5,969·10 ⁺³	-4,850·10 ⁺³
269	-2,594·10 ⁻³	-2,178·10 ⁻³	-7,045·10 ⁻⁶	-5,448·10 ⁻⁶	-6,982·10 ⁺³	-5,863·10 ⁺³
270	-2,593·10 ⁻³	-2,178·10 ⁻³	-7,041·10 ⁻⁶	-5,444·10 ⁻⁶	-6,981·10 ⁺³	-5,861·10 ⁺³
271	-1,400·10 ⁻³	-9,898·10 ⁻⁴	-2,102·10 ⁻⁶	-5,246·10 ⁻⁷	-3,942·10 ⁺³	-2,870·10 ⁺³
272	-1,400·10 ⁻³	-9,898·10 ⁻⁴	-2,102·10 ⁻⁶	-5,246·10 ⁻⁷	-3,942·10 ⁺³	-2,870·10 ⁺³
273	-1,458·10 ⁻³	-1,030·10 ⁻³	-2,431·10 ⁻⁶	-7,817·10 ⁻⁷	-5,130·10 ⁺³	-4,010·10 ⁺³
274	-1,210·10 ⁻³	-7,814·10 ⁻⁴	-2,223·10 ⁻⁶	-5,737·10 ⁻⁷	-3,951·10 ⁺³	-2,831·10 ⁺³
275	-1,605·10 ⁻³	-1,179·10 ⁻³	-2,673·10 ⁻⁶	-1,034·10 ⁻⁶	-5,139·10 ⁺³	-4,026·10 ⁺³
276	-1,408·10 ⁻³	-9,823·10 ⁻⁴	-2,493·10 ⁻⁶	-8,551·10 ⁻⁷	-4,209·10 ⁺³	-3,096·10 ⁺³
277	-1,651·10 ⁻³	-1,223·10 ⁻³	-3,120·10 ⁻⁶	-1,473·10 ⁻⁶	-5,979·10 ⁺³	-4,859·10 ⁺³
278	-1,408·10 ⁻³	-9,793·10 ⁻⁴	-2,914·10 ⁻⁶	-1,267·10 ⁻⁶	-4,822·10 ⁺³	-3,702·10 ⁺³
279	-1,775·10 ⁻³	-1,359·10 ⁻³	-3,308·10 ⁻⁶	-1,711·10 ⁻⁶	-5,526·10 ⁺³	-4,441·10 ⁺³
280	-1,726·10 ⁻³	-1,311·10 ⁻³	-3,263·10 ⁻⁶	-1,667·10 ⁻⁶	-5,295·10 ⁺³	-4,210·10 ⁺³
281	-1,446·10 ⁻³	-1,033·10 ⁻³	-2,232·10 ⁻⁶	-6,443·10 ⁻⁷	-5,124·10 ⁺³	-4,045·10 ⁺³
282	-1,436·10 ⁻³	-1,023·10 ⁻³	-2,207·10 ⁻⁶	-6,190·10 ⁻⁷	-5,083·10 ⁺³	-4,004·10 ⁺³
283	-1,041·10 ⁻³	-6,279·10 ⁻⁴	-1,688·10 ⁻⁷	1,421·10 ⁻⁶	-4,109·10 ⁺³	-3,029·10 ⁺³
284	-1,015·10 ⁻³	-6,011·10 ⁻⁴	8,268·10 ⁻⁹	1,598·10 ⁻⁶	-4,044·10 ⁺³	-2,964·10 ⁺³
285	-1,438·10 ⁻³	-1,026·10 ⁻³	-2,310·10 ⁻⁶	-7,232·10 ⁻⁷	-4,618·10 ⁺³	-3,540·10 ⁺³
286	-1,417·10 ⁻³	-1,005·10 ⁻³	-2,172·10 ⁻⁶	-5,854·10 ⁻⁷	-4,568·10 ⁺³	-3,490·10 ⁺³
287	-1,552·10 ⁻³	-1,142·10 ⁻³	-2,386·10 ⁻⁶	-8,080·10 ⁻⁷	-4,385·10 ⁺³	-3,313·10 ⁺³
288	-1,551·10 ⁻³	-1,140·10 ⁻³	-2,378·10 ⁻⁶	-8,000·10 ⁻⁷	-4,382·10 ⁺³	-3,310·10 ⁺³
289	-1,144·10 ⁻³	-7,328·10 ⁻⁴	-4,871·10 ⁻⁷	1,094·10 ⁻⁶	-4,298·10 ⁺³	-3,224·10 ⁺³
290	-1,142·10 ⁻³	-7,305·10 ⁻⁴	-4,719·10 ⁻⁷	1,109·10 ⁻⁶	-4,292·10 ⁺³	-3,218·10 ⁺³
291	-1,547·10 ⁻³	-1,137·10 ⁻³	-2,761·10 ⁻⁶	-1,182·10 ⁻⁶	-3,704·10 ⁺³	-2,631·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
292	-1,546·10 ⁻³	-1,135·10 ⁻³	-2,748·10 ⁻⁶	-1,170·10 ⁻⁶	-3,699·10 ⁺³	-2,627·10 ⁺³
293	-1,111·10 ⁻³	-7,041·10 ⁻⁴	1,354·10 ⁻⁶	2,920·10 ⁻⁶	-4,127·10 ⁺³	-3,063·10 ⁺³
294	-1,110·10 ⁻³	-7,031·10 ⁻⁴	1,361·10 ⁻⁶	2,927·10 ⁻⁶	-4,124·10 ⁺³	-3,060·10 ⁺³
295	-1,547·10 ⁻³	-1,134·10 ⁻³	-2,014·10 ⁻⁶	-4,274·10 ⁻⁷	-5,051·10 ⁺³	-3,973·10 ⁺³
296	-1,531·10 ⁻³	-1,119·10 ⁻³	-1,914·10 ⁻⁶	-3,277·10 ⁻⁷	-5,015·10 ⁺³	-3,937·10 ⁺³
297	-7,186·10 ⁻⁴	-3,068·10 ⁻⁴	1,889·10 ⁻⁶	3,472·10 ⁻⁶	-3,109·10 ⁺³	-2,033·10 ⁺³
298	-7,180·10 ⁻⁴	-3,062·10 ⁻⁴	1,893·10 ⁻⁶	3,476·10 ⁻⁶	-3,108·10 ⁺³	-2,031·10 ⁺³
299	-1,541·10 ⁻³	-1,129·10 ⁻³	-1,862·10 ⁻⁶	-2,786·10 ⁻⁷	-4,121·10 ⁺³	-3,045·10 ⁺³
300	-1,540·10 ⁻³	-1,128·10 ⁻³	-1,858·10 ⁻⁶	-2,745·10 ⁻⁷	-4,119·10 ⁺³	-3,043·10 ⁺³
301	-2,082·10 ⁻³	-1,696·10 ⁻³	-6,487·10 ⁻⁶	-5,006·10 ⁻⁶	-6,093·10 ⁺³	-5,057·10 ⁺³
302	-2,082·10 ⁻³	-1,696·10 ⁻³	-6,487·10 ⁻⁶	-5,006·10 ⁻⁶	-6,093·10 ⁺³	-5,057·10 ⁺³
303	-2,130·10 ⁻³	-1,730·10 ⁻³	-6,761·10 ⁻⁶	-5,220·10 ⁻⁶	-7,082·10 ⁺³	-6,007·10 ⁺³
304	-1,924·10 ⁻³	-1,523·10 ⁻³	-6,587·10 ⁻⁶	-5,047·10 ⁻⁶	-6,100·10 ⁺³	-5,025·10 ⁺³
305	-2,252·10 ⁻³	-1,854·10 ⁻³	-6,962·10 ⁻⁶	-5,430·10 ⁻⁶	-7,090·10 ⁺³	-6,020·10 ⁺³
306	-2,089·10 ⁻³	-1,690·10 ⁻³	-6,813·10 ⁻⁶	-5,281·10 ⁻⁶	-6,315·10 ⁺³	-5,245·10 ⁺³
307	-2,291·10 ⁻³	-1,890·10 ⁻³	-7,335·10 ⁻⁶	-5,795·10 ⁻⁶	-7,789·10 ⁺³	-6,714·10 ⁺³
308	-2,088·10 ⁻³	-1,688·10 ⁻³	-7,164·10 ⁻⁶	-5,624·10 ⁻⁶	-6,825·10 ⁺³	-5,750·10 ⁺³
309	-2,394·10 ⁻³	-2,004·10 ⁻³	-7,491·10 ⁻⁶	-5,994·10 ⁻⁶	-7,412·10 ⁺³	-6,366·10 ⁺³
310	-2,353·10 ⁻³	-1,964·10 ⁻³	-7,454·10 ⁻⁶	-5,957·10 ⁻⁶	-7,220·10 ⁺³	-6,174·10 ⁺³
311	-2,120·10 ⁻³	-1,732·10 ⁻³	-6,596·10 ⁻⁶	-5,106·10 ⁻⁶	-7,077·10 ⁺³	-6,036·10 ⁺³
312	-2,111·10 ⁻³	-1,724·10 ⁻³	-6,574·10 ⁻⁶	-5,084·10 ⁻⁶	-7,043·10 ⁺³	-6,001·10 ⁺³
313	-1,783·10 ⁻³	-1,395·10 ⁻³	-4,877·10 ⁻⁶	-3,386·10 ⁻⁶	-6,232·10 ⁺³	-5,190·10 ⁺³
314	-1,761·10 ⁻³	-1,373·10 ⁻³	-4,729·10 ⁻⁶	-3,238·10 ⁻⁶	-6,178·10 ⁺³	-5,136·10 ⁺³
315	-2,113·10 ⁻³	-1,726·10 ⁻³	-6,660·10 ⁻⁶	-5,171·10 ⁻⁶	-6,656·10 ⁺³	-5,615·10 ⁺³
316	-2,096·10 ⁻³	-1,709·10 ⁻³	-6,545·10 ⁻⁶	-5,057·10 ⁻⁶	-6,614·10 ⁺³	-5,573·10 ⁺³
317	-2,208·10 ⁻³	-1,823·10 ⁻³	-6,724·10 ⁻⁶	-5,242·10 ⁻⁶	-6,462·10 ⁺³	-5,426·10 ⁺³
318	-2,207·10 ⁻³	-1,822·10 ⁻³	-6,717·10 ⁻⁶	-5,235·10 ⁻⁶	-6,459·10 ⁺³	-5,424·10 ⁺³
319	-1,868·10 ⁻³	-1,482·10 ⁻³	-5,142·10 ⁻⁶	-3,658·10 ⁻⁶	-6,389·10 ⁺³	-5,352·10 ⁺³
320	-1,866·10 ⁻³	-1,481·10 ⁻³	-5,129·10 ⁻⁶	-3,645·10 ⁻⁶	-6,384·10 ⁺³	-5,347·10 ⁺³
321	-2,204·10 ⁻³	-1,819·10 ⁻³	-7,036·10 ⁻⁶	-5,554·10 ⁻⁶	-5,894·10 ⁺³	-4,858·10 ⁺³
322	-2,203·10 ⁻³	-1,817·10 ⁻³	-7,025·10 ⁻⁶	-5,543·10 ⁻⁶	-5,890·10 ⁺³	-4,855·10 ⁺³
323	-1,841·10 ⁻³	-1,458·10 ⁻³	-3,609·10 ⁻⁶	-2,137·10 ⁻⁶	-6,247·10 ⁺³	-5,218·10 ⁺³
324	-1,840·10 ⁻³	-1,458·10 ⁻³	-3,603·10 ⁻⁶	-2,131·10 ⁻⁶	-6,244·10 ⁺³	-5,216·10 ⁺³
325	-2,204·10 ⁻³	-1,817·10 ⁻³	-6,413·10 ⁻⁶	-4,925·10 ⁻⁶	-7,017·10 ⁺³	-5,976·10 ⁺³
326	-2,191·10 ⁻³	-1,804·10 ⁻³	-6,330·10 ⁻⁶	-4,842·10 ⁻⁶	-6,986·10 ⁺³	-5,946·10 ⁺³
327	-1,514·10 ⁻³	-1,128·10 ⁻³	-3,163·10 ⁻⁶	-1,677·10 ⁻⁶	-5,399·10 ⁺³	-4,360·10 ⁺³
328	-1,514·10 ⁻³	-1,127·10 ⁻³	-3,160·10 ⁻⁶	-1,674·10 ⁻⁶	-5,398·10 ⁺³	-4,359·10 ⁺³
329	-2,199·10 ⁻³	-1,812·10 ⁻³	-6,287·10 ⁻⁶	-4,801·10 ⁻⁶	-6,242·10 ⁺³	-5,203·10 ⁺³
330	-2,198·10 ⁻³	-1,812·10 ⁻³	-6,284·10 ⁻⁶	-4,798·10 ⁻⁶	-6,240·10 ⁺³	-5,201·10 ⁺³
331	-1,203·10 ⁻³	-8,201·10 ⁻⁴	-2,160·10 ⁻⁶	-6,898·10 ⁻⁷	-3,704·10 ⁺³	-2,705·10 ⁺³
332	-1,203·10 ⁻³	-8,201·10 ⁻⁴	-2,160·10 ⁻⁶	-6,898·10 ⁻⁷	-3,704·10 ⁺³	-2,705·10 ⁺³
333	-1,251·10 ⁻³	-8,532·10 ⁻⁴	-2,434·10 ⁻⁶	-9,039·10 ⁻⁷	-4,693·10 ⁺³	-3,654·10 ⁺³

Daño a la Transporte Subconjunto	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
334	-1,044·10 ⁻³	-6,465·10 ⁻⁴	-2,260·10 ⁻⁶	-7,306·10 ⁻⁷	-3,711·10 ⁺³	-2,672·10 ⁺³
335	-1,373·10 ⁻³	-9,775·10 ⁻⁴	-2,635·10 ⁻⁶	-1,114·10 ⁻⁶	-4,701·10 ⁺³	-3,667·10 ⁺³
336	-1,209·10 ⁻³	-8,139·10 ⁻⁴	-2,486·10 ⁻⁶	-9,650·10 ⁻⁷	-3,926·10 ⁺³	-2,892·10 ⁺³
337	-1,412·10 ⁻³	-1,014·10 ⁻³	-3,008·10 ⁻⁶	-1,479·10 ⁻⁶	-5,400·10 ⁺³	-4,361·10 ⁺³
338	-1,209·10 ⁻³	-8,114·10 ⁻⁴	-2,837·10 ⁻⁶	-1,308·10 ⁻⁶	-4,436·10 ⁺³	-3,398·10 ⁺³
339	-1,514·10 ⁻³	-1,128·10 ⁻³	-3,164·10 ⁻⁶	-1,678·10 ⁻⁶	-5,023·10 ⁺³	-4,013·10 ⁺³
340	-1,474·10 ⁻³	-1,087·10 ⁻³	-3,127·10 ⁻⁶	-1,641·10 ⁻⁶	-4,831·10 ⁺³	-3,821·10 ⁺³
341	-1,240·10 ⁻³	-8,558·10 ⁻⁴	-2,269·10 ⁻⁶	-7,894·10 ⁻⁷	-4,688·10 ⁺³	-3,683·10 ⁺³
342	-1,232·10 ⁻³	-8,476·10 ⁻⁴	-2,247·10 ⁻⁶	-7,684·10 ⁻⁷	-4,654·10 ⁺³	-3,648·10 ⁺³
343	-9,038·10 ⁻⁴	-5,188·10 ⁻⁴	-5,499·10 ⁻⁷	9,306·10 ⁻⁷	-3,843·10 ⁺³	-2,837·10 ⁺³
344	-8,814·10 ⁻⁴	-4,964·10 ⁻⁴	-4,024·10 ⁻⁷	1,078·10 ⁻⁶	-3,789·10 ⁺³	-2,783·10 ⁺³
345	-1,234·10 ⁻³	-8,499·10 ⁻⁴	-2,333·10 ⁻⁶	-8,552·10 ⁻⁷	-4,267·10 ⁺³	-3,262·10 ⁺³
346	-1,217·10 ⁻³	-8,326·10 ⁻⁴	-2,218·10 ⁻⁶	-7,404·10 ⁻⁷	-4,225·10 ⁺³	-3,220·10 ⁺³
347	-1,329·10 ⁻³	-9,465·10 ⁻⁴	-2,397·10 ⁻⁶	-9,258·10 ⁻⁷	-4,073·10 ⁺³	-3,073·10 ⁺³
348	-1,328·10 ⁻³	-9,455·10 ⁻⁴	-2,390·10 ⁻⁶	-9,191·10 ⁻⁷	-4,070·10 ⁺³	-3,071·10 ⁺³
349	-9,892·10 ⁻⁴	-6,061·10 ⁻⁴	-8,150·10 ⁻⁷	6,580·10 ⁻⁷	-4,000·10 ⁺³	-2,999·10 ⁺³
350	-9,873·10 ⁻⁴	-6,042·10 ⁻⁴	-8,023·10 ⁻⁷	6,707·10 ⁻⁷	-3,995·10 ⁺³	-2,994·10 ⁺³
351	-1,325·10 ⁻³	-9,427·10 ⁻⁴	-2,709·10 ⁻⁶	-1,237·10 ⁻⁶	-3,505·10 ⁺³	-2,505·10 ⁺³
352	-1,324·10 ⁻³	-9,411·10 ⁻⁴	-2,698·10 ⁻⁶	-1,227·10 ⁻⁶	-3,501·10 ⁺³	-2,502·10 ⁺³
353	-9,621·10 ⁻⁴	-5,822·10 ⁻⁴	7,182·10 ⁻⁷	2,179·10 ⁻⁶	-3,858·10 ⁺³	-2,865·10 ⁺³
354	-9,613·10 ⁻⁴	-5,814·10 ⁻⁴	7,238·10 ⁻⁷	2,185·10 ⁻⁶	-3,855·10 ⁺³	-2,863·10 ⁺³
355	-1,324·10 ⁻³	-9,402·10 ⁻⁴	-2,086·10 ⁻⁶	-6,088·10 ⁻⁷	-4,627·10 ⁺³	-3,623·10 ⁺³
356	-1,312·10 ⁻³	-9,277·10 ⁻⁴	-2,003·10 ⁻⁶	-5,258·10 ⁻⁷	-4,597·10 ⁺³	-3,593·10 ⁺³
357	-6,349·10 ⁻⁴	-2,513·10 ⁻⁴	1,164·10 ⁻⁶	2,639·10 ⁻⁶	-3,010·10 ⁺³	-2,007·10 ⁺³
358	-6,345·10 ⁻⁴	-2,508·10 ⁻⁴	1,167·10 ⁻⁶	2,642·10 ⁻⁶	-3,009·10 ⁺³	-2,006·10 ⁺³
359	-1,319·10 ⁻³	-9,358·10 ⁻⁴	-1,960·10 ⁻⁶	-4,848·10 ⁻⁷	-3,852·10 ⁺³	-2,850·10 ⁺³
360	-1,319·10 ⁻³	-9,353·10 ⁻⁴	-1,957·10 ⁻⁶	-4,815·10 ⁻⁷	-3,851·10 ⁺³	-2,849·10 ⁺³
361	-2,329·10 ⁻³	-1,929·10 ⁻³	-6,898·10 ⁻⁶	-5,361·10 ⁻⁶	-6,118·10 ⁺³	-5,039·10 ⁺³
362	-2,329·10 ⁻³	-1,929·10 ⁻³	-6,898·10 ⁻⁶	-5,361·10 ⁻⁶	-6,118·10 ⁺³	-5,039·10 ⁺³
363	-2,377·10 ⁻³	-1,962·10 ⁻³	-7,171·10 ⁻⁶	-5,575·10 ⁻⁶	-7,108·10 ⁺³	-5,989·10 ⁺³
364	-2,170·10 ⁻³	-1,755·10 ⁻³	-6,998·10 ⁻⁶	-5,402·10 ⁻⁶	-6,126·10 ⁺³	-5,006·10 ⁺³
365	-2,499·10 ⁻³	-2,086·10 ⁻³	-7,373·10 ⁻⁶	-5,785·10 ⁻⁶	-7,115·10 ⁺³	-6,002·10 ⁺³
366	-2,336·10 ⁻³	-1,923·10 ⁻³	-7,224·10 ⁻⁶	-5,636·10 ⁻⁶	-6,341·10 ⁺³	-5,227·10 ⁺³
367	-2,538·10 ⁻³	-2,123·10 ⁻³	-7,746·10 ⁻⁶	-6,151·10 ⁻⁶	-7,815·10 ⁺³	-6,696·10 ⁺³
368	-2,335·10 ⁻³	-1,920·10 ⁻³	-7,574·10 ⁻⁶	-5,979·10 ⁻⁶	-6,851·10 ⁺³	-5,732·10 ⁺³
369	-2,640·10 ⁻³	-2,237·10 ⁻³	-7,902·10 ⁻⁶	-6,349·10 ⁻⁶	-7,437·10 ⁺³	-6,347·10 ⁺³
370	-2,600·10 ⁻³	-2,196·10 ⁻³	-7,865·10 ⁻⁶	-6,312·10 ⁻⁶	-7,245·10 ⁺³	-6,155·10 ⁺³
371	-2,367·10 ⁻³	-1,965·10 ⁻³	-7,006·10 ⁻⁶	-5,461·10 ⁻⁶	-7,103·10 ⁺³	-6,018·10 ⁺³
372	-2,358·10 ⁻³	-1,956·10 ⁻³	-6,985·10 ⁻⁶	-5,440·10 ⁻⁶	-7,068·10 ⁺³	-5,983·10 ⁺³
373	-2,030·10 ⁻³	-1,627·10 ⁻³	-5,288·10 ⁻⁶	-3,741·10 ⁻⁶	-6,257·10 ⁺³	-5,171·10 ⁺³
374	-2,007·10 ⁻³	-1,605·10 ⁻³	-5,140·10 ⁻⁶	-3,593·10 ⁻⁶	-6,204·10 ⁺³	-5,118·10 ⁺³
375	-2,360·10 ⁻³	-1,959·10 ⁻³	-7,071·10 ⁻⁶	-5,527·10 ⁻⁶	-6,681·10 ⁺³	-5,597·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
376	$-2,343 \cdot 10^{-3}$	$-1,941 \cdot 10^{-3}$	$-6,956 \cdot 10^{-6}$	$-5,412 \cdot 10^{-6}$	$-6,639 \cdot 10^{+3}$	$-5,555 \cdot 10^{+3}$
377	$-2,455 \cdot 10^{-3}$	$-2,055 \cdot 10^{-3}$	$-7,134 \cdot 10^{-6}$	$-5,597 \cdot 10^{-6}$	$-6,487 \cdot 10^{+3}$	$-5,408 \cdot 10^{+3}$
378	$-2,454 \cdot 10^{-3}$	$-2,054 \cdot 10^{-3}$	$-7,128 \cdot 10^{-6}$	$-5,591 \cdot 10^{-6}$	$-6,485 \cdot 10^{+3}$	$-5,405 \cdot 10^{+3}$
379	$-2,115 \cdot 10^{-3}$	$-1,715 \cdot 10^{-3}$	$-5,553 \cdot 10^{-6}$	$-4,013 \cdot 10^{-6}$	$-6,415 \cdot 10^{+3}$	$-5,334 \cdot 10^{+3}$
380	$-2,113 \cdot 10^{-3}$	$-1,713 \cdot 10^{-3}$	$-5,540 \cdot 10^{-6}$	$-4,001 \cdot 10^{-6}$	$-6,410 \cdot 10^{+3}$	$-5,329 \cdot 10^{+3}$
381	$-2,451 \cdot 10^{-3}$	$-2,051 \cdot 10^{-3}$	$-7,446 \cdot 10^{-6}$	$-5,909 \cdot 10^{-6}$	$-5,920 \cdot 10^{+3}$	$-4,840 \cdot 10^{+3}$
382	$-2,450 \cdot 10^{-3}$	$-2,050 \cdot 10^{-3}$	$-7,436 \cdot 10^{-6}$	$-5,899 \cdot 10^{-6}$	$-5,916 \cdot 10^{+3}$	$-4,836 \cdot 10^{+3}$
383	$-2,088 \cdot 10^{-3}$	$-1,691 \cdot 10^{-3}$	$-4,020 \cdot 10^{-6}$	$-2,492 \cdot 10^{-6}$	$-6,272 \cdot 10^{+3}$	$-5,199 \cdot 10^{+3}$
384	$-2,087 \cdot 10^{-3}$	$-1,690 \cdot 10^{-3}$	$-4,014 \cdot 10^{-6}$	$-2,487 \cdot 10^{-6}$	$-6,270 \cdot 10^{+3}$	$-5,197 \cdot 10^{+3}$
385	$-2,451 \cdot 10^{-3}$	$-2,049 \cdot 10^{-3}$	$-6,824 \cdot 10^{-6}$	$-5,280 \cdot 10^{-6}$	$-7,042 \cdot 10^{+3}$	$-5,958 \cdot 10^{+3}$
386	$-2,438 \cdot 10^{-3}$	$-2,036 \cdot 10^{-3}$	$-6,741 \cdot 10^{-6}$	$-5,197 \cdot 10^{-6}$	$-7,012 \cdot 10^{+3}$	$-5,928 \cdot 10^{+3}$
387	$-1,761 \cdot 10^{-3}$	$-1,360 \cdot 10^{-3}$	$-3,574 \cdot 10^{-6}$	$-2,033 \cdot 10^{-6}$	$-5,424 \cdot 10^{+3}$	$-4,342 \cdot 10^{+3}$
388	$-1,761 \cdot 10^{-3}$	$-1,360 \cdot 10^{-3}$	$-3,571 \cdot 10^{-6}$	$-2,029 \cdot 10^{-6}$	$-5,423 \cdot 10^{+3}$	$-4,341 \cdot 10^{+3}$
389	$-2,445 \cdot 10^{-3}$	$-2,044 \cdot 10^{-3}$	$-6,698 \cdot 10^{-6}$	$-5,156 \cdot 10^{-6}$	$-6,267 \cdot 10^{+3}$	$-5,185 \cdot 10^{+3}$
390	$-2,445 \cdot 10^{-3}$	$-2,044 \cdot 10^{-3}$	$-6,695 \cdot 10^{-6}$	$-5,153 \cdot 10^{-6}$	$-6,266 \cdot 10^{+3}$	$-5,183 \cdot 10^{+3}$
391	$-1,275 \cdot 10^{-3}$	$-8,792 \cdot 10^{-4}$	$-1,715 \cdot 10^{-6}$	$-1,916 \cdot 10^{-7}$	$-3,257 \cdot 10^{+3}$	$-2,221 \cdot 10^{+3}$
392	$-1,275 \cdot 10^{-3}$	$-8,792 \cdot 10^{-4}$	$-1,715 \cdot 10^{-6}$	$-1,916 \cdot 10^{-7}$	$-3,257 \cdot 10^{+3}$	$-2,221 \cdot 10^{+3}$
393	$-1,324 \cdot 10^{-3}$	$-9,123 \cdot 10^{-4}$	$-1,989 \cdot 10^{-6}$	$-4,057 \cdot 10^{-7}$	$-4,246 \cdot 10^{+3}$	$-3,170 \cdot 10^{+3}$
394	$-1,117 \cdot 10^{-3}$	$-7,056 \cdot 10^{-4}$	$-1,815 \cdot 10^{-6}$	$-2,324 \cdot 10^{-7}$	$-3,264 \cdot 10^{+3}$	$-2,188 \cdot 10^{+3}$
395	$-1,446 \cdot 10^{-3}$	$-1,037 \cdot 10^{-3}$	$-2,190 \cdot 10^{-6}$	$-6,157 \cdot 10^{-7}$	$-4,254 \cdot 10^{+3}$	$-3,183 \cdot 10^{+3}$
396	$-1,282 \cdot 10^{-3}$	$-8,730 \cdot 10^{-4}$	$-2,041 \cdot 10^{-6}$	$-4,668 \cdot 10^{-7}$	$-3,479 \cdot 10^{+3}$	$-2,409 \cdot 10^{+3}$
397	$-1,485 \cdot 10^{-3}$	$-1,073 \cdot 10^{-3}$	$-2,563 \cdot 10^{-6}$	$-9,811 \cdot 10^{-7}$	$-4,953 \cdot 10^{+3}$	$-3,878 \cdot 10^{+3}$
398	$-1,282 \cdot 10^{-3}$	$-8,705 \cdot 10^{-4}$	$-2,392 \cdot 10^{-6}$	$-8,096 \cdot 10^{-7}$	$-3,989 \cdot 10^{+3}$	$-2,914 \cdot 10^{+3}$
399	$-1,587 \cdot 10^{-3}$	$-1,187 \cdot 10^{-3}$	$-2,719 \cdot 10^{-6}$	$-1,180 \cdot 10^{-6}$	$-4,576 \cdot 10^{+3}$	$-3,529 \cdot 10^{+3}$
400	$-1,547 \cdot 10^{-3}$	$-1,146 \cdot 10^{-3}$	$-2,682 \cdot 10^{-6}$	$-1,143 \cdot 10^{-6}$	$-4,384 \cdot 10^{+3}$	$-3,337 \cdot 10^{+3}$
401	$-1,313 \cdot 10^{-3}$	$-9,149 \cdot 10^{-4}$	$-1,824 \cdot 10^{-6}$	$-2,912 \cdot 10^{-7}$	$-4,241 \cdot 10^{+3}$	$-3,200 \cdot 10^{+3}$
402	$-1,305 \cdot 10^{-3}$	$-9,067 \cdot 10^{-4}$	$-1,802 \cdot 10^{-6}$	$-2,701 \cdot 10^{-7}$	$-4,207 \cdot 10^{+3}$	$-3,165 \cdot 10^{+3}$
403	$-9,768 \cdot 10^{-4}$	$-5,778 \cdot 10^{-4}$	$-1,050 \cdot 10^{-7}$	$1,429 \cdot 10^{-6}$	$-3,396 \cdot 10^{+3}$	$-2,353 \cdot 10^{+3}$
404	$-9,544 \cdot 10^{-4}$	$-5,555 \cdot 10^{-4}$	$4,246 \cdot 10^{-8}$	$1,576 \cdot 10^{-6}$	$-3,342 \cdot 10^{+3}$	$-2,299 \cdot 10^{+3}$
405	$-1,307 \cdot 10^{-3}$	$-9,090 \cdot 10^{-4}$	$-1,888 \cdot 10^{-6}$	$-3,570 \cdot 10^{-7}$	$-3,820 \cdot 10^{+3}$	$-2,779 \cdot 10^{+3}$
406	$-1,290 \cdot 10^{-3}$	$-8,916 \cdot 10^{-4}$	$-1,773 \cdot 10^{-6}$	$-2,422 \cdot 10^{-7}$	$-3,778 \cdot 10^{+3}$	$-2,737 \cdot 10^{+3}$
407	$-1,402 \cdot 10^{-3}$	$-1,006 \cdot 10^{-3}$	$-1,952 \cdot 10^{-6}$	$-4,275 \cdot 10^{-7}$	$-3,626 \cdot 10^{+3}$	$-2,590 \cdot 10^{+3}$
408	$-1,401 \cdot 10^{-3}$	$-1,005 \cdot 10^{-3}$	$-1,945 \cdot 10^{-6}$	$-4,209 \cdot 10^{-7}$	$-3,623 \cdot 10^{+3}$	$-2,587 \cdot 10^{+3}$
409	$-1,062 \cdot 10^{-3}$	$-6,652 \cdot 10^{-4}$	$-3,701 \cdot 10^{-7}$	$1,156 \cdot 10^{-6}$	$-3,553 \cdot 10^{+3}$	$-2,516 \cdot 10^{+3}$
410	$-1,060 \cdot 10^{-3}$	$-6,633 \cdot 10^{-4}$	$-3,574 \cdot 10^{-7}$	$1,169 \cdot 10^{-6}$	$-3,548 \cdot 10^{+3}$	$-2,511 \cdot 10^{+3}$
411	$-1,398 \cdot 10^{-3}$	$-1,002 \cdot 10^{-3}$	$-2,264 \cdot 10^{-6}$	$-7,392 \cdot 10^{-7}$	$-3,058 \cdot 10^{+3}$	$-2,022 \cdot 10^{+3}$
412	$-1,397 \cdot 10^{-3}$	$-1,000 \cdot 10^{-3}$	$-2,253 \cdot 10^{-6}$	$-7,289 \cdot 10^{-7}$	$-3,054 \cdot 10^{+3}$	$-2,018 \cdot 10^{+3}$
413	$-1,035 \cdot 10^{-3}$	$-6,412 \cdot 10^{-4}$	$1,163 \cdot 10^{-6}$	$2,677 \cdot 10^{-6}$	$-3,411 \cdot 10^{+3}$	$-2,381 \cdot 10^{+3}$
414	$-1,034 \cdot 10^{-3}$	$-6,405 \cdot 10^{-4}$	$1,169 \cdot 10^{-6}$	$2,683 \cdot 10^{-6}$	$-3,408 \cdot 10^{+3}$	$-2,379 \cdot 10^{+3}$
415	$-1,397 \cdot 10^{-3}$	$-9,993 \cdot 10^{-4}$	$-1,642 \cdot 10^{-6}$	$-1,106 \cdot 10^{-7}$	$-4,181 \cdot 10^{+3}$	$-3,140 \cdot 10^{+3}$
416	$-1,385 \cdot 10^{-3}$	$-9,867 \cdot 10^{-4}$	$-1,559 \cdot 10^{-6}$	$-2,758 \cdot 10^{-8}$	$-4,150 \cdot 10^{+3}$	$-3,110 \cdot 10^{+3}$
417	$-7,079 \cdot 10^{-4}$	$-3,104 \cdot 10^{-4}$	$1,609 \cdot 10^{-6}$	$3,137 \cdot 10^{-6}$	$-2,563 \cdot 10^{+3}$	$-1,524 \cdot 10^{+3}$

Daño a la	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
418	-7,075·10 ⁻⁴	-3,099·10 ⁻⁴	1,612·10 ⁻⁶	3,140·10 ⁻⁶	-2,562·10 ⁺³	-1,523·10 ⁺³
419	-1,392·10 ⁻³	-9,949·10 ⁻⁴	-1,515·10 ⁻⁶	1,338·10 ⁻⁸	-3,405·10 ⁺³	-2,366·10 ⁺³
420	-1,392·10 ⁻³	-9,944·10 ⁻⁴	-1,512·10 ⁻⁶	1,674·10 ⁻⁸	-3,404·10 ⁺³	-2,365·10 ⁺³
421	-1,955·10 ⁻³	-1,570·10 ⁻³	-6,095·10 ⁻⁶	-4,614·10 ⁻⁶	-5,404·10 ⁺³	-4,369·10 ⁺³
422	-1,955·10 ⁻³	-1,570·10 ⁻³	-6,095·10 ⁻⁶	-4,614·10 ⁻⁶	-5,404·10 ⁺³	-4,369·10 ⁺³
423	-2,004·10 ⁻³	-1,603·10 ⁻³	-6,369·10 ⁻⁶	-4,828·10 ⁻⁶	-6,394·10 ⁺³	-5,318·10 ⁺³
424	-1,797·10 ⁻³	-1,396·10 ⁻³	-6,195·10 ⁻⁶	-4,655·10 ⁻⁶	-5,412·10 ⁺³	-4,336·10 ⁺³
425	-2,126·10 ⁻³	-1,727·10 ⁻³	-6,570·10 ⁻⁶	-5,038·10 ⁻⁶	-6,401·10 ⁺³	-5,331·10 ⁺³
426	-1,962·10 ⁻³	-1,564·10 ⁻³	-6,421·10 ⁻⁶	-4,890·10 ⁻⁶	-5,627·10 ⁺³	-4,557·10 ⁺³
427	-2,164·10 ⁻³	-1,764·10 ⁻³	-6,943·10 ⁻⁶	-5,404·10 ⁻⁶	-7,100·10 ⁺³	-6,025·10 ⁺³
428	-1,962·10 ⁻³	-1,561·10 ⁻³	-6,772·10 ⁻⁶	-5,232·10 ⁻⁶	-6,137·10 ⁺³	-5,062·10 ⁺³
429	-2,267·10 ⁻³	-1,878·10 ⁻³	-7,099·10 ⁻⁶	-5,602·10 ⁻⁶	-6,723·10 ⁺³	-5,677·10 ⁺³
430	-2,227·10 ⁻³	-1,837·10 ⁻³	-7,062·10 ⁻⁶	-5,565·10 ⁻⁶	-6,531·10 ⁺³	-5,485·10 ⁺³
431	-1,993·10 ⁻³	-1,606·10 ⁻³	-6,204·10 ⁻⁶	-4,714·10 ⁻⁶	-6,389·10 ⁺³	-5,347·10 ⁺³
432	-1,985·10 ⁻³	-1,598·10 ⁻³	-6,182·10 ⁻⁶	-4,693·10 ⁻⁶	-6,354·10 ⁺³	-5,313·10 ⁺³
433	-1,656·10 ⁻³	-1,269·10 ⁻³	-4,485·10 ⁻⁶	-2,994·10 ⁻⁶	-5,543·10 ⁺³	-4,501·10 ⁺³
434	-1,634·10 ⁻³	-1,246·10 ⁻³	-4,337·10 ⁻⁶	-2,846·10 ⁻⁶	-5,489·10 ⁺³	-4,447·10 ⁺³
435	-1,987·10 ⁻³	-1,600·10 ⁻³	-6,268·10 ⁻⁶	-4,780·10 ⁻⁶	-5,967·10 ⁺³	-4,926·10 ⁺³
436	-1,970·10 ⁻³	-1,582·10 ⁻³	-6,153·10 ⁻⁶	-4,665·10 ⁻⁶	-5,925·10 ⁺³	-4,885·10 ⁺³
437	-2,082·10 ⁻³	-1,696·10 ⁻³	-6,332·10 ⁻⁶	-4,850·10 ⁻⁶	-5,773·10 ⁺³	-4,737·10 ⁺³
438	-2,081·10 ⁻³	-1,695·10 ⁻³	-6,325·10 ⁻⁶	-4,844·10 ⁻⁶	-5,771·10 ⁺³	-4,735·10 ⁺³
439	-1,742·10 ⁻³	-1,356·10 ⁻³	-4,750·10 ⁻⁶	-3,266·10 ⁻⁶	-5,700·10 ⁺³	-4,663·10 ⁺³
440	-1,740·10 ⁻³	-1,354·10 ⁻³	-4,737·10 ⁻⁶	-3,254·10 ⁻⁶	-5,696·10 ⁺³	-4,659·10 ⁺³
441	-2,078·10 ⁻³	-1,693·10 ⁻³	-6,644·10 ⁻⁶	-5,162·10 ⁻⁶	-5,206·10 ⁺³	-4,170·10 ⁺³
442	-2,076·10 ⁻³	-1,691·10 ⁻³	-6,633·10 ⁻⁶	-5,152·10 ⁻⁶	-5,202·10 ⁺³	-4,166·10 ⁺³
443	-1,715·10 ⁻³	-1,332·10 ⁻³	-3,217·10 ⁻⁶	-1,745·10 ⁻⁶	-5,558·10 ⁺³	-4,529·10 ⁺³
444	-1,714·10 ⁻³	-1,331·10 ⁻³	-3,211·10 ⁻⁶	-1,740·10 ⁻⁶	-5,556·10 ⁺³	-4,527·10 ⁺³
445	-2,077·10 ⁻³	-1,690·10 ⁻³	-6,021·10 ⁻⁶	-4,533·10 ⁻⁶	-6,328·10 ⁺³	-5,288·10 ⁺³
446	-2,065·10 ⁻³	-1,678·10 ⁻³	-5,938·10 ⁻⁶	-4,450·10 ⁻⁶	-6,298·10 ⁺³	-5,257·10 ⁺³
447	-1,388·10 ⁻³	-1,001·10 ⁻³	-2,771·10 ⁻⁶	-1,286·10 ⁻⁶	-4,710·10 ⁺³	-3,672·10 ⁺³
448	-1,387·10 ⁻³	-1,001·10 ⁻³	-2,768·10 ⁻⁶	-1,282·10 ⁻⁶	-4,709·10 ⁺³	-3,670·10 ⁺³
449	-2,072·10 ⁻³	-1,686·10 ⁻³	-5,895·10 ⁻⁶	-4,409·10 ⁻⁶	-5,553·10 ⁺³	-4,514·10 ⁺³
450	-2,072·10 ⁻³	-1,685·10 ⁻³	-5,892·10 ⁻⁶	-4,406·10 ⁻⁶	-5,552·10 ⁺³	-4,513·10 ⁺³
451	-1,076·10 ⁻³	-6,937·10 ⁻⁴	-1,768·10 ⁻⁶	-2,981·10 ⁻⁷	-3,015·10 ⁺³	-2,016·10 ⁺³
452	-1,076·10 ⁻³	-6,937·10 ⁻⁴	-1,768·10 ⁻⁶	-2,981·10 ⁻⁷	-3,015·10 ⁺³	-2,016·10 ⁺³
453	-1,125·10 ⁻³	-7,268·10 ⁻⁴	-2,042·10 ⁻⁶	-5,122·10 ⁻⁷	-4,005·10 ⁺³	-2,965·10 ⁺³
454	-9,179·10 ⁻⁴	-5,201·10 ⁻⁴	-1,868·10 ⁻⁶	-3,390·10 ⁻⁷	-3,023·10 ⁺³	-1,983·10 ⁺³
455	-1,247·10 ⁻³	-8,511·10 ⁻⁴	-2,243·10 ⁻⁶	-7,223·10 ⁻⁷	-4,012·10 ⁺³	-2,978·10 ⁺³
456	-1,083·10 ⁻³	-6,875·10 ⁻⁴	-2,094·10 ⁻⁶	-5,734·10 ⁻⁷	-3,237·10 ⁺³	-2,204·10 ⁺³
457	-1,285·10 ⁻³	-8,876·10 ⁻⁴	-2,616·10 ⁻⁶	-1,088·10 ⁻⁶	-4,711·10 ⁺³	-3,672·10 ⁺³
458	-1,082·10 ⁻³	-6,850·10 ⁻⁴	-2,444·10 ⁻⁶	-9,162·10 ⁻⁷	-3,748·10 ⁺³	-2,709·10 ⁺³
459	-1,388·10 ⁻³	-1,002·10 ⁻³	-2,772·10 ⁻⁶	-1,286·10 ⁻⁶	-4,334·10 ⁺³	-3,324·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
460	$-1,347 \cdot 10^{-3}$	$-9,610 \cdot 10^{-4}$	$-2,735 \cdot 10^{-6}$	$-1,249 \cdot 10^{-6}$	$-4,142 \cdot 10^{+3}$	$-3,132 \cdot 10^{+3}$
461	$-1,114 \cdot 10^{-3}$	$-7,294 \cdot 10^{-4}$	$-1,877 \cdot 10^{-6}$	$-3,978 \cdot 10^{-7}$	$-4,000 \cdot 10^{+3}$	$-2,994 \cdot 10^{+3}$
462	$-1,106 \cdot 10^{-3}$	$-7,212 \cdot 10^{-4}$	$-1,855 \cdot 10^{-6}$	$-3,767 \cdot 10^{-7}$	$-3,965 \cdot 10^{+3}$	$-2,960 \cdot 10^{+3}$
463	$-7,773 \cdot 10^{-4}$	$-3,923 \cdot 10^{-4}$	$-1,579 \cdot 10^{-7}$	$1,322 \cdot 10^{-6}$	$-3,154 \cdot 10^{+3}$	$-2,148 \cdot 10^{+3}$
464	$-7,550 \cdot 10^{-4}$	$-3,700 \cdot 10^{-4}$	$-1,041 \cdot 10^{-8}$	$1,470 \cdot 10^{-6}$	$-3,100 \cdot 10^{+3}$	$-2,094 \cdot 10^{+3}$
465	$-1,108 \cdot 10^{-3}$	$-7,235 \cdot 10^{-4}$	$-1,941 \cdot 10^{-6}$	$-4,635 \cdot 10^{-7}$	$-3,578 \cdot 10^{+3}$	$-2,574 \cdot 10^{+3}$
466	$-1,090 \cdot 10^{-3}$	$-7,061 \cdot 10^{-4}$	$-1,826 \cdot 10^{-6}$	$-3,488 \cdot 10^{-7}$	$-3,536 \cdot 10^{+3}$	$-2,532 \cdot 10^{+3}$
467	$-1,203 \cdot 10^{-3}$	$-8,201 \cdot 10^{-4}$	$-2,005 \cdot 10^{-6}$	$-5,341 \cdot 10^{-7}$	$-3,384 \cdot 10^{+3}$	$-2,384 \cdot 10^{+3}$
468	$-1,202 \cdot 10^{-3}$	$-8,191 \cdot 10^{-4}$	$-1,998 \cdot 10^{-6}$	$-5,274 \cdot 10^{-7}$	$-3,382 \cdot 10^{+3}$	$-2,382 \cdot 10^{+3}$
469	$-8,627 \cdot 10^{-4}$	$-4,797 \cdot 10^{-4}$	$-4,230 \cdot 10^{-7}$	$1,050 \cdot 10^{-6}$	$-3,311 \cdot 10^{+3}$	$-2,310 \cdot 10^{+3}$
470	$-8,608 \cdot 10^{-4}$	$-4,778 \cdot 10^{-4}$	$-4,103 \cdot 10^{-7}$	$1,062 \cdot 10^{-6}$	$-3,307 \cdot 10^{+3}$	$-2,306 \cdot 10^{+3}$
471	$-1,199 \cdot 10^{-3}$	$-8,163 \cdot 10^{-4}$	$-2,317 \cdot 10^{-6}$	$-8,457 \cdot 10^{-7}$	$-2,816 \cdot 10^{+3}$	$-1,817 \cdot 10^{+3}$
472	$-1,197 \cdot 10^{-3}$	$-8,147 \cdot 10^{-4}$	$-2,306 \cdot 10^{-6}$	$-8,355 \cdot 10^{-7}$	$-2,813 \cdot 10^{+3}$	$-1,813 \cdot 10^{+3}$
473	$-8,356 \cdot 10^{-4}$	$-4,557 \cdot 10^{-4}$	$1,110 \cdot 10^{-6}$	$2,571 \cdot 10^{-6}$	$-3,169 \cdot 10^{+3}$	$-2,176 \cdot 10^{+3}$
474	$-8,348 \cdot 10^{-4}$	$-4,550 \cdot 10^{-4}$	$1,116 \cdot 10^{-6}$	$2,576 \cdot 10^{-6}$	$-3,167 \cdot 10^{+3}$	$-2,174 \cdot 10^{+3}$
475	$-1,198 \cdot 10^{-3}$	$-8,138 \cdot 10^{-4}$	$-1,694 \cdot 10^{-6}$	$-2,171 \cdot 10^{-7}$	$-3,939 \cdot 10^{+3}$	$-2,935 \cdot 10^{+3}$
476	$-1,185 \cdot 10^{-3}$	$-8,013 \cdot 10^{-4}$	$-1,611 \cdot 10^{-6}$	$-1,342 \cdot 10^{-7}$	$-3,909 \cdot 10^{+3}$	$-2,904 \cdot 10^{+3}$
477	$-5,085 \cdot 10^{-4}$	$-1,249 \cdot 10^{-4}$	$1,556 \cdot 10^{-6}$	$3,031 \cdot 10^{-6}$	$-2,321 \cdot 10^{+3}$	$-1,319 \cdot 10^{+3}$
478	$-5,080 \cdot 10^{-4}$	$-1,244 \cdot 10^{-4}$	$1,559 \cdot 10^{-6}$	$3,034 \cdot 10^{-6}$	$-2,320 \cdot 10^{+3}$	$-1,317 \cdot 10^{+3}$
479	$-1,193 \cdot 10^{-3}$	$-8,094 \cdot 10^{-4}$	$-1,568 \cdot 10^{-6}$	$-9,319 \cdot 10^{-8}$	$-3,164 \cdot 10^{+3}$	$-2,161 \cdot 10^{+3}$
480	$-1,193 \cdot 10^{-3}$	$-8,089 \cdot 10^{-4}$	$-1,565 \cdot 10^{-6}$	$-8,983 \cdot 10^{-8}$	$-3,162 \cdot 10^{+3}$	$-2,160 \cdot 10^{+3}$

Resultados del análisis de sensibilidad

Tabla 168. Análisis de sensibilidad, resultados totales, energía eléctrica más sostenible

Daño a la	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
1	-3,006·10 ⁻³	-2,606·10 ⁻³	-9,031·10 ⁻⁶	-7,492·10 ⁻⁶	-8,245·10 ⁺³	-7,156·10 ⁺³
2	-3,006·10 ⁻³	-2,606·10 ⁻³	-9,031·10 ⁻⁶	-7,492·10 ⁻⁶	-8,245·10 ⁺³	-7,156·10 ⁺³
3	-3,079·10 ⁻³	-2,656·10 ⁻³	-9,443·10 ⁻⁶	-7,814·10 ⁻⁶	-9,734·10 ⁺³	-8,585·10 ⁺³
4	-2,768·10 ⁻³	-2,345·10 ⁻³	-9,182·10 ⁻⁶	-7,553·10 ⁻⁶	-8,256·10 ⁺³	-7,106·10 ⁺³
5	-3,263·10 ⁻³	-2,843·10 ⁻³	-9,748·10 ⁻⁶	-8,132·10 ⁻⁶	-9,747·10 ⁺³	-8,605·10 ⁺³
6	-3,017·10 ⁻³	-2,597·10 ⁻³	-9,523·10 ⁻⁶	-7,908·10 ⁻⁶	-8,581·10 ⁺³	-7,440·10 ⁺³
7	-3,321·10 ⁻³	-2,898·10 ⁻³	-1,031·10 ⁻⁵	-8,680·10 ⁻⁶	-1,080·10 ⁺⁴	-9,649·10 ⁺³
8	-3,016·10 ⁻³	-2,593·10 ⁻³	-1,005·10 ⁻⁵	-8,422·10 ⁻⁶	-9,348·10 ⁺³	-8,199·10 ⁺³
9	-3,476·10 ⁻³	-3,070·10 ⁻³	-1,055·10 ⁻⁵	-8,982·10 ⁻⁶	-1,023·10 ⁺⁴	-9,127·10 ⁺³
10	-3,415·10 ⁻³	-3,009·10 ⁻³	-1,049·10 ⁻⁵	-8,927·10 ⁻⁶	-9,943·10 ⁺³	-8,838·10 ⁺³
11	-3,066·10 ⁻³	-2,663·10 ⁻³	-9,208·10 ⁻⁶	-7,656·10 ⁻⁶	-9,735·10 ⁺³	-8,637·10 ⁺³
12	-3,054·10 ⁻³	-2,650·10 ⁻³	-9,176·10 ⁻⁶	-7,624·10 ⁻⁶	-9,683·10 ⁺³	-8,585·10 ⁺³
13	-2,546·10 ⁻³	-2,142·10 ⁻³	-6,558·10 ⁻⁶	-5,004·10 ⁻⁶	-8,425·10 ⁺³	-7,325·10 ⁺³
14	-2,512·10 ⁻³	-2,108·10 ⁻³	-6,336·10 ⁻⁶	-4,782·10 ⁻⁶	-8,344·10 ⁺³	-7,244·10 ⁺³
15	-3,054·10 ⁻³	-2,651·10 ⁻³	-9,294·10 ⁻⁶	-7,743·10 ⁻⁶	-9,093·10 ⁺³	-7,997·10 ⁺³
16	-3,028·10 ⁻³	-2,625·10 ⁻³	-9,121·10 ⁻⁶	-7,571·10 ⁻⁶	-9,031·10 ⁺³	-7,934·10 ⁺³
17	-3,199·10 ⁻³	-2,798·10 ⁻³	-9,397·10 ⁻⁶	-7,857·10 ⁻⁶	-8,806·10 ⁺³	-7,717·10 ⁺³
18	-3,197·10 ⁻³	-2,797·10 ⁻³	-9,387·10 ⁻⁶	-7,847·10 ⁻⁶	-8,803·10 ⁺³	-7,713·10 ⁺³
19	-2,661·10 ⁻³	-2,260·10 ⁻³	-6,898·10 ⁻⁶	-5,355·10 ⁻⁶	-8,626·10 ⁺³	-7,534·10 ⁺³
20	-2,658·10 ⁻³	-2,257·10 ⁻³	-6,879·10 ⁻⁶	-5,336·10 ⁻⁶	-8,619·10 ⁺³	-7,527·10 ⁺³
21	-3,162·10 ⁻³	-2,761·10 ⁻³	-9,723·10 ⁻⁶	-8,183·10 ⁻⁶	-7,867·10 ⁺³	-6,777·10 ⁺³
22	-3,160·10 ⁻³	-2,759·10 ⁻³	-9,708·10 ⁻⁶	-8,168·10 ⁻⁶	-7,861·10 ⁺³	-6,771·10 ⁺³
23	-2,638·10 ⁻³	-2,242·10 ⁻³	-4,671·10 ⁻⁶	-3,146·10 ⁻⁶	-8,460·10 ⁺³	-7,380·10 ⁺³
24	-2,637·10 ⁻³	-2,240·10 ⁻³	-4,663·10 ⁻⁶	-3,138·10 ⁻⁶	-8,456·10 ⁺³	-7,377·10 ⁺³
25	-3,081·10 ⁻³	-2,678·10 ⁻³	-8,610·10 ⁻⁶	-7,060·10 ⁻⁶	-9,449·10 ⁺³	-8,352·10 ⁺³
26	-3,062·10 ⁻³	-2,659·10 ⁻³	-8,485·10 ⁻⁶	-6,935·10 ⁻⁶	-9,403·10 ⁺³	-8,306·10 ⁺³
27	-2,136·10 ⁻³	-1,733·10 ⁻³	-3,954·10 ⁻⁶	-2,408·10 ⁻⁶	-7,156·10 ⁺³	-6,062·10 ⁺³
28	-2,135·10 ⁻³	-1,733·10 ⁻³	-3,949·10 ⁻⁶	-2,403·10 ⁻⁶	-7,154·10 ⁺³	-6,060·10 ⁺³
29	-3,175·10 ⁻³	-2,773·10 ⁻³	-8,699·10 ⁻⁶	-7,152·10 ⁻⁶	-8,450·10 ⁺³	-7,356·10 ⁺³
30	-3,175·10 ⁻³	-2,772·10 ⁻³	-8,694·10 ⁻⁶	-7,147·10 ⁻⁶	-8,448·10 ⁺³	-7,354·10 ⁺³
31	-1,669·10 ⁻³	-1,273·10 ⁻³	-2,457·10 ⁻⁶	-9,343·10 ⁻⁷	-4,614·10 ⁺³	-3,579·10 ⁺³
32	-1,669·10 ⁻³	-1,273·10 ⁻³	-2,457·10 ⁻⁶	-9,343·10 ⁻⁷	-4,614·10 ⁺³	-3,579·10 ⁺³
33	-1,742·10 ⁻³	-1,323·10 ⁻³	-2,869·10 ⁻⁶	-1,257·10 ⁻⁶	-6,103·10 ⁺³	-5,008·10 ⁺³
34	-1,431·10 ⁻³	-1,012·10 ⁻³	-2,608·10 ⁻⁶	-9,959·10 ⁻⁷	-4,625·10 ⁺³	-3,530·10 ⁺³
35	-1,926·10 ⁻³	-1,510·10 ⁻³	-3,174·10 ⁻⁶	-1,575·10 ⁻⁶	-6,116·10 ⁺³	-5,029·10 ⁺³
36	-1,680·10 ⁻³	-1,264·10 ⁻³	-2,949·10 ⁻⁶	-1,351·10 ⁻⁶	-4,950·10 ⁺³	-3,863·10 ⁺³
37	-1,984·10 ⁻³	-1,565·10 ⁻³	-3,733·10 ⁻⁶	-2,123·10 ⁻⁶	-7,167·10 ⁺³	-6,072·10 ⁺³
38	-1,679·10 ⁻³	-1,260·10 ⁻³	-3,475·10 ⁻⁶	-1,865·10 ⁻⁶	-5,717·10 ⁺³	-4,622·10 ⁺³
39	-2,139·10 ⁻³	-1,737·10 ⁻³	-3,971·10 ⁻⁶	-2,425·10 ⁻⁶	-6,601·10 ⁺³	-5,550·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
40	-2,078·10 ⁻³	-1,676·10 ⁻³	-3,916·10 ⁻⁶	-2,369·10 ⁻⁶	-6,312·10 ⁺³	-5,261·10 ⁺³
41	-1,729·10 ⁻³	-1,330·10 ⁻³	-2,634·10 ⁻⁶	-1,098·10 ⁻⁶	-6,104·10 ⁺³	-5,060·10 ⁺³
42	-1,717·10 ⁻³	-1,318·10 ⁻³	-2,602·10 ⁻⁶	-1,067·10 ⁻⁶	-6,052·10 ⁺³	-5,008·10 ⁺³
43	-1,209·10 ⁻³	-8,089·10 ⁻⁴	1,564·10 ⁻⁸	1,554·10 ⁻⁶	-4,794·10 ⁺³	-3,749·10 ⁺³
44	-1,175·10 ⁻³	-7,753·10 ⁻⁴	2,376·10 ⁻⁷	1,776·10 ⁻⁶	-4,713·10 ⁺³	-3,668·10 ⁺³
45	-1,718·10 ⁻³	-1,319·10 ⁻³	-2,720·10 ⁻⁶	-1,186·10 ⁻⁶	-5,462·10 ⁺³	-4,420·10 ⁺³
46	-1,691·10 ⁻³	-1,292·10 ⁻³	-2,547·10 ⁻⁶	-1,013·10 ⁻⁶	-5,399·10 ⁺³	-4,357·10 ⁺³
47	-1,862·10 ⁻³	-1,466·10 ⁻³	-2,823·10 ⁻⁶	-1,300·10 ⁻⁶	-5,175·10 ⁺³	-4,140·10 ⁺³
48	-1,860·10 ⁻³	-1,464·10 ⁻³	-2,813·10 ⁻⁶	-1,290·10 ⁻⁶	-5,172·10 ⁺³	-4,136·10 ⁺³
49	-1,324·10 ⁻³	-9,274·10 ⁻⁴	-3,240·10 ⁻⁷	1,203·10 ⁻⁶	-4,995·10 ⁺³	-3,958·10 ⁺³
50	-1,322·10 ⁻³	-9,246·10 ⁻⁴	-3,049·10 ⁻⁷	1,222·10 ⁻⁶	-4,988·10 ⁺³	-3,951·10 ⁺³
51	-1,825·10 ⁻³	-1,429·10 ⁻³	-3,150·10 ⁻⁶	-1,626·10 ⁻⁶	-4,236·10 ⁺³	-3,200·10 ⁺³
52	-1,823·10 ⁻³	-1,426·10 ⁻³	-3,134·10 ⁻⁶	-1,610·10 ⁻⁶	-4,230·10 ⁺³	-3,195·10 ⁺³
53	-1,301·10 ⁻³	-9,089·10 ⁻⁴	1,903·10 ⁻⁶	3,411·10 ⁻⁶	-4,829·10 ⁺³	-3,803·10 ⁺³
54	-1,300·10 ⁻³	-9,078·10 ⁻⁴	1,911·10 ⁻⁶	3,420·10 ⁻⁶	-4,825·10 ⁺³	-3,800·10 ⁺³
55	-1,744·10 ⁻³	-1,346·10 ⁻³	-2,036·10 ⁻⁶	-5,027·10 ⁻⁷	-5,818·10 ⁺³	-4,775·10 ⁺³
56	-1,725·10 ⁻³	-1,327·10 ⁻³	-1,912·10 ⁻⁶	-3,778·10 ⁻⁷	-5,772·10 ⁺³	-4,730·10 ⁺³
57	-7,988·10 ⁻⁴	-4,009·10 ⁻⁴	2,620·10 ⁻⁶	4,150·10 ⁻⁶	-3,525·10 ⁺³	-2,485·10 ⁺³
58	-7,981·10 ⁻⁴	-4,002·10 ⁻⁴	2,625·10 ⁻⁶	4,155·10 ⁻⁶	-3,523·10 ⁺³	-2,483·10 ⁺³
59	-1,838·10 ⁻³	-1,440·10 ⁻³	-2,125·10 ⁻⁶	-5,946·10 ⁻⁷	-4,819·10 ⁺³	-3,779·10 ⁺³
60	-1,838·10 ⁻³	-1,440·10 ⁻³	-2,120·10 ⁻⁶	-5,896·10 ⁻⁷	-4,817·10 ⁺³	-3,777·10 ⁺³
61	-2,556·10 ⁻³	-2,192·10 ⁻³	-8,103·10 ⁻⁶	-6,701·10 ⁻⁶	-7,397·10 ⁺³	-6,408·10 ⁺³
62	-2,556·10 ⁻³	-2,192·10 ⁻³	-8,103·10 ⁻⁶	-6,701·10 ⁻⁶	-7,397·10 ⁺³	-6,408·10 ⁺³
63	-2,617·10 ⁻³	-2,233·10 ⁻³	-8,446·10 ⁻⁶	-6,969·10 ⁻⁶	-8,637·10 ⁺³	-7,598·10 ⁺³
64	-2,358·10 ⁻³	-1,974·10 ⁻³	-8,229·10 ⁻⁶	-6,752·10 ⁻⁶	-7,407·10 ⁺³	-6,367·10 ⁺³
65	-2,770·10 ⁻³	-2,389·10 ⁻³	-8,700·10 ⁻⁶	-7,234·10 ⁻⁶	-8,648·10 ⁺³	-7,615·10 ⁺³
66	-2,565·10 ⁻³	-2,184·10 ⁻³	-8,513·10 ⁻⁶	-7,048·10 ⁻⁶	-7,677·10 ⁺³	-6,645·10 ⁺³
67	-2,818·10 ⁻³	-2,435·10 ⁻³	-9,166·10 ⁻⁶	-7,691·10 ⁻⁶	-9,523·10 ⁺³	-8,484·10 ⁺³
68	-2,564·10 ⁻³	-2,181·10 ⁻³	-8,951·10 ⁻⁶	-7,476·10 ⁻⁶	-8,315·10 ⁺³	-7,277·10 ⁺³
69	-2,948·10 ⁻³	-2,578·10 ⁻³	-9,364·10 ⁻⁶	-7,942·10 ⁻⁶	-9,052·10 ⁺³	-8,050·10 ⁺³
70	-2,897·10 ⁻³	-2,527·10 ⁻³	-9,318·10 ⁻⁶	-7,896·10 ⁻⁶	-8,811·10 ⁺³	-7,809·10 ⁺³
71	-2,606·10 ⁻³	-2,239·10 ⁻³	-8,250·10 ⁻⁶	-6,838·10 ⁻⁶	-8,638·10 ⁺³	-7,642·10 ⁺³
72	-2,596·10 ⁻³	-2,229·10 ⁻³	-8,224·10 ⁻⁶	-6,811·10 ⁻⁶	-8,594·10 ⁺³	-7,598·10 ⁺³
73	-2,173·10 ⁻³	-1,805·10 ⁻³	-6,044·10 ⁻⁶	-4,629·10 ⁻⁶	-7,547·10 ⁺³	-6,549·10 ⁺³
74	-2,145·10 ⁻³	-1,777·10 ⁻³	-5,859·10 ⁻⁶	-4,444·10 ⁻⁶	-7,479·10 ⁺³	-6,482·10 ⁺³
75	-2,597·10 ⁻³	-2,230·10 ⁻³	-8,322·10 ⁻⁶	-6,910·10 ⁻⁶	-8,104·10 ⁺³	-7,109·10 ⁺³
76	-2,575·10 ⁻³	-2,208·10 ⁻³	-8,178·10 ⁻⁶	-6,767·10 ⁻⁶	-8,051·10 ⁺³	-7,056·10 ⁺³
77	-2,717·10 ⁻³	-2,352·10 ⁻³	-8,408·10 ⁻⁶	-7,005·10 ⁻⁶	-7,865·10 ⁺³	-6,875·10 ⁺³
78	-2,716·10 ⁻³	-2,351·10 ⁻³	-8,400·10 ⁻⁶	-6,997·10 ⁻⁶	-7,862·10 ⁺³	-6,872·10 ⁺³
79	-2,269·10 ⁻³	-1,904·10 ⁻³	-6,326·10 ⁻⁶	-4,921·10 ⁻⁶	-7,714·10 ⁺³	-6,723·10 ⁺³
80	-2,267·10 ⁻³	-1,901·10 ⁻³	-6,310·10 ⁻⁶	-4,905·10 ⁻⁶	-7,709·10 ⁺³	-6,718·10 ⁺³
81	-2,686·10 ⁻³	-2,321·10 ⁻³	-8,680·10 ⁻⁶	-7,277·10 ⁻⁶	-7,082·10 ⁺³	-6,093·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
82	-2,684·10 ⁻³	-2,319·10 ⁻³	-8,667·10 ⁻⁶	-7,264·10 ⁻⁶	-7,078·10 ⁺³	-6,088·10 ⁺³
83	-2,250·10 ⁻³	-1,888·10 ⁻³	-4,472·10 ⁻⁶	-3,082·10 ⁻⁶	-7,576·10 ⁺³	-6,595·10 ⁺³
84	-2,249·10 ⁻³	-1,887·10 ⁻³	-4,465·10 ⁻⁶	-3,075·10 ⁻⁶	-7,573·10 ⁺³	-6,592·10 ⁺³
85	-2,619·10 ⁻³	-2,252·10 ⁻³	-7,753·10 ⁻⁶	-6,341·10 ⁻⁶	-8,399·10 ⁺³	-7,404·10 ⁺³
86	-2,603·10 ⁻³	-2,236·10 ⁻³	-7,649·10 ⁻⁶	-6,237·10 ⁻⁶	-8,361·10 ⁺³	-7,367·10 ⁺³
87	-1,831·10 ⁻³	-1,465·10 ⁻³	-3,875·10 ⁻⁶	-2,467·10 ⁻⁶	-6,490·10 ⁺³	-5,497·10 ⁺³
88	-1,831·10 ⁻³	-1,465·10 ⁻³	-3,871·10 ⁻⁶	-2,462·10 ⁻⁶	-6,489·10 ⁺³	-5,496·10 ⁺³
89	-2,697·10 ⁻³	-2,331·10 ⁻³	-7,826·10 ⁻⁶	-6,418·10 ⁻⁶	-7,568·10 ⁺³	-6,575·10 ⁺³
90	-2,697·10 ⁻³	-2,330·10 ⁻³	-7,822·10 ⁻⁶	-6,414·10 ⁻⁶	-7,566·10 ⁺³	-6,573·10 ⁺³
91	-1,440·10 ⁻³	-1,079·10 ⁻³	-2,614·10 ⁻⁶	-1,226·10 ⁻⁶	-4,366·10 ⁺³	-3,422·10 ⁺³
92	-1,440·10 ⁻³	-1,079·10 ⁻³	-2,614·10 ⁻⁶	-1,226·10 ⁻⁶	-4,366·10 ⁺³	-3,422·10 ⁺³
93	-1,501·10 ⁻³	-1,121·10 ⁻³	-2,957·10 ⁻⁶	-1,495·10 ⁻⁶	-5,606·10 ⁺³	-4,612·10 ⁺³
94	-1,242·10 ⁻³	-8,615·10 ⁻⁴	-2,740·10 ⁻⁶	-1,277·10 ⁻⁶	-4,375·10 ⁺³	-3,381·10 ⁺³
95	-1,654·10 ⁻³	-1,277·10 ⁻³	-3,211·10 ⁻⁶	-1,759·10 ⁻⁶	-5,616·10 ⁺³	-4,629·10 ⁺³
96	-1,449·10 ⁻³	-1,072·10 ⁻³	-3,024·10 ⁻⁶	-1,573·10 ⁻⁶	-4,645·10 ⁺³	-3,659·10 ⁺³
97	-1,702·10 ⁻³	-1,322·10 ⁻³	-3,677·10 ⁻⁶	-2,216·10 ⁻⁶	-6,491·10 ⁺³	-5,498·10 ⁺³
98	-1,448·10 ⁻³	-1,068·10 ⁻³	-3,462·10 ⁻⁶	-2,001·10 ⁻⁶	-5,284·10 ⁺³	-4,291·10 ⁺³
99	-1,832·10 ⁻³	-1,466·10 ⁻³	-3,876·10 ⁻⁶	-2,467·10 ⁻⁶	-6,020·10 ⁺³	-5,064·10 ⁺³
100	-1,781·10 ⁻³	-1,415·10 ⁻³	-3,829·10 ⁻⁶	-2,421·10 ⁻⁶	-5,780·10 ⁺³	-4,823·10 ⁺³
101	-1,490·10 ⁻³	-1,126·10 ⁻³	-2,762·10 ⁻⁶	-1,363·10 ⁻⁶	-5,606·10 ⁺³	-4,656·10 ⁺³
102	-1,480·10 ⁻³	-1,116·10 ⁻³	-2,735·10 ⁻⁶	-1,336·10 ⁻⁶	-5,563·10 ⁺³	-4,612·10 ⁺³
103	-1,057·10 ⁻³	-6,924·10 ⁻⁴	-5,550·10 ⁻⁷	8,460·10 ⁻⁷	-4,515·10 ⁺³	-3,563·10 ⁺³
104	-1,029·10 ⁻³	-6,644·10 ⁻⁴	-3,702·10 ⁻⁷	1,031·10 ⁻⁶	-4,448·10 ⁺³	-3,496·10 ⁺³
105	-1,480·10 ⁻³	-1,117·10 ⁻³	-2,833·10 ⁻⁶	-1,435·10 ⁻⁶	-5,072·10 ⁺³	-4,122·10 ⁺³
106	-1,459·10 ⁻³	-1,095·10 ⁻³	-2,689·10 ⁻⁶	-1,292·10 ⁻⁶	-5,020·10 ⁺³	-4,070·10 ⁺³
107	-1,601·10 ⁻³	-1,239·10 ⁻³	-2,919·10 ⁻⁶	-1,530·10 ⁻⁶	-4,833·10 ⁺³	-3,889·10 ⁺³
108	-1,599·10 ⁻³	-1,238·10 ⁻³	-2,911·10 ⁻⁶	-1,522·10 ⁻⁶	-4,830·10 ⁺³	-3,886·10 ⁺³
109	-1,153·10 ⁻³	-7,911·10 ⁻⁴	-8,378·10 ⁻⁷	5,538·10 ⁻⁷	-4,683·10 ⁺³	-3,737·10 ⁺³
110	-1,151·10 ⁻³	-7,887·10 ⁻⁴	-8,219·10 ⁻⁷	5,697·10 ⁻⁷	-4,677·10 ⁺³	-3,731·10 ⁺³
111	-1,570·10 ⁻³	-1,209·10 ⁻³	-3,191·10 ⁻⁶	-1,802·10 ⁻⁶	-4,051·10 ⁺³	-3,107·10 ⁺³
112	-1,568·10 ⁻³	-1,207·10 ⁻³	-3,178·10 ⁻⁶	-1,789·10 ⁻⁶	-4,046·10 ⁺³	-3,102·10 ⁺³
113	-1,134·10 ⁻³	-7,757·10 ⁻⁴	1,017·10 ⁻⁶	2,393·10 ⁻⁶	-4,544·10 ⁺³	-3,609·10 ⁺³
114	-1,133·10 ⁻³	-7,747·10 ⁻⁴	1,024·10 ⁻⁶	2,400·10 ⁻⁶	-4,541·10 ⁺³	-3,606·10 ⁺³
115	-1,503·10 ⁻³	-1,139·10 ⁻³	-2,264·10 ⁻⁶	-8,666·10 ⁻⁷	-5,368·10 ⁺³	-4,418·10 ⁺³
116	-1,487·10 ⁻³	-1,124·10 ⁻³	-2,160·10 ⁻⁶	-7,626·10 ⁻⁷	-5,330·10 ⁺³	-4,380·10 ⁺³
117	-7,152·10 ⁻⁴	-3,525·10 ⁻⁴	1,614·10 ⁻⁶	3,008·10 ⁻⁶	-3,459·10 ⁺³	-2,511·10 ⁺³
118	-7,146·10 ⁻⁴	-3,520·10 ⁻⁴	1,618·10 ⁻⁶	3,012·10 ⁻⁶	-3,457·10 ⁺³	-2,510·10 ⁺³
119	-1,581·10 ⁻³	-1,218·10 ⁻³	-2,338·10 ⁻⁶	-9,431·10 ⁻⁷	-4,536·10 ⁺³	-3,589·10 ⁺³
120	-1,580·10 ⁻³	-1,218·10 ⁻³	-2,334·10 ⁻⁶	-9,389·10 ⁻⁷	-4,535·10 ⁺³	-3,587·10 ⁺³
121	-2,873·10 ⁻³	-2,491·10 ⁻³	-8,426·10 ⁻⁶	-6,954·10 ⁻⁶	-7,578·10 ⁺³	-6,535·10 ⁺³
122	-2,873·10 ⁻³	-2,491·10 ⁻³	-8,426·10 ⁻⁶	-6,954·10 ⁻⁶	-7,578·10 ⁺³	-6,535·10 ⁺³
123	-2,934·10 ⁻³	-2,532·10 ⁻³	-8,769·10 ⁻⁶	-7,223·10 ⁻⁶	-8,819·10 ⁺³	-7,725·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
124	$-2,675 \cdot 10^{-3}$	$-2,273 \cdot 10^{-3}$	$-8,552 \cdot 10^{-6}$	$-7,005 \cdot 10^{-6}$	$-7,588 \cdot 10^{+3}$	$-6,494 \cdot 10^{+3}$
125	$-3,088 \cdot 10^{-3}$	$-2,688 \cdot 10^{-3}$	$-9,023 \cdot 10^{-6}$	$-7,487 \cdot 10^{-6}$	$-8,829 \cdot 10^{+3}$	$-7,742 \cdot 10^{+3}$
126	$-2,883 \cdot 10^{-3}$	$-2,483 \cdot 10^{-3}$	$-8,836 \cdot 10^{-6}$	$-7,301 \cdot 10^{-6}$	$-7,858 \cdot 10^{+3}$	$-6,771 \cdot 10^{+3}$
127	$-3,135 \cdot 10^{-3}$	$-2,734 \cdot 10^{-3}$	$-9,489 \cdot 10^{-6}$	$-7,944 \cdot 10^{-6}$	$-9,704 \cdot 10^{+3}$	$-8,611 \cdot 10^{+3}$
128	$-2,882 \cdot 10^{-3}$	$-2,480 \cdot 10^{-3}$	$-9,274 \cdot 10^{-6}$	$-7,729 \cdot 10^{-6}$	$-8,497 \cdot 10^{+3}$	$-7,403 \cdot 10^{+3}$
129	$-3,265 \cdot 10^{-3}$	$-2,877 \cdot 10^{-3}$	$-9,687 \cdot 10^{-6}$	$-8,195 \cdot 10^{-6}$	$-9,233 \cdot 10^{+3}$	$-8,176 \cdot 10^{+3}$
130	$-3,214 \cdot 10^{-3}$	$-2,826 \cdot 10^{-3}$	$-9,641 \cdot 10^{-6}$	$-8,149 \cdot 10^{-6}$	$-8,992 \cdot 10^{+3}$	$-7,935 \cdot 10^{+3}$
131	$-2,924 \cdot 10^{-3}$	$-2,538 \cdot 10^{-3}$	$-8,574 \cdot 10^{-6}$	$-7,091 \cdot 10^{-6}$	$-8,819 \cdot 10^{+3}$	$-7,768 \cdot 10^{+3}$
132	$-2,913 \cdot 10^{-3}$	$-2,528 \cdot 10^{-3}$	$-8,547 \cdot 10^{-6}$	$-7,064 \cdot 10^{-6}$	$-8,776 \cdot 10^{+3}$	$-7,725 \cdot 10^{+3}$
133	$-2,490 \cdot 10^{-3}$	$-2,104 \cdot 10^{-3}$	$-6,367 \cdot 10^{-6}$	$-4,882 \cdot 10^{-6}$	$-7,728 \cdot 10^{+3}$	$-6,676 \cdot 10^{+3}$
134	$-2,462 \cdot 10^{-3}$	$-2,076 \cdot 10^{-3}$	$-6,182 \cdot 10^{-6}$	$-4,697 \cdot 10^{-6}$	$-7,661 \cdot 10^{+3}$	$-6,608 \cdot 10^{+3}$
135	$-2,914 \cdot 10^{-3}$	$-2,528 \cdot 10^{-3}$	$-8,645 \cdot 10^{-6}$	$-7,164 \cdot 10^{-6}$	$-8,285 \cdot 10^{+3}$	$-7,235 \cdot 10^{+3}$
136	$-2,892 \cdot 10^{-3}$	$-2,507 \cdot 10^{-3}$	$-8,501 \cdot 10^{-6}$	$-7,020 \cdot 10^{-6}$	$-8,233 \cdot 10^{+3}$	$-7,183 \cdot 10^{+3}$
137	$-3,034 \cdot 10^{-3}$	$-2,651 \cdot 10^{-3}$	$-8,731 \cdot 10^{-6}$	$-7,259 \cdot 10^{-6}$	$-8,046 \cdot 10^{+3}$	$-7,002 \cdot 10^{+3}$
138	$-3,033 \cdot 10^{-3}$	$-2,650 \cdot 10^{-3}$	$-8,723 \cdot 10^{-6}$	$-7,250 \cdot 10^{-6}$	$-8,043 \cdot 10^{+3}$	$-6,999 \cdot 10^{+3}$
139	$-2,586 \cdot 10^{-3}$	$-2,203 \cdot 10^{-3}$	$-6,650 \cdot 10^{-6}$	$-5,174 \cdot 10^{-6}$	$-7,896 \cdot 10^{+3}$	$-6,850 \cdot 10^{+3}$
140	$-2,584 \cdot 10^{-3}$	$-2,200 \cdot 10^{-3}$	$-6,634 \cdot 10^{-6}$	$-5,158 \cdot 10^{-6}$	$-7,890 \cdot 10^{+3}$	$-6,844 \cdot 10^{+3}$
141	$-3,003 \cdot 10^{-3}$	$-2,620 \cdot 10^{-3}$	$-9,003 \cdot 10^{-6}$	$-7,530 \cdot 10^{-6}$	$-7,264 \cdot 10^{+3}$	$-6,219 \cdot 10^{+3}$
142	$-3,001 \cdot 10^{-3}$	$-2,618 \cdot 10^{-3}$	$-8,990 \cdot 10^{-6}$	$-7,517 \cdot 10^{-6}$	$-7,259 \cdot 10^{+3}$	$-6,215 \cdot 10^{+3}$
143	$-2,567 \cdot 10^{-3}$	$-2,187 \cdot 10^{-3}$	$-4,795 \cdot 10^{-6}$	$-3,335 \cdot 10^{-6}$	$-7,757 \cdot 10^{+3}$	$-6,722 \cdot 10^{+3}$
144	$-2,566 \cdot 10^{-3}$	$-2,186 \cdot 10^{-3}$	$-4,788 \cdot 10^{-6}$	$-3,328 \cdot 10^{-6}$	$-7,754 \cdot 10^{+3}$	$-6,719 \cdot 10^{+3}$
145	$-2,936 \cdot 10^{-3}$	$-2,551 \cdot 10^{-3}$	$-8,076 \cdot 10^{-6}$	$-6,595 \cdot 10^{-6}$	$-8,581 \cdot 10^{+3}$	$-7,531 \cdot 10^{+3}$
146	$-2,920 \cdot 10^{-3}$	$-2,535 \cdot 10^{-3}$	$-7,972 \cdot 10^{-6}$	$-6,491 \cdot 10^{-6}$	$-8,543 \cdot 10^{+3}$	$-7,493 \cdot 10^{+3}$
147	$-2,148 \cdot 10^{-3}$	$-1,764 \cdot 10^{-3}$	$-4,198 \cdot 10^{-6}$	$-2,720 \cdot 10^{-6}$	$-6,672 \cdot 10^{+3}$	$-5,624 \cdot 10^{+3}$
148	$-2,148 \cdot 10^{-3}$	$-1,764 \cdot 10^{-3}$	$-4,194 \cdot 10^{-6}$	$-2,716 \cdot 10^{-6}$	$-6,670 \cdot 10^{+3}$	$-5,622 \cdot 10^{+3}$
149	$-3,014 \cdot 10^{-3}$	$-2,630 \cdot 10^{-3}$	$-8,149 \cdot 10^{-6}$	$-6,671 \cdot 10^{-6}$	$-7,749 \cdot 10^{+3}$	$-6,701 \cdot 10^{+3}$
150	$-3,014 \cdot 10^{-3}$	$-2,629 \cdot 10^{-3}$	$-8,145 \cdot 10^{-6}$	$-6,667 \cdot 10^{-6}$	$-7,748 \cdot 10^{+3}$	$-6,700 \cdot 10^{+3}$
151	$-1,537 \cdot 10^{-3}$	$-1,158 \cdot 10^{-3}$	$-1,852 \cdot 10^{-6}$	$-3,966 \cdot 10^{-7}$	$-3,947 \cdot 10^{+3}$	$-2,958 \cdot 10^{+3}$
152	$-1,537 \cdot 10^{-3}$	$-1,158 \cdot 10^{-3}$	$-1,852 \cdot 10^{-6}$	$-3,966 \cdot 10^{-7}$	$-3,947 \cdot 10^{+3}$	$-2,958 \cdot 10^{+3}$
153	$-1,597 \cdot 10^{-3}$	$-1,200 \cdot 10^{-3}$	$-2,195 \cdot 10^{-6}$	$-6,651 \cdot 10^{-7}$	$-5,188 \cdot 10^{+3}$	$-4,148 \cdot 10^{+3}$
154	$-1,338 \cdot 10^{-3}$	$-9,405 \cdot 10^{-4}$	$-1,978 \cdot 10^{-6}$	$-4,479 \cdot 10^{-7}$	$-3,957 \cdot 10^{+3}$	$-2,917 \cdot 10^{+3}$
155	$-1,751 \cdot 10^{-3}$	$-1,356 \cdot 10^{-3}$	$-2,449 \cdot 10^{-6}$	$-9,299 \cdot 10^{-7}$	$-5,198 \cdot 10^{+3}$	$-4,165 \cdot 10^{+3}$
156	$-1,546 \cdot 10^{-3}$	$-1,151 \cdot 10^{-3}$	$-2,262 \cdot 10^{-6}$	$-7,433 \cdot 10^{-7}$	$-4,227 \cdot 10^{+3}$	$-3,195 \cdot 10^{+3}$
157	$-1,799 \cdot 10^{-3}$	$-1,401 \cdot 10^{-3}$	$-2,915 \cdot 10^{-6}$	$-1,386 \cdot 10^{-6}$	$-6,073 \cdot 10^{+3}$	$-5,034 \cdot 10^{+3}$
158	$-1,545 \cdot 10^{-3}$	$-1,147 \cdot 10^{-3}$	$-2,700 \cdot 10^{-6}$	$-1,171 \cdot 10^{-6}$	$-4,866 \cdot 10^{+3}$	$-3,827 \cdot 10^{+3}$
159	$-1,928 \cdot 10^{-3}$	$-1,544 \cdot 10^{-3}$	$-3,113 \cdot 10^{-6}$	$-1,638 \cdot 10^{-6}$	$-5,602 \cdot 10^{+3}$	$-4,600 \cdot 10^{+3}$
160	$-1,877 \cdot 10^{-3}$	$-1,494 \cdot 10^{-3}$	$-3,067 \cdot 10^{-6}$	$-1,592 \cdot 10^{-6}$	$-5,361 \cdot 10^{+3}$	$-4,359 \cdot 10^{+3}$
161	$-1,587 \cdot 10^{-3}$	$-1,205 \cdot 10^{-3}$	$-2,000 \cdot 10^{-6}$	$-5,332 \cdot 10^{-7}$	$-5,188 \cdot 10^{+3}$	$-4,192 \cdot 10^{+3}$
162	$-1,576 \cdot 10^{-3}$	$-1,195 \cdot 10^{-3}$	$-1,973 \cdot 10^{-6}$	$-5,068 \cdot 10^{-7}$	$-5,145 \cdot 10^{+3}$	$-4,148 \cdot 10^{+3}$
163	$-1,153 \cdot 10^{-3}$	$-7,713 \cdot 10^{-4}$	$2,072 \cdot 10^{-7}$	$1,675 \cdot 10^{-6}$	$-4,097 \cdot 10^{+3}$	$-3,099 \cdot 10^{+3}$
164	$-1,125 \cdot 10^{-3}$	$-7,433 \cdot 10^{-4}$	$3,920 \cdot 10^{-7}$	$1,860 \cdot 10^{-6}$	$-4,030 \cdot 10^{+3}$	$-3,032 \cdot 10^{+3}$
165	$-1,577 \cdot 10^{-3}$	$-1,196 \cdot 10^{-3}$	$-2,071 \cdot 10^{-6}$	$-6,060 \cdot 10^{-7}$	$-4,654 \cdot 10^{+3}$	$-3,659 \cdot 10^{+3}$

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
166	-1,555·10 ⁻³	-1,174·10 ⁻³	-1,927·10 ⁻⁶	-4,622·10 ⁻⁷	-4,602·10 ⁺³	-3,606·10 ⁺³
167	-1,697·10 ⁻³	-1,318·10 ⁻³	-2,157·10 ⁻⁶	-7,010·10 ⁻⁷	-4,415·10 ⁺³	-3,425·10 ⁺³
168	-1,696·10 ⁻³	-1,317·10 ⁻³	-2,149·10 ⁻⁶	-6,927·10 ⁻⁷	-4,412·10 ⁺³	-3,422·10 ⁺³
169	-1,249·10 ⁻³	-8,700·10 ⁻⁴	-7,568·10 ⁻⁸	1,383·10 ⁻⁶	-4,265·10 ⁺³	-3,273·10 ⁺³
170	-1,247·10 ⁻³	-8,676·10 ⁻⁴	-5,976·10 ⁻⁸	1,399·10 ⁻⁶	-4,259·10 ⁺³	-3,267·10 ⁺³
171	-1,666·10 ⁻³	-1,287·10 ⁻³	-2,429·10 ⁻⁶	-9,723·10 ⁻⁷	-3,633·10 ⁺³	-2,643·10 ⁺³
172	-1,664·10 ⁻³	-1,286·10 ⁻³	-2,416·10 ⁻⁶	-9,595·10 ⁻⁷	-3,628·10 ⁺³	-2,638·10 ⁺³
173	-1,230·10 ⁻³	-8,546·10 ⁻⁴	1,779·10 ⁻⁶	3,223·10 ⁻⁶	-4,126·10 ⁺³	-3,145·10 ⁺³
174	-1,229·10 ⁻³	-8,536·10 ⁻⁴	1,786·10 ⁻⁶	3,230·10 ⁻⁶	-4,123·10 ⁺³	-3,142·10 ⁺³
175	-1,599·10 ⁻³	-1,218·10 ⁻³	-1,502·10 ⁻⁶	-3,714·10 ⁻⁸	-4,950·10 ⁺³	-3,954·10 ⁺³
176	-1,583·10 ⁻³	-1,202·10 ⁻³	-1,398·10 ⁻⁶	6,686·10 ⁻⁸	-4,912·10 ⁺³	-3,916·10 ⁺³
177	-8,116·10 ⁻⁴	-4,315·10 ⁻⁴	2,376·10 ⁻⁶	3,838·10 ⁻⁶	-3,041·10 ⁺³	-2,047·10 ⁺³
178	-8,110·10 ⁻⁴	-4,309·10 ⁻⁴	2,380·10 ⁻⁶	3,842·10 ⁻⁶	-3,039·10 ⁺³	-2,046·10 ⁺³
179	-1,677·10 ⁻³	-1,297·10 ⁻³	-1,576·10 ⁻⁶	-1,137·10 ⁻⁷	-4,118·10 ⁺³	-3,125·10 ⁺³
180	-1,677·10 ⁻³	-1,297·10 ⁻³	-1,571·10 ⁻⁶	-1,095·10 ⁻⁷	-4,117·10 ⁺³	-3,123·10 ⁺³
181	-2,421·10 ⁻³	-2,057·10 ⁻³	-7,492·10 ⁻⁶	-6,090·10 ⁻⁶	-6,726·10 ⁺³	-5,737·10 ⁺³
182	-2,421·10 ⁻³	-2,057·10 ⁻³	-7,492·10 ⁻⁶	-6,090·10 ⁻⁶	-6,726·10 ⁺³	-5,737·10 ⁺³
183	-2,482·10 ⁻³	-2,098·10 ⁻³	-7,835·10 ⁻⁶	-6,358·10 ⁻⁶	-7,967·10 ⁺³	-6,927·10 ⁺³
184	-2,223·10 ⁻³	-1,839·10 ⁻³	-7,617·10 ⁻⁶	-6,141·10 ⁻⁶	-6,736·10 ⁺³	-5,696·10 ⁺³
185	-2,635·10 ⁻³	-2,254·10 ⁻³	-8,089·10 ⁻⁶	-6,623·10 ⁻⁶	-7,977·10 ⁺³	-6,945·10 ⁺³
186	-2,430·10 ⁻³	-2,049·10 ⁻³	-7,902·10 ⁻⁶	-6,436·10 ⁻⁶	-7,006·10 ⁺³	-5,974·10 ⁺³
187	-2,683·10 ⁻³	-2,300·10 ⁻³	-8,554·10 ⁻⁶	-7,079·10 ⁻⁶	-8,852·10 ⁺³	-7,814·10 ⁺³
188	-2,429·10 ⁻³	-2,046·10 ⁻³	-8,340·10 ⁻⁶	-6,864·10 ⁻⁶	-7,645·10 ⁺³	-6,606·10 ⁺³
189	-2,813·10 ⁻³	-2,443·10 ⁻³	-8,753·10 ⁻⁶	-7,331·10 ⁻⁶	-8,381·10 ⁺³	-7,379·10 ⁺³
190	-2,762·10 ⁻³	-2,392·10 ⁻³	-8,707·10 ⁻⁶	-7,285·10 ⁻⁶	-8,141·10 ⁺³	-7,138·10 ⁺³
191	-2,471·10 ⁻³	-2,104·10 ⁻³	-7,639·10 ⁻⁶	-6,226·10 ⁻⁶	-7,967·10 ⁺³	-6,971·10 ⁺³
192	-2,461·10 ⁻³	-2,094·10 ⁻³	-7,612·10 ⁻⁶	-6,200·10 ⁻⁶	-7,924·10 ⁺³	-6,928·10 ⁺³
193	-2,038·10 ⁻³	-1,670·10 ⁻³	-5,432·10 ⁻⁶	-4,018·10 ⁻⁶	-6,876·10 ⁺³	-5,879·10 ⁺³
194	-2,010·10 ⁻³	-1,642·10 ⁻³	-5,248·10 ⁻⁶	-3,833·10 ⁻⁶	-6,809·10 ⁺³	-5,811·10 ⁺³
195	-2,461·10 ⁻³	-2,094·10 ⁻³	-7,711·10 ⁻⁶	-6,299·10 ⁻⁶	-7,433·10 ⁺³	-6,438·10 ⁺³
196	-2,440·10 ⁻³	-2,073·10 ⁻³	-7,567·10 ⁻⁶	-6,155·10 ⁻⁶	-7,381·10 ⁺³	-6,385·10 ⁺³
197	-2,582·10 ⁻³	-2,217·10 ⁻³	-7,797·10 ⁻⁶	-6,394·10 ⁻⁶	-7,194·10 ⁺³	-6,205·10 ⁺³
198	-2,580·10 ⁻³	-2,216·10 ⁻³	-7,789·10 ⁻⁶	-6,386·10 ⁻⁶	-7,191·10 ⁺³	-6,202·10 ⁺³
199	-2,134·10 ⁻³	-1,769·10 ⁻³	-5,715·10 ⁻⁶	-4,310·10 ⁻⁶	-7,044·10 ⁺³	-6,053·10 ⁺³
200	-2,132·10 ⁻³	-1,766·10 ⁻³	-5,699·10 ⁻⁶	-4,294·10 ⁻⁶	-7,038·10 ⁺³	-6,047·10 ⁺³
201	-2,551·10 ⁻³	-2,186·10 ⁻³	-8,068·10 ⁻⁶	-6,666·10 ⁻⁶	-6,412·10 ⁺³	-5,422·10 ⁺³
202	-2,549·10 ⁻³	-2,184·10 ⁻³	-8,056·10 ⁻⁶	-6,653·10 ⁻⁶	-6,407·10 ⁺³	-5,417·10 ⁺³
203	-2,115·10 ⁻³	-1,753·10 ⁻³	-3,861·10 ⁻⁶	-2,470·10 ⁻⁶	-6,905·10 ⁺³	-5,924·10 ⁺³
204	-2,114·10 ⁻³	-1,752·10 ⁻³	-3,854·10 ⁻⁶	-2,463·10 ⁻⁶	-6,902·10 ⁺³	-5,922·10 ⁺³
205	-2,484·10 ⁻³	-2,117·10 ⁻³	-7,141·10 ⁻⁶	-5,730·10 ⁻⁶	-7,729·10 ⁺³	-6,734·10 ⁺³
206	-2,468·10 ⁻³	-2,101·10 ⁻³	-7,037·10 ⁻⁶	-5,626·10 ⁻⁶	-7,691·10 ⁺³	-6,696·10 ⁺³
207	-1,696·10 ⁻³	-1,330·10 ⁻³	-3,264·10 ⁻⁶	-1,855·10 ⁻⁶	-5,820·10 ⁺³	-4,827·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
208	$-1,696 \cdot 10^{-3}$	$-1,330 \cdot 10^{-3}$	$-3,259 \cdot 10^{-6}$	$-1,851 \cdot 10^{-6}$	$-5,818 \cdot 10^{+3}$	$-4,825 \cdot 10^{+3}$
209	$-2,562 \cdot 10^{-3}$	$-2,196 \cdot 10^{-3}$	$-7,215 \cdot 10^{-6}$	$-5,807 \cdot 10^{-6}$	$-6,897 \cdot 10^{+3}$	$-5,904 \cdot 10^{+3}$
210	$-2,562 \cdot 10^{-3}$	$-2,195 \cdot 10^{-3}$	$-7,211 \cdot 10^{-6}$	$-5,803 \cdot 10^{-6}$	$-6,896 \cdot 10^{+3}$	$-5,902 \cdot 10^{+3}$
211	$-1,305 \cdot 10^{-3}$	$-9,440 \cdot 10^{-4}$	$-2,003 \cdot 10^{-6}$	$-6,149 \cdot 10^{-7}$	$-3,695 \cdot 10^{+3}$	$-2,751 \cdot 10^{+3}$
212	$-1,305 \cdot 10^{-3}$	$-9,440 \cdot 10^{-4}$	$-2,003 \cdot 10^{-6}$	$-6,149 \cdot 10^{-7}$	$-3,695 \cdot 10^{+3}$	$-2,751 \cdot 10^{+3}$
213	$-1,366 \cdot 10^{-3}$	$-9,856 \cdot 10^{-4}$	$-2,346 \cdot 10^{-6}$	$-8,834 \cdot 10^{-7}$	$-4,935 \cdot 10^{+3}$	$-3,941 \cdot 10^{+3}$
214	$-1,107 \cdot 10^{-3}$	$-7,265 \cdot 10^{-4}$	$-2,129 \cdot 10^{-6}$	$-6,662 \cdot 10^{-7}$	$-3,704 \cdot 10^{+3}$	$-2,710 \cdot 10^{+3}$
215	$-1,519 \cdot 10^{-3}$	$-1,142 \cdot 10^{-3}$	$-2,600 \cdot 10^{-6}$	$-1,148 \cdot 10^{-6}$	$-4,945 \cdot 10^{+3}$	$-3,959 \cdot 10^{+3}$
216	$-1,314 \cdot 10^{-3}$	$-9,366 \cdot 10^{-4}$	$-2,413 \cdot 10^{-6}$	$-9,616 \cdot 10^{-7}$	$-3,975 \cdot 10^{+3}$	$-2,988 \cdot 10^{+3}$
217	$-1,567 \cdot 10^{-3}$	$-1,187 \cdot 10^{-3}$	$-3,066 \cdot 10^{-6}$	$-1,605 \cdot 10^{-6}$	$-5,821 \cdot 10^{+3}$	$-4,828 \cdot 10^{+3}$
218	$-1,313 \cdot 10^{-3}$	$-9,331 \cdot 10^{-4}$	$-2,851 \cdot 10^{-6}$	$-1,390 \cdot 10^{-6}$	$-4,613 \cdot 10^{+3}$	$-3,620 \cdot 10^{+3}$
219	$-1,697 \cdot 10^{-3}$	$-1,331 \cdot 10^{-3}$	$-3,264 \cdot 10^{-6}$	$-1,856 \cdot 10^{-6}$	$-5,350 \cdot 10^{+3}$	$-4,393 \cdot 10^{+3}$
220	$-1,646 \cdot 10^{-3}$	$-1,280 \cdot 10^{-3}$	$-3,218 \cdot 10^{-6}$	$-1,810 \cdot 10^{-6}$	$-5,109 \cdot 10^{+3}$	$-4,152 \cdot 10^{+3}$
221	$-1,355 \cdot 10^{-3}$	$-9,914 \cdot 10^{-4}$	$-2,151 \cdot 10^{-6}$	$-7,516 \cdot 10^{-7}$	$-4,936 \cdot 10^{+3}$	$-3,985 \cdot 10^{+3}$
222	$-1,345 \cdot 10^{-3}$	$-9,810 \cdot 10^{-4}$	$-2,124 \cdot 10^{-6}$	$-7,251 \cdot 10^{-7}$	$-4,892 \cdot 10^{+3}$	$-3,941 \cdot 10^{+3}$
223	$-9,217 \cdot 10^{-4}$	$-5,573 \cdot 10^{-4}$	$5,613 \cdot 10^{-8}$	$1,457 \cdot 10^{-6}$	$-3,845 \cdot 10^{+3}$	$-2,892 \cdot 10^{+3}$
224	$-8,937 \cdot 10^{-4}$	$-5,293 \cdot 10^{-4}$	$2,410 \cdot 10^{-7}$	$1,642 \cdot 10^{-6}$	$-3,777 \cdot 10^{+3}$	$-2,825 \cdot 10^{+3}$
225	$-1,345 \cdot 10^{-3}$	$-9,819 \cdot 10^{-4}$	$-2,222 \cdot 10^{-6}$	$-8,244 \cdot 10^{-7}$	$-4,402 \cdot 10^{+3}$	$-3,452 \cdot 10^{+3}$
226	$-1,324 \cdot 10^{-3}$	$-9,601 \cdot 10^{-4}$	$-2,078 \cdot 10^{-6}$	$-6,805 \cdot 10^{-7}$	$-4,349 \cdot 10^{+3}$	$-3,399 \cdot 10^{+3}$
227	$-1,466 \cdot 10^{-3}$	$-1,104 \cdot 10^{-3}$	$-2,308 \cdot 10^{-6}$	$-9,194 \cdot 10^{-7}$	$-4,163 \cdot 10^{+3}$	$-3,219 \cdot 10^{+3}$
228	$-1,464 \cdot 10^{-3}$	$-1,103 \cdot 10^{-3}$	$-2,300 \cdot 10^{-6}$	$-9,110 \cdot 10^{-7}$	$-4,159 \cdot 10^{+3}$	$-3,216 \cdot 10^{+3}$
229	$-1,018 \cdot 10^{-3}$	$-6,560 \cdot 10^{-4}$	$-2,267 \cdot 10^{-7}$	$1,165 \cdot 10^{-6}$	$-4,012 \cdot 10^{+3}$	$-3,067 \cdot 10^{+3}$
230	$-1,016 \cdot 10^{-3}$	$-6,536 \cdot 10^{-4}$	$-2,108 \cdot 10^{-7}$	$1,181 \cdot 10^{-6}$	$-4,006 \cdot 10^{+3}$	$-3,061 \cdot 10^{+3}$
231	$-1,435 \cdot 10^{-3}$	$-1,074 \cdot 10^{-3}$	$-2,580 \cdot 10^{-6}$	$-1,191 \cdot 10^{-6}$	$-3,380 \cdot 10^{+3}$	$-2,436 \cdot 10^{+3}$
232	$-1,433 \cdot 10^{-3}$	$-1,072 \cdot 10^{-3}$	$-2,567 \cdot 10^{-6}$	$-1,178 \cdot 10^{-6}$	$-3,375 \cdot 10^{+3}$	$-2,431 \cdot 10^{+3}$
233	$-9,986 \cdot 10^{-4}$	$-6,406 \cdot 10^{-4}$	$1,628 \cdot 10^{-6}$	$3,004 \cdot 10^{-6}$	$-3,874 \cdot 10^{+3}$	$-2,938 \cdot 10^{+3}$
234	$-9,976 \cdot 10^{-4}$	$-6,396 \cdot 10^{-4}$	$1,635 \cdot 10^{-6}$	$3,011 \cdot 10^{-6}$	$-3,871 \cdot 10^{+3}$	$-2,935 \cdot 10^{+3}$
235	$-1,368 \cdot 10^{-3}$	$-1,004 \cdot 10^{-3}$	$-1,653 \cdot 10^{-6}$	$-2,555 \cdot 10^{-7}$	$-4,697 \cdot 10^{+3}$	$-3,748 \cdot 10^{+3}$
236	$-1,352 \cdot 10^{-3}$	$-9,885 \cdot 10^{-4}$	$-1,549 \cdot 10^{-6}$	$-1,515 \cdot 10^{-7}$	$-4,659 \cdot 10^{+3}$	$-3,710 \cdot 10^{+3}$
237	$-5,801 \cdot 10^{-4}$	$-2,175 \cdot 10^{-4}$	$2,225 \cdot 10^{-6}$	$3,619 \cdot 10^{-6}$	$-2,788 \cdot 10^{+3}$	$-1,840 \cdot 10^{+3}$
238	$-5,795 \cdot 10^{-4}$	$-2,169 \cdot 10^{-4}$	$2,229 \cdot 10^{-6}$	$3,624 \cdot 10^{-6}$	$-2,786 \cdot 10^{+3}$	$-1,839 \cdot 10^{+3}$
239	$-1,446 \cdot 10^{-3}$	$-1,083 \cdot 10^{-3}$	$-1,727 \cdot 10^{-6}$	$-3,320 \cdot 10^{-7}$	$-3,866 \cdot 10^{+3}$	$-2,918 \cdot 10^{+3}$
240	$-1,445 \cdot 10^{-3}$	$-1,083 \cdot 10^{-3}$	$-1,722 \cdot 10^{-6}$	$-3,278 \cdot 10^{-7}$	$-3,864 \cdot 10^{+3}$	$-2,916 \cdot 10^{+3}$
241	$-2,459 \cdot 10^{-3}$	$-2,045 \cdot 10^{-3}$	$-7,311 \cdot 10^{-6}$	$-5,721 \cdot 10^{-6}$	$-6,819 \cdot 10^{+3}$	$-5,703 \cdot 10^{+3}$
242	$-2,459 \cdot 10^{-3}$	$-2,045 \cdot 10^{-3}$	$-7,311 \cdot 10^{-6}$	$-5,721 \cdot 10^{-6}$	$-6,819 \cdot 10^{+3}$	$-5,703 \cdot 10^{+3}$
243	$-2,517 \cdot 10^{-3}$	$-2,085 \cdot 10^{-3}$	$-7,640 \cdot 10^{-6}$	$-5,978 \cdot 10^{-6}$	$-8,007 \cdot 10^{+3}$	$-6,843 \cdot 10^{+3}$
244	$-2,269 \cdot 10^{-3}$	$-1,837 \cdot 10^{-3}$	$-7,432 \cdot 10^{-6}$	$-5,770 \cdot 10^{-6}$	$-6,828 \cdot 10^{+3}$	$-5,664 \cdot 10^{+3}$
245	$-2,664 \cdot 10^{-3}$	$-2,234 \cdot 10^{-3}$	$-7,883 \cdot 10^{-6}$	$-6,232 \cdot 10^{-6}$	$-8,017 \cdot 10^{+3}$	$-6,860 \cdot 10^{+3}$
246	$-2,468 \cdot 10^{-3}$	$-2,038 \cdot 10^{-3}$	$-7,704 \cdot 10^{-6}$	$-6,053 \cdot 10^{-6}$	$-7,087 \cdot 10^{+3}$	$-5,930 \cdot 10^{+3}$
247	$-2,710 \cdot 10^{-3}$	$-2,278 \cdot 10^{-3}$	$-8,329 \cdot 10^{-6}$	$-6,669 \cdot 10^{-6}$	$-8,856 \cdot 10^{+3}$	$-7,693 \cdot 10^{+3}$
248	$-2,467 \cdot 10^{-3}$	$-2,035 \cdot 10^{-3}$	$-8,124 \cdot 10^{-6}$	$-6,463 \cdot 10^{-6}$	$-7,699 \cdot 10^{+3}$	$-6,536 \cdot 10^{+3}$
249	$-2,834 \cdot 10^{-3}$	$-2,415 \cdot 10^{-3}$	$-8,520 \cdot 10^{-6}$	$-6,910 \cdot 10^{-6}$	$-8,404 \cdot 10^{+3}$	$-7,276 \cdot 10^{+3}$

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
250	-2,785·10 ⁻³	-2,367·10 ⁻³	-8,475·10 ⁻⁶	-6,866·10 ⁻⁶	-8,174·10 ⁺³	-7,045·10 ⁺³
251	-2,507·10 ⁻³	-2,091·10 ⁻³	-7,453·10 ⁻⁶	-5,852·10 ⁻⁶	-8,008·10 ⁺³	-6,885·10 ⁺³
252	-2,497·10 ⁻³	-2,081·10 ⁻³	-7,427·10 ⁻⁶	-5,826·10 ⁻⁶	-7,966·10 ⁺³	-6,844·10 ⁺³
253	-2,092·10 ⁻³	-1,675·10 ⁻³	-5,338·10 ⁻⁶	-3,736·10 ⁻⁶	-6,962·10 ⁺³	-5,839·10 ⁺³
254	-2,065·10 ⁻³	-1,648·10 ⁻³	-5,161·10 ⁻⁶	-3,559·10 ⁻⁶	-6,898·10 ⁺³	-5,774·10 ⁺³
255	-2,497·10 ⁻³	-2,081·10 ⁻³	-7,521·10 ⁻⁶	-5,921·10 ⁻⁶	-7,496·10 ⁺³	-6,374·10 ⁺³
256	-2,477·10 ⁻³	-2,061·10 ⁻³	-7,383·10 ⁻⁶	-5,784·10 ⁻⁶	-7,446·10 ⁺³	-6,324·10 ⁺³
257	-2,613·10 ⁻³	-2,199·10 ⁻³	-7,604·10 ⁻⁶	-6,012·10 ⁻⁶	-7,267·10 ⁺³	-6,151·10 ⁺³
258	-2,611·10 ⁻³	-2,198·10 ⁻³	-7,596·10 ⁻⁶	-6,004·10 ⁻⁶	-7,264·10 ⁺³	-6,148·10 ⁺³
259	-2,184·10 ⁻³	-1,769·10 ⁻³	-5,609·10 ⁻⁶	-4,016·10 ⁻⁶	-7,123·10 ⁺³	-6,005·10 ⁺³
260	-2,181·10 ⁻³	-1,767·10 ⁻³	-5,594·10 ⁻⁶	-4,000·10 ⁻⁶	-7,117·10 ⁺³	-6,000·10 ⁺³
261	-2,583·10 ⁻³	-2,169·10 ⁻³	-7,864·10 ⁻⁶	-6,272·10 ⁻⁶	-6,517·10 ⁺³	-5,401·10 ⁺³
262	-2,581·10 ⁻³	-2,167·10 ⁻³	-7,852·10 ⁻⁶	-6,260·10 ⁻⁶	-6,513·10 ⁺³	-5,397·10 ⁺³
263	-2,165·10 ⁻³	-1,755·10 ⁻³	-3,833·10 ⁻⁶	-2,253·10 ⁻⁶	-6,990·10 ⁺³	-5,882·10 ⁺³
264	-2,164·10 ⁻³	-1,754·10 ⁻³	-3,826·10 ⁻⁶	-2,247·10 ⁻⁶	-6,987·10 ⁺³	-5,880·10 ⁺³
265	-2,519·10 ⁻³	-2,103·10 ⁻³	-6,976·10 ⁻⁶	-5,376·10 ⁻⁶	-7,779·10 ⁺³	-6,658·10 ⁺³
266	-2,504·10 ⁻³	-2,088·10 ⁻³	-6,876·10 ⁻⁶	-5,277·10 ⁻⁶	-7,743·10 ⁺³	-6,622·10 ⁺³
267	-1,764·10 ⁻³	-1,349·10 ⁻³	-3,261·10 ⁻⁶	-1,664·10 ⁻⁶	-5,950·10 ⁺³	-4,831·10 ⁺³
268	-1,764·10 ⁻³	-1,349·10 ⁻³	-3,257·10 ⁻⁶	-1,660·10 ⁻⁶	-5,949·10 ⁺³	-4,829·10 ⁺³
269	-2,594·10 ⁻³	-2,179·10 ⁻³	-7,046·10 ⁻⁶	-5,450·10 ⁻⁶	-6,983·10 ⁺³	-5,863·10 ⁺³
270	-2,593·10 ⁻³	-2,178·10 ⁻³	-7,042·10 ⁻⁶	-5,446·10 ⁻⁶	-6,981·10 ⁺³	-5,862·10 ⁺³
271	-1,392·10 ⁻³	-9,819·10 ⁻⁴	-2,066·10 ⁻⁶	-4,885·10 ⁻⁷	-3,922·10 ⁺³	-2,850·10 ⁺³
272	-1,392·10 ⁻³	-9,819·10 ⁻⁴	-2,066·10 ⁻⁶	-4,885·10 ⁻⁷	-3,922·10 ⁺³	-2,850·10 ⁺³
273	-1,451·10 ⁻³	-1,022·10 ⁻³	-2,395·10 ⁻⁶	-7,458·10 ⁻⁷	-5,110·10 ⁺³	-3,990·10 ⁺³
274	-1,202·10 ⁻³	-7,735·10 ⁻⁴	-2,187·10 ⁻⁶	-5,377·10 ⁻⁷	-3,931·10 ⁺³	-2,810·10 ⁺³
275	-1,597·10 ⁻³	-1,171·10 ⁻³	-2,638·10 ⁻⁶	-9,994·10 ⁻⁷	-5,120·10 ⁺³	-4,006·10 ⁺³
276	-1,401·10 ⁻³	-9,748·10 ⁻⁴	-2,459·10 ⁻⁶	-8,207·10 ⁻⁷	-4,190·10 ⁺³	-3,076·10 ⁺³
277	-1,643·10 ⁻³	-1,215·10 ⁻³	-3,084·10 ⁻⁶	-1,437·10 ⁻⁶	-5,958·10 ⁺³	-4,839·10 ⁺³
278	-1,400·10 ⁻³	-9,715·10 ⁻⁴	-2,878·10 ⁻⁶	-1,231·10 ⁻⁶	-4,802·10 ⁺³	-3,682·10 ⁺³
279	-1,767·10 ⁻³	-1,352·10 ⁻³	-3,274·10 ⁻⁶	-1,678·10 ⁻⁶	-5,507·10 ⁺³	-4,422·10 ⁺³
280	-1,719·10 ⁻³	-1,303·10 ⁻³	-3,230·10 ⁻⁶	-1,633·10 ⁻⁶	-5,277·10 ⁺³	-4,192·10 ⁺³
281	-1,440·10 ⁻³	-1,027·10 ⁻³	-2,208·10 ⁻⁶	-6,195·10 ⁻⁷	-5,111·10 ⁺³	-4,031·10 ⁺³
282	-1,430·10 ⁻³	-1,017·10 ⁻³	-2,182·10 ⁻⁶	-5,942·10 ⁻⁷	-5,069·10 ⁺³	-3,990·10 ⁺³
283	-1,025·10 ⁻³	-6,115·10 ⁻⁴	-9,329·10 ⁻⁸	1,497·10 ⁻⁶	-4,065·10 ⁺³	-2,985·10 ⁺³
284	-9,981·10 ⁻⁴	-5,846·10 ⁻⁴	8,377·10 ⁻⁸	1,674·10 ⁻⁶	-4,001·10 ⁺³	-2,920·10 ⁺³
285	-1,431·10 ⁻³	-1,018·10 ⁻³	-2,276·10 ⁻⁶	-6,892·10 ⁻⁷	-4,599·10 ⁺³	-3,521·10 ⁺³
286	-1,410·10 ⁻³	-9,973·10 ⁻⁴	-2,138·10 ⁻⁶	-5,514·10 ⁻⁷	-4,549·10 ⁺³	-3,470·10 ⁺³
287	-1,546·10 ⁻³	-1,136·10 ⁻³	-2,359·10 ⁻⁶	-7,802·10 ⁻⁷	-4,370·10 ⁺³	-3,297·10 ⁺³
288	-1,545·10 ⁻³	-1,134·10 ⁻³	-2,351·10 ⁻⁶	-7,722·10 ⁻⁷	-4,367·10 ⁺³	-3,294·10 ⁺³
289	-1,117·10 ⁻³	-7,060·10 ⁻⁴	-3,642·10 ⁻⁷	1,217·10 ⁻⁶	-4,226·10 ⁺³	-3,152·10 ⁺³
290	-1,115·10 ⁻³	-7,037·10 ⁻⁴	-3,490·10 ⁻⁷	1,232·10 ⁻⁶	-4,220·10 ⁺³	-3,146·10 ⁺³
291	-1,516·10 ⁻³	-1,106·10 ⁻³	-2,619·10 ⁻⁶	-1,040·10 ⁻⁶	-3,620·10 ⁺³	-2,548·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
292	-1,515·10 ⁻³	-1,104·10 ⁻³	-2,606·10 ⁻⁶	-1,028·10 ⁻⁶	-3,616·10 ⁺³	-2,543·10 ⁺³
293	-1,099·10 ⁻³	-6,912·10 ⁻⁴	1,413·10 ⁻⁶	2,979·10 ⁻⁶	-4,093·10 ⁺³	-3,029·10 ⁺³
294	-1,098·10 ⁻³	-6,903·10 ⁻⁴	1,419·10 ⁻⁶	2,986·10 ⁻⁶	-4,090·10 ⁺³	-3,026·10 ⁺³
295	-1,452·10 ⁻³	-1,040·10 ⁻³	-1,731·10 ⁻⁶	-1,442·10 ⁻⁷	-4,882·10 ⁺³	-3,804·10 ⁺³
296	-1,437·10 ⁻³	-1,025·10 ⁻³	-1,631·10 ⁻⁶	-4,456·10 ⁻⁸	-4,846·10 ⁺³	-3,768·10 ⁺³
297	-6,977·10 ⁻⁴	-2,859·10 ⁻⁴	1,985·10 ⁻⁶	3,568·10 ⁻⁶	-3,053·10 ⁺³	-1,977·10 ⁺³
298	-6,971·10 ⁻⁴	-2,853·10 ⁻⁴	1,988·10 ⁻⁶	3,572·10 ⁻⁶	-3,052·10 ⁺³	-1,976·10 ⁺³
299	-1,527·10 ⁻³	-1,115·10 ⁻³	-1,801·10 ⁻⁶	-2,175·10 ⁻⁷	-4,086·10 ⁺³	-3,009·10 ⁺³
300	-1,527·10 ⁻³	-1,115·10 ⁻³	-1,797·10 ⁻⁶	-2,135·10 ⁻⁷	-4,084·10 ⁺³	-3,008·10 ⁺³
301	-2,100·10 ⁻³	-1,715·10 ⁻³	-6,571·10 ⁻⁶	-5,090·10 ⁻⁶	-6,142·10 ⁺³	-5,107·10 ⁺³
302	-2,100·10 ⁻³	-1,715·10 ⁻³	-6,571·10 ⁻⁶	-5,090·10 ⁻⁶	-6,142·10 ⁺³	-5,107·10 ⁺³
303	-2,149·10 ⁻³	-1,748·10 ⁻³	-6,844·10 ⁻⁶	-5,304·10 ⁻⁶	-7,132·10 ⁺³	-6,056·10 ⁺³
304	-1,942·10 ⁻³	-1,541·10 ⁻³	-6,671·10 ⁻⁶	-5,131·10 ⁻⁶	-6,150·10 ⁺³	-5,074·10 ⁺³
305	-2,271·10 ⁻³	-1,872·10 ⁻³	-7,047·10 ⁻⁶	-5,515·10 ⁻⁶	-7,140·10 ⁺³	-6,070·10 ⁺³
306	-2,107·10 ⁻³	-1,709·10 ⁻³	-6,898·10 ⁻⁶	-5,366·10 ⁻⁶	-6,366·10 ⁺³	-5,296·10 ⁺³
307	-2,309·10 ⁻³	-1,909·10 ⁻³	-7,419·10 ⁻⁶	-5,879·10 ⁻⁶	-7,839·10 ⁺³	-6,764·10 ⁺³
308	-2,106·10 ⁻³	-1,706·10 ⁻³	-7,247·10 ⁻⁶	-5,708·10 ⁻⁶	-6,875·10 ⁺³	-5,800·10 ⁺³
309	-2,412·10 ⁻³	-2,023·10 ⁻³	-7,577·10 ⁻⁶	-6,080·10 ⁻⁶	-7,463·10 ⁺³	-6,417·10 ⁺³
310	-2,372·10 ⁻³	-1,983·10 ⁻³	-7,540·10 ⁻⁶	-6,043·10 ⁻⁶	-7,271·10 ⁺³	-6,225·10 ⁺³
311	-2,140·10 ⁻³	-1,752·10 ⁻³	-6,689·10 ⁻⁶	-5,199·10 ⁻⁶	-7,132·10 ⁺³	-6,091·10 ⁺³
312	-2,132·10 ⁻³	-1,744·10 ⁻³	-6,667·10 ⁻⁶	-5,178·10 ⁻⁶	-7,098·10 ⁺³	-6,056·10 ⁺³
313	-1,794·10 ⁻³	-1,406·10 ⁻³	-4,928·10 ⁻⁶	-3,436·10 ⁻⁶	-6,262·10 ⁺³	-5,220·10 ⁺³
314	-1,772·10 ⁻³	-1,384·10 ⁻³	-4,780·10 ⁻⁶	-3,289·10 ⁻⁶	-6,208·10 ⁺³	-5,166·10 ⁺³
315	-2,132·10 ⁻³	-1,745·10 ⁻³	-6,745·10 ⁻⁶	-5,257·10 ⁻⁶	-6,706·10 ⁺³	-5,666·10 ⁺³
316	-2,115·10 ⁻³	-1,728·10 ⁻³	-6,631·10 ⁻⁶	-5,142·10 ⁻⁶	-6,664·10 ⁺³	-5,624·10 ⁺³
317	-2,228·10 ⁻³	-1,843·10 ⁻³	-6,814·10 ⁻⁶	-5,333·10 ⁻⁶	-6,515·10 ⁺³	-5,480·10 ⁺³
318	-2,227·10 ⁻³	-1,842·10 ⁻³	-6,808·10 ⁻⁶	-5,326·10 ⁻⁶	-6,513·10 ⁺³	-5,477·10 ⁺³
319	-1,871·10 ⁻³	-1,485·10 ⁻³	-5,153·10 ⁻⁶	-3,670·10 ⁻⁶	-6,396·10 ⁺³	-5,358·10 ⁺³
320	-1,869·10 ⁻³	-1,483·10 ⁻³	-5,141·10 ⁻⁶	-3,657·10 ⁻⁶	-6,391·10 ⁺³	-5,354·10 ⁺³
321	-2,203·10 ⁻³	-1,818·10 ⁻³	-7,031·10 ⁻⁶	-5,549·10 ⁻⁶	-5,891·10 ⁺³	-4,855·10 ⁺³
322	-2,202·10 ⁻³	-1,816·10 ⁻³	-7,021·10 ⁻⁶	-5,539·10 ⁻⁶	-5,887·10 ⁺³	-4,852·10 ⁺³
323	-1,855·10 ⁻³	-1,473·10 ⁻³	-3,674·10 ⁻⁶	-2,202·10 ⁻⁶	-6,285·10 ⁺³	-5,256·10 ⁺³
324	-1,855·10 ⁻³	-1,472·10 ⁻³	-3,668·10 ⁻⁶	-2,196·10 ⁻⁶	-6,283·10 ⁺³	-5,254·10 ⁺³
325	-2,150·10 ⁻³	-1,763·10 ⁻³	-6,291·10 ⁻⁶	-4,803·10 ⁻⁶	-6,942·10 ⁺³	-5,902·10 ⁺³
326	-2,137·10 ⁻³	-1,750·10 ⁻³	-6,208·10 ⁻⁶	-4,720·10 ⁻⁶	-6,912·10 ⁺³	-5,872·10 ⁺³
327	-1,522·10 ⁻³	-1,135·10 ⁻³	-3,197·10 ⁻⁶	-1,711·10 ⁻⁶	-5,419·10 ⁺³	-4,380·10 ⁺³
328	-1,521·10 ⁻³	-1,135·10 ⁻³	-3,194·10 ⁻⁶	-1,708·10 ⁻⁶	-5,418·10 ⁺³	-4,379·10 ⁺³
329	-2,212·10 ⁻³	-1,826·10 ⁻³	-6,350·10 ⁻⁶	-4,864·10 ⁻⁶	-6,279·10 ⁺³	-5,240·10 ⁺³
330	-2,212·10 ⁻³	-1,825·10 ⁻³	-6,347·10 ⁻⁶	-4,861·10 ⁻⁶	-6,277·10 ⁺³	-5,239·10 ⁺³
331	-1,209·10 ⁻³	-8,270·10 ⁻⁴	-2,192·10 ⁻⁶	-7,213·10 ⁻⁷	-3,724·10 ⁺³	-2,724·10 ⁺³
332	-1,209·10 ⁻³	-8,270·10 ⁻⁴	-2,192·10 ⁻⁶	-7,213·10 ⁻⁷	-3,724·10 ⁺³	-2,724·10 ⁺³
333	-1,258·10 ⁻³	-8,602·10 ⁻⁴	-2,465·10 ⁻⁶	-9,356·10 ⁻⁷	-4,713·10 ⁺³	-3,674·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
334	-1,051·10 ⁻³	-6,534·10 ⁻⁴	-2,292·10 ⁻⁶	-7,623·10 ⁻⁷	-3,731·10 ⁺³	-2,692·10 ⁺³
335	-1,380·10 ⁻³	-9,846·10 ⁻⁴	-2,668·10 ⁻⁶	-1,147·10 ⁻⁶	-4,721·10 ⁺³	-3,688·10 ⁺³
336	-1,217·10 ⁻³	-8,211·10 ⁻⁴	-2,519·10 ⁻⁶	-9,979·10 ⁻⁷	-3,947·10 ⁺³	-2,913·10 ⁺³
337	-1,418·10 ⁻³	-1,021·10 ⁻³	-3,040·10 ⁻⁶	-1,511·10 ⁻⁶	-5,420·10 ⁺³	-4,381·10 ⁺³
338	-1,216·10 ⁻³	-8,183·10 ⁻⁴	-2,868·10 ⁻⁶	-1,339·10 ⁻⁶	-4,456·10 ⁺³	-3,417·10 ⁺³
339	-1,522·10 ⁻³	-1,135·10 ⁻³	-3,198·10 ⁻⁶	-1,712·10 ⁻⁶	-5,044·10 ⁺³	-4,034·10 ⁺³
340	-1,481·10 ⁻³	-1,095·10 ⁻³	-3,161·10 ⁻⁶	-1,675·10 ⁻⁶	-4,852·10 ⁺³	-3,842·10 ⁺³
341	-1,249·10 ⁻³	-8,648·10 ⁻⁴	-2,309·10 ⁻⁶	-8,304·10 ⁻⁷	-4,714·10 ⁺³	-3,709·10 ⁺³
342	-1,241·10 ⁻³	-8,565·10 ⁻⁴	-2,288·10 ⁻⁶	-8,093·10 ⁻⁷	-4,679·10 ⁺³	-3,674·10 ⁺³
343	-9,035·10 ⁻⁴	-5,185·10 ⁻⁴	-5,486·10 ⁻⁷	9,319·10 ⁻⁷	-3,843·10 ⁺³	-2,837·10 ⁺³
344	-8,811·10 ⁻⁴	-4,961·10 ⁻⁴	-4,011·10 ⁻⁷	1,079·10 ⁻⁶	-3,789·10 ⁺³	-2,783·10 ⁺³
345	-1,242·10 ⁻³	-8,572·10 ⁻⁴	-2,366·10 ⁻⁶	-8,884·10 ⁻⁷	-4,287·10 ⁺³	-3,283·10 ⁺³
346	-1,224·10 ⁻³	-8,398·10 ⁻⁴	-2,251·10 ⁻⁶	-7,737·10 ⁻⁷	-4,246·10 ⁺³	-3,241·10 ⁺³
347	-1,337·10 ⁻³	-9,549·10 ⁻⁴	-2,435·10 ⁻⁶	-9,642·10 ⁻⁷	-4,097·10 ⁺³	-3,097·10 ⁺³
348	-1,336·10 ⁻³	-9,539·10 ⁻⁴	-2,428·10 ⁻⁶	-9,576·10 ⁻⁷	-4,094·10 ⁺³	-3,095·10 ⁺³
349	-9,803·10 ⁻⁴	-5,972·10 ⁻⁴	-7,743·10 ⁻⁷	6,987·10 ⁻⁷	-3,977·10 ⁺³	-2,976·10 ⁺³
350	-9,784·10 ⁻⁴	-5,953·10 ⁻⁴	-7,616·10 ⁻⁷	7,114·10 ⁻⁷	-3,972·10 ⁺³	-2,971·10 ⁺³
351	-1,313·10 ⁻³	-9,303·10 ⁻⁴	-2,652·10 ⁻⁶	-1,181·10 ⁻⁶	-3,472·10 ⁺³	-2,473·10 ⁺³
352	-1,311·10 ⁻³	-9,288·10 ⁻⁴	-2,642·10 ⁻⁶	-1,170·10 ⁻⁶	-3,469·10 ⁺³	-2,469·10 ⁺³
353	-9,648·10 ⁻⁴	-5,849·10 ⁻⁴	7,055·10 ⁻⁷	2,166·10 ⁻⁶	-3,866·10 ⁺³	-2,873·10 ⁺³
354	-9,641·10 ⁻⁴	-5,842·10 ⁻⁴	7,111·10 ⁻⁷	2,172·10 ⁻⁶	-3,864·10 ⁺³	-2,871·10 ⁺³
355	-1,259·10 ⁻³	-8,750·10 ⁻⁴	-1,912·10 ⁻⁶	-4,345·10 ⁻⁷	-4,523·10 ⁺³	-3,519·10 ⁺³
356	-1,247·10 ⁻³	-8,625·10 ⁻⁴	-1,829·10 ⁻⁶	-3,516·10 ⁻⁷	-4,493·10 ⁺³	-3,489·10 ⁺³
357	-6,310·10 ⁻⁴	-2,473·10 ⁻⁴	1,182·10 ⁻⁶	2,657·10 ⁻⁶	-3,000·10 ⁺³	-1,998·10 ⁺³
358	-6,305·10 ⁻⁴	-2,469·10 ⁻⁴	1,185·10 ⁻⁶	2,660·10 ⁻⁶	-2,999·10 ⁺³	-1,996·10 ⁺³
359	-1,322·10 ⁻³	-9,381·10 ⁻⁴	-1,971·10 ⁻⁶	-4,956·10 ⁻⁷	-3,860·10 ⁺³	-2,857·10 ⁺³
360	-1,321·10 ⁻³	-9,377·10 ⁻⁴	-1,968·10 ⁻⁶	-4,922·10 ⁻⁷	-3,859·10 ⁺³	-2,856·10 ⁺³
361	-2,330·10 ⁻³	-1,931·10 ⁻³	-6,906·10 ⁻⁶	-5,369·10 ⁻⁶	-6,121·10 ⁺³	-5,042·10 ⁺³
362	-2,330·10 ⁻³	-1,931·10 ⁻³	-6,906·10 ⁻⁶	-5,369·10 ⁻⁶	-6,121·10 ⁺³	-5,042·10 ⁺³
363	-2,379·10 ⁻³	-1,964·10 ⁻³	-7,180·10 ⁻⁶	-5,584·10 ⁻⁶	-7,111·10 ⁺³	-5,991·10 ⁺³
364	-2,172·10 ⁻³	-1,757·10 ⁻³	-7,007·10 ⁻⁶	-5,410·10 ⁻⁶	-6,129·10 ⁺³	-5,009·10 ⁺³
365	-2,501·10 ⁻³	-2,088·10 ⁻³	-7,383·10 ⁻⁶	-5,795·10 ⁻⁶	-7,119·10 ⁺³	-6,005·10 ⁺³
366	-2,338·10 ⁻³	-1,925·10 ⁻³	-7,233·10 ⁻⁶	-5,646·10 ⁻⁶	-6,344·10 ⁺³	-5,231·10 ⁺³
367	-2,539·10 ⁻³	-2,125·10 ⁻³	-7,754·10 ⁻⁶	-6,159·10 ⁻⁶	-7,817·10 ⁺³	-6,699·10 ⁺³
368	-2,337·10 ⁻³	-1,922·10 ⁻³	-7,583·10 ⁻⁶	-5,988·10 ⁻⁶	-6,854·10 ⁺³	-5,735·10 ⁺³
369	-2,643·10 ⁻³	-2,239·10 ⁻³	-7,913·10 ⁻⁶	-6,360·10 ⁻⁶	-7,442·10 ⁺³	-6,352·10 ⁺³
370	-2,602·10 ⁻³	-2,198·10 ⁻³	-7,876·10 ⁻⁶	-6,323·10 ⁻⁶	-7,249·10 ⁺³	-6,159·10 ⁺³
371	-2,370·10 ⁻³	-1,968·10 ⁻³	-7,024·10 ⁻⁶	-5,479·10 ⁻⁶	-7,111·10 ⁺³	-6,026·10 ⁺³
372	-2,362·10 ⁻³	-1,960·10 ⁻³	-7,003·10 ⁻⁶	-5,457·10 ⁻⁶	-7,077·10 ⁺³	-5,991·10 ⁺³
373	-2,024·10 ⁻³	-1,622·10 ⁻³	-5,263·10 ⁻⁶	-3,716·10 ⁻⁶	-6,241·10 ⁺³	-5,155·10 ⁺³
374	-2,002·10 ⁻³	-1,600·10 ⁻³	-5,116·10 ⁻⁶	-3,569·10 ⁻⁶	-6,187·10 ⁺³	-5,101·10 ⁺³
375	-2,362·10 ⁻³	-1,961·10 ⁻³	-7,081·10 ⁻⁶	-5,537·10 ⁻⁶	-6,685·10 ⁺³	-5,601·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
376	$-2,345 \cdot 10^{-3}$	$-1,943 \cdot 10^{-3}$	$-6,966 \cdot 10^{-6}$	$-5,422 \cdot 10^{-6}$	$-6,643 \cdot 10^{+3}$	$-5,559 \cdot 10^{+3}$
377	$-2,458 \cdot 10^{-3}$	$-2,059 \cdot 10^{-3}$	$-7,150 \cdot 10^{-6}$	$-5,612 \cdot 10^{-6}$	$-6,494 \cdot 10^{+3}$	$-5,415 \cdot 10^{+3}$
378	$-2,457 \cdot 10^{-3}$	$-2,058 \cdot 10^{-3}$	$-7,143 \cdot 10^{-6}$	$-5,606 \cdot 10^{-6}$	$-6,492 \cdot 10^{+3}$	$-5,412 \cdot 10^{+3}$
379	$-2,101 \cdot 10^{-3}$	$-1,701 \cdot 10^{-3}$	$-5,489 \cdot 10^{-6}$	$-3,949 \cdot 10^{-6}$	$-6,374 \cdot 10^{+3}$	$-5,293 \cdot 10^{+3}$
380	$-2,099 \cdot 10^{-3}$	$-1,699 \cdot 10^{-3}$	$-5,476 \cdot 10^{-6}$	$-3,937 \cdot 10^{-6}$	$-6,370 \cdot 10^{+3}$	$-5,289 \cdot 10^{+3}$
381	$-2,434 \cdot 10^{-3}$	$-2,034 \cdot 10^{-3}$	$-7,366 \cdot 10^{-6}$	$-5,829 \cdot 10^{-6}$	$-5,870 \cdot 10^{+3}$	$-4,790 \cdot 10^{+3}$
382	$-2,432 \cdot 10^{-3}$	$-2,032 \cdot 10^{-3}$	$-7,356 \cdot 10^{-6}$	$-5,819 \cdot 10^{-6}$	$-5,866 \cdot 10^{+3}$	$-4,787 \cdot 10^{+3}$
383	$-2,086 \cdot 10^{-3}$	$-1,689 \cdot 10^{-3}$	$-4,009 \cdot 10^{-6}$	$-2,482 \cdot 10^{-6}$	$-6,264 \cdot 10^{+3}$	$-5,191 \cdot 10^{+3}$
384	$-2,085 \cdot 10^{-3}$	$-1,688 \cdot 10^{-3}$	$-4,003 \cdot 10^{-6}$	$-2,476 \cdot 10^{-6}$	$-6,262 \cdot 10^{+3}$	$-5,189 \cdot 10^{+3}$
385	$-2,380 \cdot 10^{-3}$	$-1,979 \cdot 10^{-3}$	$-6,627 \cdot 10^{-6}$	$-5,083 \cdot 10^{-6}$	$-6,921 \cdot 10^{+3}$	$-5,837 \cdot 10^{+3}$
386	$-2,368 \cdot 10^{-3}$	$-1,966 \cdot 10^{-3}$	$-6,544 \cdot 10^{-6}$	$-5,000 \cdot 10^{-6}$	$-6,891 \cdot 10^{+3}$	$-5,807 \cdot 10^{+3}$
387	$-1,752 \cdot 10^{-3}$	$-1,351 \cdot 10^{-3}$	$-3,533 \cdot 10^{-6}$	$-1,991 \cdot 10^{-6}$	$-5,398 \cdot 10^{+3}$	$-4,315 \cdot 10^{+3}$
388	$-1,751 \cdot 10^{-3}$	$-1,350 \cdot 10^{-3}$	$-3,529 \cdot 10^{-6}$	$-1,988 \cdot 10^{-6}$	$-5,396 \cdot 10^{+3}$	$-4,314 \cdot 10^{+3}$
389	$-2,443 \cdot 10^{-3}$	$-2,042 \cdot 10^{-3}$	$-6,686 \cdot 10^{-6}$	$-5,144 \cdot 10^{-6}$	$-6,257 \cdot 10^{+3}$	$-5,175 \cdot 10^{+3}$
390	$-2,442 \cdot 10^{-3}$	$-2,041 \cdot 10^{-3}$	$-6,682 \cdot 10^{-6}$	$-5,140 \cdot 10^{-6}$	$-6,256 \cdot 10^{+3}$	$-5,174 \cdot 10^{+3}$
391	$-1,264 \cdot 10^{-3}$	$-8,673 \cdot 10^{-4}$	$-1,661 \cdot 10^{-6}$	$-1,374 \cdot 10^{-7}$	$-3,224 \cdot 10^{+3}$	$-2,188 \cdot 10^{+3}$
392	$-1,264 \cdot 10^{-3}$	$-8,673 \cdot 10^{-4}$	$-1,661 \cdot 10^{-6}$	$-1,374 \cdot 10^{-7}$	$-3,224 \cdot 10^{+3}$	$-2,188 \cdot 10^{+3}$
393	$-1,312 \cdot 10^{-3}$	$-9,005 \cdot 10^{-4}$	$-1,935 \cdot 10^{-6}$	$-3,517 \cdot 10^{-7}$	$-4,214 \cdot 10^{+3}$	$-3,138 \cdot 10^{+3}$
394	$-1,106 \cdot 10^{-3}$	$-6,938 \cdot 10^{-4}$	$-1,761 \cdot 10^{-6}$	$-1,784 \cdot 10^{-7}$	$-3,232 \cdot 10^{+3}$	$-2,156 \cdot 10^{+3}$
395	$-1,435 \cdot 10^{-3}$	$-1,025 \cdot 10^{-3}$	$-2,137 \cdot 10^{-6}$	$-5,629 \cdot 10^{-7}$	$-4,222 \cdot 10^{+3}$	$-3,152 \cdot 10^{+3}$
396	$-1,271 \cdot 10^{-3}$	$-8,614 \cdot 10^{-4}$	$-1,988 \cdot 10^{-6}$	$-4,140 \cdot 10^{-7}$	$-3,447 \cdot 10^{+3}$	$-2,377 \cdot 10^{+3}$
397	$-1,473 \cdot 10^{-3}$	$-1,061 \cdot 10^{-3}$	$-2,509 \cdot 10^{-6}$	$-9,270 \cdot 10^{-7}$	$-4,920 \cdot 10^{+3}$	$-3,845 \cdot 10^{+3}$
398	$-1,270 \cdot 10^{-3}$	$-8,587 \cdot 10^{-4}$	$-2,338 \cdot 10^{-6}$	$-7,555 \cdot 10^{-7}$	$-3,957 \cdot 10^{+3}$	$-2,881 \cdot 10^{+3}$
399	$-1,576 \cdot 10^{-3}$	$-1,176 \cdot 10^{-3}$	$-2,667 \cdot 10^{-6}$	$-1,128 \cdot 10^{-6}$	$-4,544 \cdot 10^{+3}$	$-3,498 \cdot 10^{+3}$
400	$-1,536 \cdot 10^{-3}$	$-1,135 \cdot 10^{-3}$	$-2,630 \cdot 10^{-6}$	$-1,091 \cdot 10^{-6}$	$-4,352 \cdot 10^{+3}$	$-3,306 \cdot 10^{+3}$
401	$-1,304 \cdot 10^{-3}$	$-9,051 \cdot 10^{-4}$	$-1,779 \cdot 10^{-6}$	$-2,464 \cdot 10^{-7}$	$-4,214 \cdot 10^{+3}$	$-3,172 \cdot 10^{+3}$
402	$-1,295 \cdot 10^{-3}$	$-8,969 \cdot 10^{-4}$	$-1,757 \cdot 10^{-6}$	$-2,254 \cdot 10^{-7}$	$-4,179 \cdot 10^{+3}$	$-3,138 \cdot 10^{+3}$
403	$-9,578 \cdot 10^{-4}$	$-5,588 \cdot 10^{-4}$	$-1,801 \cdot 10^{-8}$	$1,516 \cdot 10^{-6}$	$-3,343 \cdot 10^{+3}$	$-2,301 \cdot 10^{+3}$
404	$-9,354 \cdot 10^{-4}$	$-5,365 \cdot 10^{-4}$	$1,295 \cdot 10^{-7}$	$1,663 \cdot 10^{-6}$	$-3,290 \cdot 10^{+3}$	$-2,247 \cdot 10^{+3}$
405	$-1,296 \cdot 10^{-3}$	$-8,976 \cdot 10^{-4}$	$-1,836 \cdot 10^{-6}$	$-3,045 \cdot 10^{-7}$	$-3,788 \cdot 10^{+3}$	$-2,747 \cdot 10^{+3}$
406	$-1,278 \cdot 10^{-3}$	$-8,802 \cdot 10^{-4}$	$-1,721 \cdot 10^{-6}$	$-1,898 \cdot 10^{-7}$	$-3,746 \cdot 10^{+3}$	$-2,705 \cdot 10^{+3}$
407	$-1,392 \cdot 10^{-3}$	$-9,953 \cdot 10^{-4}$	$-1,905 \cdot 10^{-6}$	$-3,803 \cdot 10^{-7}$	$-3,597 \cdot 10^{+3}$	$-2,561 \cdot 10^{+3}$
408	$-1,391 \cdot 10^{-3}$	$-9,943 \cdot 10^{-4}$	$-1,898 \cdot 10^{-6}$	$-3,737 \cdot 10^{-7}$	$-3,595 \cdot 10^{+3}$	$-2,559 \cdot 10^{+3}$
409	$-1,035 \cdot 10^{-3}$	$-6,376 \cdot 10^{-4}$	$-2,437 \cdot 10^{-7}$	$1,283 \cdot 10^{-6}$	$-3,477 \cdot 10^{+3}$	$-2,440 \cdot 10^{+3}$
410	$-1,033 \cdot 10^{-3}$	$-6,357 \cdot 10^{-4}$	$-2,310 \cdot 10^{-7}$	$1,295 \cdot 10^{-6}$	$-3,473 \cdot 10^{+3}$	$-2,435 \cdot 10^{+3}$
411	$-1,367 \cdot 10^{-3}$	$-9,707 \cdot 10^{-4}$	$-2,121 \cdot 10^{-6}$	$-5,968 \cdot 10^{-7}$	$-2,973 \cdot 10^{+3}$	$-1,937 \cdot 10^{+3}$
412	$-1,366 \cdot 10^{-3}$	$-9,691 \cdot 10^{-4}$	$-2,111 \cdot 10^{-6}$	$-5,865 \cdot 10^{-7}$	$-2,969 \cdot 10^{+3}$	$-1,933 \cdot 10^{+3}$
413	$-1,019 \cdot 10^{-3}$	$-6,253 \cdot 10^{-4}$	$1,236 \cdot 10^{-6}$	$2,750 \cdot 10^{-6}$	$-3,367 \cdot 10^{+3}$	$-2,337 \cdot 10^{+3}$
414	$-1,018 \cdot 10^{-3}$	$-6,245 \cdot 10^{-4}$	$1,242 \cdot 10^{-6}$	$2,756 \cdot 10^{-6}$	$-3,364 \cdot 10^{+3}$	$-2,335 \cdot 10^{+3}$
415	$-1,314 \cdot 10^{-3}$	$-9,154 \cdot 10^{-4}$	$-1,382 \cdot 10^{-6}$	$1,494 \cdot 10^{-7}$	$-4,024 \cdot 10^{+3}$	$-2,983 \cdot 10^{+3}$
416	$-1,301 \cdot 10^{-3}$	$-9,028 \cdot 10^{-4}$	$-1,299 \cdot 10^{-6}$	$2,324 \cdot 10^{-7}$	$-3,994 \cdot 10^{+3}$	$-2,953 \cdot 10^{+3}$
417	$-6,853 \cdot 10^{-4}$	$-2,877 \cdot 10^{-4}$	$1,712 \cdot 10^{-6}$	$3,241 \cdot 10^{-6}$	$-2,500 \cdot 10^{+3}$	$-1,461 \cdot 10^{+3}$

Daño a la Transporte Subconjunto	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
418	-6,848·10 ⁻⁴	-2,872·10 ⁻⁴	1,716·10 ⁻⁶	3,244·10 ⁻⁶	-2,499·10 ⁺³	-1,460·10 ⁺³
419	-1,376·10 ⁻³	-9,785·10 ⁻⁴	-1,440·10 ⁻⁶	8,831·10 ⁻⁸	-3,360·10 ⁺³	-2,321·10 ⁺³
420	-1,376·10 ⁻³	-9,780·10 ⁻⁴	-1,437·10 ⁻⁶	9,167·10 ⁻⁸	-3,359·10 ⁺³	-2,320·10 ⁺³
421	-1,970·10 ⁻³	-1,584·10 ⁻³	-6,161·10 ⁻⁶	-4,680·10 ⁻⁶	-5,441·10 ⁺³	-4,406·10 ⁺³
422	-1,970·10 ⁻³	-1,584·10 ⁻³	-6,161·10 ⁻⁶	-4,680·10 ⁻⁶	-5,441·10 ⁺³	-4,406·10 ⁺³
423	-2,018·10 ⁻³	-1,618·10 ⁻³	-6,434·10 ⁻⁶	-4,894·10 ⁻⁶	-6,431·10 ⁺³	-5,355·10 ⁺³
424	-1,811·10 ⁻³	-1,411·10 ⁻³	-6,261·10 ⁻⁶	-4,721·10 ⁻⁶	-5,449·10 ⁺³	-4,373·10 ⁺³
425	-2,140·10 ⁻³	-1,742·10 ⁻³	-6,637·10 ⁻⁶	-5,105·10 ⁻⁶	-6,439·10 ⁺³	-5,369·10 ⁺³
426	-1,977·10 ⁻³	-1,578·10 ⁻³	-6,488·10 ⁻⁶	-4,956·10 ⁻⁶	-5,665·10 ⁺³	-4,595·10 ⁺³
427	-2,179·10 ⁻³	-1,778·10 ⁻³	-7,009·10 ⁻⁶	-5,469·10 ⁻⁶	-7,138·10 ⁺³	-6,062·10 ⁺³
428	-1,976·10 ⁻³	-1,576·10 ⁻³	-6,837·10 ⁻⁶	-5,298·10 ⁻⁶	-6,174·10 ⁺³	-5,099·10 ⁺³
429	-2,282·10 ⁻³	-1,893·10 ⁻³	-7,167·10 ⁻⁶	-5,670·10 ⁻⁶	-6,762·10 ⁺³	-5,716·10 ⁺³
430	-2,241·10 ⁻³	-1,852·10 ⁻³	-7,130·10 ⁻⁶	-5,633·10 ⁻⁶	-6,570·10 ⁺³	-5,523·10 ⁺³
431	-2,010·10 ⁻³	-1,622·10 ⁻³	-6,279·10 ⁻⁶	-4,789·10 ⁻⁶	-6,431·10 ⁺³	-5,390·10 ⁺³
432	-2,001·10 ⁻³	-1,614·10 ⁻³	-6,257·10 ⁻⁶	-4,768·10 ⁻⁶	-6,397·10 ⁺³	-5,355·10 ⁺³
433	-1,664·10 ⁻³	-1,276·10 ⁻³	-4,518·10 ⁻⁶	-3,027·10 ⁻⁶	-5,561·10 ⁺³	-4,518·10 ⁺³
434	-1,641·10 ⁻³	-1,253·10 ⁻³	-4,370·10 ⁻⁶	-2,879·10 ⁻⁶	-5,507·10 ⁺³	-4,465·10 ⁺³
435	-2,002·10 ⁻³	-1,615·10 ⁻³	-6,335·10 ⁻⁶	-4,847·10 ⁻⁶	-6,005·10 ⁺³	-4,965·10 ⁺³
436	-1,984·10 ⁻³	-1,597·10 ⁻³	-6,221·10 ⁻⁶	-4,732·10 ⁻⁶	-5,963·10 ⁺³	-4,923·10 ⁺³
437	-2,098·10 ⁻³	-1,712·10 ⁻³	-6,404·10 ⁻⁶	-4,923·10 ⁻⁶	-5,814·10 ⁺³	-4,779·10 ⁺³
438	-2,097·10 ⁻³	-1,711·10 ⁻³	-6,398·10 ⁻⁶	-4,916·10 ⁻⁶	-5,812·10 ⁺³	-4,776·10 ⁺³
439	-1,740·10 ⁻³	-1,355·10 ⁻³	-4,743·10 ⁻⁶	-3,260·10 ⁻⁶	-5,695·10 ⁺³	-4,657·10 ⁺³
440	-1,739·10 ⁻³	-1,353·10 ⁻³	-4,731·10 ⁻⁶	-3,247·10 ⁻⁶	-5,690·10 ⁺³	-4,653·10 ⁺³
441	-2,073·10 ⁻³	-1,688·10 ⁻³	-6,621·10 ⁻⁶	-5,139·10 ⁻⁶	-5,190·10 ⁺³	-4,154·10 ⁺³
442	-2,071·10 ⁻³	-1,686·10 ⁻³	-6,611·10 ⁻⁶	-5,129·10 ⁻⁶	-5,186·10 ⁺³	-4,150·10 ⁺³
443	-1,725·10 ⁻³	-1,342·10 ⁻³	-3,264·10 ⁻⁶	-1,792·10 ⁻⁶	-5,584·10 ⁺³	-4,555·10 ⁺³
444	-1,724·10 ⁻³	-1,342·10 ⁻³	-3,258·10 ⁻⁶	-1,787·10 ⁻⁶	-5,582·10 ⁺³	-4,553·10 ⁺³
445	-2,019·10 ⁻³	-1,632·10 ⁻³	-5,881·10 ⁻⁶	-4,393·10 ⁻⁶	-6,241·10 ⁺³	-5,201·10 ⁺³
446	-2,007·10 ⁻³	-1,620·10 ⁻³	-5,798·10 ⁻⁶	-4,310·10 ⁻⁶	-6,211·10 ⁺³	-5,170·10 ⁺³
447	-1,391·10 ⁻³	-1,005·10 ⁻³	-2,787·10 ⁻⁶	-1,301·10 ⁻⁶	-4,718·10 ⁺³	-3,679·10 ⁺³
448	-1,391·10 ⁻³	-1,004·10 ⁻³	-2,784·10 ⁻⁶	-1,298·10 ⁻⁶	-4,717·10 ⁺³	-3,678·10 ⁺³
449	-2,082·10 ⁻³	-1,695·10 ⁻³	-5,940·10 ⁻⁶	-4,454·10 ⁻⁶	-5,578·10 ⁺³	-4,539·10 ⁺³
450	-2,082·10 ⁻³	-1,695·10 ⁻³	-5,937·10 ⁻⁶	-4,451·10 ⁻⁶	-5,576·10 ⁺³	-4,537·10 ⁺³
451	-1,079·10 ⁻³	-6,966·10 ⁻⁴	-1,782·10 ⁻⁶	-3,116·10 ⁻⁷	-3,023·10 ⁺³	-2,023·10 ⁺³
452	-1,079·10 ⁻³	-6,966·10 ⁻⁴	-1,782·10 ⁻⁶	-3,116·10 ⁻⁷	-3,023·10 ⁺³	-2,023·10 ⁺³
453	-1,128·10 ⁻³	-7,298·10 ⁻⁴	-2,055·10 ⁻⁶	-5,259·10 ⁻⁷	-4,012·10 ⁺³	-2,973·10 ⁺³
454	-9,208·10 ⁻⁴	-5,231·10 ⁻⁴	-1,882·10 ⁻⁶	-3,526·10 ⁻⁷	-3,030·10 ⁺³	-1,991·10 ⁺³
455	-1,250·10 ⁻³	-8,543·10 ⁻⁴	-2,258·10 ⁻⁶	-7,371·10 ⁻⁷	-4,020·10 ⁺³	-2,987·10 ⁺³
456	-1,086·10 ⁻³	-6,907·10 ⁻⁴	-2,109·10 ⁻⁶	-5,882·10 ⁻⁷	-3,246·10 ⁺³	-2,212·10 ⁺³
457	-1,288·10 ⁻³	-8,906·10 ⁻⁴	-2,629·10 ⁻⁶	-1,101·10 ⁻⁶	-4,719·10 ⁺³	-3,680·10 ⁺³
458	-1,085·10 ⁻³	-6,880·10 ⁻⁴	-2,458·10 ⁻⁶	-9,297·10 ⁻⁷	-3,755·10 ⁺³	-2,716·10 ⁺³
459	-1,391·10 ⁻³	-1,005·10 ⁻³	-2,788·10 ⁻⁶	-1,302·10 ⁻⁶	-4,343·10 ⁺³	-3,333·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
460	$-1,351 \cdot 10^{-3}$	$-9,644 \cdot 10^{-4}$	$-2,751 \cdot 10^{-6}$	$-1,265 \cdot 10^{-6}$	$-4,151 \cdot 10^{+3}$	$-3,141 \cdot 10^{+3}$
461	$-1,119 \cdot 10^{-3}$	$-7,344 \cdot 10^{-4}$	$-1,899 \cdot 10^{-6}$	$-4,206 \cdot 10^{-7}$	$-4,013 \cdot 10^{+3}$	$-3,007 \cdot 10^{+3}$
462	$-1,111 \cdot 10^{-3}$	$-7,262 \cdot 10^{-4}$	$-1,878 \cdot 10^{-6}$	$-3,996 \cdot 10^{-7}$	$-3,978 \cdot 10^{+3}$	$-2,973 \cdot 10^{+3}$
463	$-7,731 \cdot 10^{-4}$	$-3,881 \cdot 10^{-4}$	$-1,385 \cdot 10^{-7}$	$1,342 \cdot 10^{-6}$	$-3,142 \cdot 10^{+3}$	$-2,136 \cdot 10^{+3}$
464	$-7,507 \cdot 10^{-4}$	$-3,658 \cdot 10^{-4}$	$8,966 \cdot 10^{-9}$	$1,489 \cdot 10^{-6}$	$-3,088 \cdot 10^{+3}$	$-2,082 \cdot 10^{+3}$
465	$-1,111 \cdot 10^{-3}$	$-7,268 \cdot 10^{-4}$	$-1,956 \cdot 10^{-6}$	$-4,787 \cdot 10^{-7}$	$-3,586 \cdot 10^{+3}$	$-2,582 \cdot 10^{+3}$
466	$-1,094 \cdot 10^{-3}$	$-7,094 \cdot 10^{-4}$	$-1,841 \cdot 10^{-6}$	$-3,640 \cdot 10^{-7}$	$-3,545 \cdot 10^{+3}$	$-2,540 \cdot 10^{+3}$
467	$-1,207 \cdot 10^{-3}$	$-8,246 \cdot 10^{-4}$	$-2,025 \cdot 10^{-6}$	$-5,545 \cdot 10^{-7}$	$-3,396 \cdot 10^{+3}$	$-2,396 \cdot 10^{+3}$
468	$-1,206 \cdot 10^{-3}$	$-8,236 \cdot 10^{-4}$	$-2,018 \cdot 10^{-6}$	$-5,478 \cdot 10^{-7}$	$-3,393 \cdot 10^{+3}$	$-2,394 \cdot 10^{+3}$
469	$-8,499 \cdot 10^{-4}$	$-4,669 \cdot 10^{-4}$	$-3,642 \cdot 10^{-7}$	$1,108 \cdot 10^{-6}$	$-3,276 \cdot 10^{+3}$	$-2,275 \cdot 10^{+3}$
470	$-8,480 \cdot 10^{-4}$	$-4,650 \cdot 10^{-4}$	$-3,515 \cdot 10^{-7}$	$1,121 \cdot 10^{-6}$	$-3,271 \cdot 10^{+3}$	$-2,270 \cdot 10^{+3}$
471	$-1,182 \cdot 10^{-3}$	$-8,000 \cdot 10^{-4}$	$-2,242 \cdot 10^{-6}$	$-7,710 \cdot 10^{-7}$	$-2,771 \cdot 10^{+3}$	$-1,772 \cdot 10^{+3}$
472	$-1,181 \cdot 10^{-3}$	$-7,984 \cdot 10^{-4}$	$-2,231 \cdot 10^{-6}$	$-7,607 \cdot 10^{-7}$	$-2,768 \cdot 10^{+3}$	$-1,768 \cdot 10^{+3}$
473	$-8,344 \cdot 10^{-4}$	$-4,546 \cdot 10^{-4}$	$1,116 \cdot 10^{-6}$	$2,576 \cdot 10^{-6}$	$-3,165 \cdot 10^{+3}$	$-2,172 \cdot 10^{+3}$
474	$-8,337 \cdot 10^{-4}$	$-4,538 \cdot 10^{-4}$	$1,121 \cdot 10^{-6}$	$2,582 \cdot 10^{-6}$	$-3,163 \cdot 10^{+3}$	$-2,170 \cdot 10^{+3}$
475	$-1,129 \cdot 10^{-3}$	$-7,447 \cdot 10^{-4}$	$-1,502 \cdot 10^{-6}$	$-2,481 \cdot 10^{-8}$	$-3,822 \cdot 10^{+3}$	$-2,818 \cdot 10^{+3}$
476	$-1,116 \cdot 10^{-3}$	$-7,321 \cdot 10^{-4}$	$-1,419 \cdot 10^{-6}$	$5,817 \cdot 10^{-8}$	$-3,792 \cdot 10^{+3}$	$-2,788 \cdot 10^{+3}$
477	$-5,006 \cdot 10^{-4}$	$-1,170 \cdot 10^{-4}$	$1,592 \cdot 10^{-6}$	$3,067 \cdot 10^{-6}$	$-2,299 \cdot 10^{+3}$	$-1,296 \cdot 10^{+3}$
478	$-5,001 \cdot 10^{-4}$	$-1,165 \cdot 10^{-4}$	$1,595 \cdot 10^{-6}$	$3,070 \cdot 10^{-6}$	$-2,298 \cdot 10^{+3}$	$-1,295 \cdot 10^{+3}$
479	$-1,191 \cdot 10^{-3}$	$-8,078 \cdot 10^{-4}$	$-1,561 \cdot 10^{-6}$	$-8,588 \cdot 10^{-8}$	$-3,159 \cdot 10^{+3}$	$-2,156 \cdot 10^{+3}$
480	$-1,191 \cdot 10^{-3}$	$-8,073 \cdot 10^{-4}$	$-1,558 \cdot 10^{-6}$	$-8,252 \cdot 10^{-8}$	$-3,158 \cdot 10^{+3}$	$-2,155 \cdot 10^{+3}$

Tabla 169. Análisis de sensibilidad, resultados totales, transporte menos contaminante

Daño a la	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
1	-3,006·10 ⁻³	-2,650·10 ⁻³	-9,030·10 ⁻⁶	-7,691·10 ⁻⁶	-8,247·10 ⁺³	-7,300·10 ⁺³
2	-3,006·10 ⁻³	-2,650·10 ⁻³	-9,030·10 ⁻⁶	-7,691·10 ⁻⁶	-8,247·10 ⁺³	-7,300·10 ⁺³
3	-3,079·10 ⁻³	-2,702·10 ⁻³	-9,441·10 ⁻⁶	-8,024·10 ⁻⁶	-9,736·10 ⁺³	-8,736·10 ⁺³
4	-2,768·10 ⁻³	-2,391·10 ⁻³	-9,181·10 ⁻⁶	-7,764·10 ⁻⁶	-8,259·10 ⁺³	-7,258·10 ⁺³
5	-3,263·10 ⁻³	-2,889·10 ⁻³	-9,745·10 ⁻⁶	-8,339·10 ⁻⁶	-9,748·10 ⁺³	-8,755·10 ⁺³
6	-3,016·10 ⁻³	-2,643·10 ⁻³	-9,520·10 ⁻⁶	-8,115·10 ⁻⁶	-8,582·10 ⁺³	-7,589·10 ⁺³
7	-3,321·10 ⁻³	-2,944·10 ⁻³	-1,031·10 ⁻⁵	-8,890·10 ⁻⁶	-1,080·10 ⁺⁴	-9,800·10 ⁺³
8	-3,016·10 ⁻³	-2,639·10 ⁻³	-1,005·10 ⁻⁵	-8,633·10 ⁻⁶	-9,350·10 ⁺³	-8,351·10 ⁺³
9	-3,475·10 ⁻³	-3,114·10 ⁻³	-1,054·10 ⁻⁵	-9,180·10 ⁻⁶	-1,023·10 ⁺⁴	-9,270·10 ⁺³
10	-3,414·10 ⁻³	-3,053·10 ⁻³	-1,048·10 ⁻⁵	-9,125·10 ⁻⁶	-9,943·10 ⁺³	-8,981·10 ⁺³
11	-3,063·10 ⁻³	-2,704·10 ⁻³	-9,192·10 ⁻⁶	-7,842·10 ⁻⁶	-9,729·10 ⁺³	-8,773·10 ⁺³
12	-3,051·10 ⁻³	-2,691·10 ⁻³	-9,160·10 ⁻⁶	-7,810·10 ⁻⁶	-9,676·10 ⁺³	-8,721·10 ⁺³
13	-2,556·10 ⁻³	-2,197·10 ⁻³	-6,607·10 ⁻⁶	-5,254·10 ⁻⁶	-8,457·10 ⁺³	-7,500·10 ⁺³
14	-2,523·10 ⁻³	-2,163·10 ⁻³	-6,385·10 ⁻⁶	-5,032·10 ⁻⁶	-8,376·10 ⁺³	-7,419·10 ⁺³
15	-3,054·10 ⁻³	-2,695·10 ⁻³	-9,290·10 ⁻⁶	-7,941·10 ⁻⁶	-9,094·10 ⁺³	-8,140·10 ⁺³
16	-3,028·10 ⁻³	-2,669·10 ⁻³	-9,117·10 ⁻⁶	-7,768·10 ⁻⁶	-9,031·10 ⁺³	-8,077·10 ⁺³
17	-3,196·10 ⁻³	-2,840·10 ⁻³	-9,385·10 ⁻⁶	-8,045·10 ⁻⁶	-8,802·10 ⁺³	-7,854·10 ⁺³
18	-3,195·10 ⁻³	-2,838·10 ⁻³	-9,375·10 ⁻⁶	-8,035·10 ⁻⁶	-8,799·10 ⁺³	-7,851·10 ⁺³
19	-2,685·10 ⁻³	-2,328·10 ⁻³	-7,005·10 ⁻⁶	-5,662·10 ⁻⁶	-8,693·10 ⁺³	-7,743·10 ⁺³
20	-2,682·10 ⁻³	-2,325·10 ⁻³	-6,986·10 ⁻⁶	-5,643·10 ⁻⁶	-8,686·10 ⁺³	-7,736·10 ⁺³
21	-3,191·10 ⁻³	-2,834·10 ⁻³	-9,854·10 ⁻⁶	-8,514·10 ⁻⁶	-7,948·10 ⁺³	-7,000·10 ⁺³
22	-3,188·10 ⁻³	-2,832·10 ⁻³	-9,839·10 ⁻⁶	-8,499·10 ⁻⁶	-7,942·10 ⁺³	-6,994·10 ⁺³
23	-2,644·10 ⁻³	-2,291·10 ⁻³	-4,696·10 ⁻⁶	-3,369·10 ⁻⁶	-8,477·10 ⁺³	-7,538·10 ⁺³
24	-2,642·10 ⁻³	-2,290·10 ⁻³	-4,687·10 ⁻⁶	-3,361·10 ⁻⁶	-8,474·10 ⁺³	-7,535·10 ⁺³
25	-3,190·10 ⁻³	-2,831·10 ⁻³	-8,919·10 ⁻⁶	-7,570·10 ⁻⁶	-9,637·10 ⁺³	-8,683·10 ⁺³
26	-3,171·10 ⁻³	-2,812·10 ⁻³	-8,794·10 ⁻⁶	-7,445·10 ⁻⁶	-9,592·10 ⁺³	-8,638·10 ⁺³
27	-2,152·10 ⁻³	-1,794·10 ⁻³	-4,027·10 ⁻⁶	-2,682·10 ⁻⁶	-7,203·10 ⁺³	-6,251·10 ⁺³
28	-2,151·10 ⁻³	-1,793·10 ⁻³	-4,022·10 ⁻⁶	-2,677·10 ⁻⁶	-7,201·10 ⁺³	-6,249·10 ⁺³
29	-3,182·10 ⁻³	-2,824·10 ⁻³	-8,728·10 ⁻⁶	-7,383·10 ⁻⁶	-8,471·10 ⁺³	-7,519·10 ⁺³
30	-3,181·10 ⁻³	-2,823·10 ⁻³	-8,723·10 ⁻⁶	-7,378·10 ⁻⁶	-8,469·10 ⁺³	-7,517·10 ⁺³
31	-1,686·10 ⁻³	-1,334·10 ⁻³	-2,534·10 ⁻⁶	-1,209·10 ⁻⁶	-4,661·10 ⁺³	-3,760·10 ⁺³
32	-1,686·10 ⁻³	-1,334·10 ⁻³	-2,534·10 ⁻⁶	-1,209·10 ⁻⁶	-4,661·10 ⁺³	-3,760·10 ⁺³
33	-1,759·10 ⁻³	-1,386·10 ⁻³	-2,945·10 ⁻⁶	-1,543·10 ⁻⁶	-6,150·10 ⁺³	-5,197·10 ⁺³
34	-1,448·10 ⁻³	-1,075·10 ⁻³	-2,685·10 ⁻⁶	-1,283·10 ⁻⁶	-4,672·10 ⁺³	-3,719·10 ⁺³
35	-1,943·10 ⁻³	-1,573·10 ⁻³	-3,249·10 ⁻⁶	-1,857·10 ⁻⁶	-6,161·10 ⁺³	-5,215·10 ⁺³
36	-1,697·10 ⁻³	-1,326·10 ⁻³	-3,025·10 ⁻⁶	-1,634·10 ⁻⁶	-4,995·10 ⁺³	-4,050·10 ⁺³
37	-2,001·10 ⁻³	-1,628·10 ⁻³	-3,810·10 ⁻⁶	-2,409·10 ⁻⁶	-7,213·10 ⁺³	-6,261·10 ⁺³
38	-1,696·10 ⁻³	-1,323·10 ⁻³	-3,552·10 ⁻⁶	-2,151·10 ⁻⁶	-5,763·10 ⁺³	-4,811·10 ⁺³
39	-2,156·10 ⁻³	-1,798·10 ⁻³	-4,044·10 ⁻⁶	-2,699·10 ⁻⁶	-6,645·10 ⁺³	-5,731·10 ⁺³
40	-2,094·10 ⁻³	-1,736·10 ⁻³	-3,989·10 ⁻⁶	-2,643·10 ⁻⁶	-6,356·10 ⁺³	-5,442·10 ⁺³
41	-1,743·10 ⁻³	-1,388·10 ⁻³	-2,697·10 ⁻⁶	-1,361·10 ⁻⁶	-6,142·10 ⁺³	-5,234·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
42	-1,731·10 ⁻³	-1,375·10 ⁻³	-2,664·10 ⁻⁶	-1,329·10 ⁻⁶	-6,090·10 ⁺³	-5,182·10 ⁺³
43	-1,237·10 ⁻³	-8,806·10 ⁻⁴	-1,109·10 ⁻⁷	1,227·10 ⁻⁶	-4,870·10 ⁺³	-3,960·10 ⁺³
44	-1,203·10 ⁻³	-8,470·10 ⁻⁴	1,111·10 ⁻⁷	1,449·10 ⁻⁶	-4,789·10 ⁺³	-3,880·10 ⁺³
45	-1,734·10 ⁻³	-1,379·10 ⁻³	-2,794·10 ⁻⁶	-1,460·10 ⁻⁶	-5,507·10 ⁺³	-4,601·10 ⁺³
46	-1,708·10 ⁻³	-1,353·10 ⁻³	-2,621·10 ⁻⁶	-1,287·10 ⁻⁶	-5,444·10 ⁺³	-4,538·10 ⁺³
47	-1,876·10 ⁻³	-1,524·10 ⁻³	-2,890·10 ⁻⁶	-1,564·10 ⁻⁶	-5,215·10 ⁺³	-4,315·10 ⁺³
48	-1,875·10 ⁻³	-1,522·10 ⁻³	-2,879·10 ⁻⁶	-1,554·10 ⁻⁶	-5,212·10 ⁺³	-4,311·10 ⁺³
49	-1,365·10 ⁻³	-1,012·10 ⁻³	-5,090·10 ⁻⁷	8,193·10 ⁻⁷	-5,106·10 ⁺³	-4,203·10 ⁺³
50	-1,362·10 ⁻³	-1,009·10 ⁻³	-4,899·10 ⁻⁷	8,384·10 ⁻⁷	-5,099·10 ⁺³	-4,196·10 ⁺³
51	-1,871·10 ⁻³	-1,518·10 ⁻³	-3,358·10 ⁻⁶	-2,033·10 ⁻⁶	-4,361·10 ⁺³	-3,460·10 ⁺³
52	-1,868·10 ⁻³	-1,516·10 ⁻³	-3,343·10 ⁻⁶	-2,017·10 ⁻⁶	-4,355·10 ⁺³	-3,454·10 ⁺³
53	-1,324·10 ⁻³	-9,747·10 ⁻⁴	1,800·10 ⁻⁶	3,112·10 ⁻⁶	-4,890·10 ⁺³	-3,999·10 ⁺³
54	-1,323·10 ⁻³	-9,735·10 ⁻⁴	1,808·10 ⁻⁶	3,121·10 ⁻⁶	-4,887·10 ⁺³	-3,995·10 ⁺³
55	-1,870·10 ⁻³	-1,515·10 ⁻³	-2,423·10 ⁻⁶	-1,089·10 ⁻⁶	-6,051·10 ⁺³	-5,144·10 ⁺³
56	-1,851·10 ⁻³	-1,496·10 ⁻³	-2,298·10 ⁻⁶	-9,636·10 ⁻⁷	-6,005·10 ⁺³	-5,098·10 ⁺³
57	-8,319·10 ⁻⁴	-4,777·10 ⁻⁴	2,469·10 ⁻⁶	3,800·10 ⁻⁶	-3,616·10 ⁺³	-2,711·10 ⁺³
58	-8,312·10 ⁻⁴	-4,771·10 ⁻⁴	2,473·10 ⁻⁶	3,805·10 ⁻⁶	-3,614·10 ⁺³	-2,709·10 ⁺³
59	-1,862·10 ⁻³	-1,508·10 ⁻³	-2,233·10 ⁻⁶	-9,012·10 ⁻⁷	-4,884·10 ⁺³	-3,979·10 ⁺³
60	-1,861·10 ⁻³	-1,507·10 ⁻³	-2,227·10 ⁻⁶	-8,961·10 ⁻⁷	-4,882·10 ⁺³	-3,977·10 ⁺³
61	-2,540·10 ⁻³	-2,216·10 ⁻³	-8,029·10 ⁻⁶	-6,809·10 ⁻⁶	-7,356·10 ⁺³	-6,495·10 ⁺³
62	-2,540·10 ⁻³	-2,216·10 ⁻³	-8,029·10 ⁻⁶	-6,809·10 ⁻⁶	-7,356·10 ⁺³	-6,495·10 ⁺³
63	-2,601·10 ⁻³	-2,259·10 ⁻³	-8,371·10 ⁻⁶	-7,087·10 ⁻⁶	-8,596·10 ⁺³	-7,692·10 ⁺³
64	-2,342·10 ⁻³	-2,000·10 ⁻³	-8,155·10 ⁻⁶	-6,870·10 ⁻⁶	-7,365·10 ⁺³	-6,461·10 ⁺³
65	-2,754·10 ⁻³	-2,415·10 ⁻³	-8,624·10 ⁻⁶	-7,349·10 ⁻⁶	-8,605·10 ⁺³	-7,707·10 ⁺³
66	-2,549·10 ⁻³	-2,210·10 ⁻³	-8,437·10 ⁻⁶	-7,163·10 ⁻⁶	-7,634·10 ⁺³	-6,737·10 ⁺³
67	-2,802·10 ⁻³	-2,461·10 ⁻³	-9,091·10 ⁻⁶	-7,808·10 ⁻⁶	-9,481·10 ⁺³	-8,578·10 ⁺³
68	-2,548·10 ⁻³	-2,207·10 ⁻³	-8,877·10 ⁻⁶	-7,594·10 ⁻⁶	-8,274·10 ⁺³	-7,370·10 ⁺³
69	-2,931·10 ⁻³	-2,602·10 ⁻³	-9,287·10 ⁻⁶	-8,050·10 ⁻⁶	-9,008·10 ⁺³	-8,136·10 ⁺³
70	-2,880·10 ⁻³	-2,551·10 ⁻³	-9,240·10 ⁻⁶	-8,003·10 ⁻⁶	-8,768·10 ⁺³	-7,896·10 ⁺³
71	-2,588·10 ⁻³	-2,261·10 ⁻³	-8,164·10 ⁻⁶	-6,935·10 ⁻⁶	-8,589·10 ⁺³	-7,722·10 ⁺³
72	-2,577·10 ⁻³	-2,250·10 ⁻³	-8,137·10 ⁻⁶	-6,909·10 ⁻⁶	-8,546·10 ⁺³	-7,679·10 ⁺³
73	-2,166·10 ⁻³	-1,838·10 ⁻³	-6,011·10 ⁻⁶	-4,780·10 ⁻⁶	-7,530·10 ⁺³	-6,662·10 ⁺³
74	-2,138·10 ⁻³	-1,810·10 ⁻³	-5,826·10 ⁻⁶	-4,595·10 ⁻⁶	-7,462·10 ⁺³	-6,595·10 ⁺³
75	-2,580·10 ⁻³	-2,253·10 ⁻³	-8,245·10 ⁻⁶	-7,018·10 ⁻⁶	-8,061·10 ⁺³	-7,195·10 ⁺³
76	-2,558·10 ⁻³	-2,232·10 ⁻³	-8,101·10 ⁻⁶	-6,874·10 ⁻⁶	-8,008·10 ⁺³	-7,143·10 ⁺³
77	-2,699·10 ⁻³	-2,374·10 ⁻³	-8,325·10 ⁻⁶	-7,105·10 ⁻⁶	-7,818·10 ⁺³	-6,957·10 ⁺³
78	-2,697·10 ⁻³	-2,373·10 ⁻³	-8,317·10 ⁻⁶	-7,096·10 ⁻⁶	-7,815·10 ⁺³	-6,954·10 ⁺³
79	-2,273·10 ⁻³	-1,947·10 ⁻³	-6,342·10 ⁻⁶	-5,120·10 ⁻⁶	-7,726·10 ⁺³	-6,864·10 ⁺³
80	-2,270·10 ⁻³	-1,945·10 ⁻³	-6,326·10 ⁻⁶	-5,104·10 ⁻⁶	-7,721·10 ⁺³	-6,858·10 ⁺³
81	-2,694·10 ⁻³	-2,369·10 ⁻³	-8,715·10 ⁻⁶	-7,495·10 ⁻⁶	-7,106·10 ⁺³	-6,245·10 ⁺³
82	-2,692·10 ⁻³	-2,367·10 ⁻³	-8,703·10 ⁻⁶	-7,482·10 ⁻⁶	-7,101·10 ⁺³	-6,241·10 ⁺³
83	-2,238·10 ⁻³	-1,917·10 ⁻³	-4,419·10 ⁻⁶	-3,210·10 ⁻⁶	-7,547·10 ⁺³	-6,694·10 ⁺³

Daño a la Transporte Subconjunto	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
84	-2,237·10 ⁻³	-1,916·10 ⁻³	-4,412·10 ⁻⁶	-3,203·10 ⁻⁶	-7,544·10 ⁺³	-6,691·10 ⁺³
85	-2,693·10 ⁻³	-2,366·10 ⁻³	-7,936·10 ⁻⁶	-6,709·10 ⁻⁶	-8,513·10 ⁺³	-7,648·10 ⁺³
86	-2,677·10 ⁻³	-2,351·10 ⁻³	-7,832·10 ⁻⁶	-6,605·10 ⁻⁶	-8,475·10 ⁺³	-7,610·10 ⁺³
87	-1,829·10 ⁻³	-1,503·10 ⁻³	-3,863·10 ⁻⁶	-2,637·10 ⁻⁶	-6,486·10 ⁺³	-5,622·10 ⁺³
88	-1,828·10 ⁻³	-1,502·10 ⁻³	-3,858·10 ⁻⁶	-2,633·10 ⁻⁶	-6,484·10 ⁺³	-5,620·10 ⁺³
89	-2,687·10 ⁻³	-2,361·10 ⁻³	-7,778·10 ⁻⁶	-6,553·10 ⁻⁶	-7,542·10 ⁺³	-6,678·10 ⁺³
90	-2,686·10 ⁻³	-2,360·10 ⁻³	-7,774·10 ⁻⁶	-6,548·10 ⁻⁶	-7,540·10 ⁺³	-6,676·10 ⁺³
91	-1,438·10 ⁻³	-1,117·10 ⁻³	-2,606·10 ⁻⁶	-1,398·10 ⁻⁶	-4,361·10 ⁺³	-3,540·10 ⁺³
92	-1,438·10 ⁻³	-1,117·10 ⁻³	-2,606·10 ⁻⁶	-1,398·10 ⁻⁶	-4,361·10 ⁺³	-3,540·10 ⁺³
93	-1,499·10 ⁻³	-1,161·10 ⁻³	-2,948·10 ⁻⁶	-1,676·10 ⁻⁶	-5,601·10 ⁺³	-4,736·10 ⁺³
94	-1,240·10 ⁻³	-9,015·10 ⁻⁴	-2,732·10 ⁻⁶	-1,459·10 ⁻⁶	-4,370·10 ⁺³	-3,506·10 ⁺³
95	-1,652·10 ⁻³	-1,316·10 ⁻³	-3,201·10 ⁻⁶	-1,938·10 ⁻⁶	-5,610·10 ⁺³	-4,752·10 ⁺³
96	-1,447·10 ⁻³	-1,111·10 ⁻³	-3,014·10 ⁻⁶	-1,751·10 ⁻⁶	-4,640·10 ⁺³	-3,781·10 ⁺³
97	-1,700·10 ⁻³	-1,362·10 ⁻³	-3,668·10 ⁻⁶	-2,397·10 ⁻⁶	-6,487·10 ⁺³	-5,623·10 ⁺³
98	-1,446·10 ⁻³	-1,108·10 ⁻³	-3,454·10 ⁻⁶	-2,182·10 ⁻⁶	-5,279·10 ⁺³	-4,415·10 ⁺³
99	-1,829·10 ⁻³	-1,503·10 ⁻³	-3,863·10 ⁻⁶	-2,638·10 ⁻⁶	-6,014·10 ⁺³	-5,181·10 ⁺³
100	-1,778·10 ⁻³	-1,452·10 ⁻³	-3,817·10 ⁻⁶	-2,592·10 ⁻⁶	-5,773·10 ⁺³	-4,940·10 ⁺³
101	-1,486·10 ⁻³	-1,162·10 ⁻³	-2,741·10 ⁻⁶	-1,524·10 ⁻⁶	-5,594·10 ⁺³	-4,767·10 ⁺³
102	-1,475·10 ⁻³	-1,152·10 ⁻³	-2,714·10 ⁻⁶	-1,497·10 ⁻⁶	-5,551·10 ⁺³	-4,724·10 ⁺³
103	-1,064·10 ⁻³	-7,396·10 ⁻⁴	-5,875·10 ⁻⁷	6,314·10 ⁻⁷	-4,535·10 ⁺³	-3,707·10 ⁺³
104	-1,036·10 ⁻³	-7,116·10 ⁻⁴	-4,026·10 ⁻⁷	8,163·10 ⁻⁷	-4,468·10 ⁺³	-3,639·10 ⁺³
105	-1,478·10 ⁻³	-1,155·10 ⁻³	-2,822·10 ⁻⁶	-1,606·10 ⁻⁶	-5,066·10 ⁺³	-4,240·10 ⁺³
106	-1,456·10 ⁻³	-1,133·10 ⁻³	-2,678·10 ⁻⁶	-1,462·10 ⁻⁶	-5,014·10 ⁺³	-4,187·10 ⁺³
107	-1,597·10 ⁻³	-1,275·10 ⁻³	-2,902·10 ⁻⁶	-1,693·10 ⁻⁶	-4,823·10 ⁺³	-4,002·10 ⁺³
108	-1,596·10 ⁻³	-1,274·10 ⁻³	-2,893·10 ⁻⁶	-1,685·10 ⁻⁶	-4,820·10 ⁺³	-3,999·10 ⁺³
109	-1,171·10 ⁻³	-8,487·10 ⁻⁴	-9,190·10 ⁻⁷	2,917·10 ⁻⁷	-4,732·10 ⁺³	-3,909·10 ⁺³
110	-1,168·10 ⁻³	-8,463·10 ⁻⁴	-9,031·10 ⁻⁷	3,076·10 ⁻⁷	-4,726·10 ⁺³	-3,903·10 ⁺³
111	-1,592·10 ⁻³	-1,270·10 ⁻³	-3,292·10 ⁻⁶	-2,083·10 ⁻⁶	-4,111·10 ⁺³	-3,290·10 ⁺³
112	-1,590·10 ⁻³	-1,269·10 ⁻³	-3,279·10 ⁻⁶	-2,071·10 ⁻⁶	-4,107·10 ⁺³	-3,285·10 ⁺³
113	-1,137·10 ⁻³	-8,179·10 ⁻⁴	1,004·10 ⁻⁶	2,201·10 ⁻⁶	-4,552·10 ⁺³	-3,739·10 ⁺³
114	-1,136·10 ⁻³	-8,170·10 ⁻⁴	1,011·10 ⁻⁶	2,208·10 ⁻⁶	-4,550·10 ⁺³	-3,736·10 ⁺³
115	-1,591·10 ⁻³	-1,268·10 ⁻³	-2,513·10 ⁻⁶	-1,297·10 ⁻⁶	-5,519·10 ⁺³	-4,692·10 ⁺³
116	-1,575·10 ⁻³	-1,252·10 ⁻³	-2,409·10 ⁻⁶	-1,193·10 ⁻⁶	-5,481·10 ⁺³	-4,654·10 ⁺³
117	-7,268·10 ⁻⁴	-4,041·10 ⁻⁴	1,561·10 ⁻⁶	2,774·10 ⁻⁶	-3,491·10 ⁺³	-2,666·10 ⁺³
118	-7,263·10 ⁻⁴	-4,035·10 ⁻⁴	1,565·10 ⁻⁶	2,778·10 ⁻⁶	-3,489·10 ⁺³	-2,665·10 ⁺³
119	-1,585·10 ⁻³	-1,262·10 ⁻³	-2,354·10 ⁻⁶	-1,141·10 ⁻⁶	-4,547·10 ⁺³	-3,722·10 ⁺³
120	-1,584·10 ⁻³	-1,261·10 ⁻³	-2,350·10 ⁻⁶	-1,137·10 ⁻⁶	-4,545·10 ⁺³	-3,721·10 ⁺³
121	-2,876·10 ⁻³	-2,535·10 ⁻³	-8,436·10 ⁻⁶	-7,155·10 ⁻⁶	-7,588·10 ⁺³	-6,680·10 ⁺³
122	-2,876·10 ⁻³	-2,535·10 ⁻³	-8,436·10 ⁻⁶	-7,155·10 ⁻⁶	-7,588·10 ⁺³	-6,680·10 ⁺³
123	-2,937·10 ⁻³	-2,579·10 ⁻³	-8,779·10 ⁻⁶	-7,433·10 ⁻⁶	-8,828·10 ⁺³	-7,876·10 ⁺³
124	-2,677·10 ⁻³	-2,319·10 ⁻³	-8,562·10 ⁻⁶	-7,216·10 ⁻⁶	-7,597·10 ⁺³	-6,646·10 ⁺³
125	-3,089·10 ⁻³	-2,734·10 ⁻³	-9,031·10 ⁻⁶	-7,695·10 ⁻⁶	-8,837·10 ⁺³	-7,892·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
126	-2,884·10 ⁻³	-2,529·10 ⁻³	-8,845·10 ⁻⁶	-7,509·10 ⁻⁶	-7,867·10 ⁺³	-6,921·10 ⁺³
127	-3,138·10 ⁻³	-2,780·10 ⁻³	-9,498·10 ⁻⁶	-8,154·10 ⁻⁶	-9,714·10 ⁺³	-8,762·10 ⁺³
128	-2,884·10 ⁻³	-2,526·10 ⁻³	-9,284·10 ⁻⁶	-7,940·10 ⁻⁶	-8,506·10 ⁺³	-7,555·10 ⁺³
129	-3,267·10 ⁻³	-2,921·10 ⁻³	-9,694·10 ⁻⁶	-8,396·10 ⁻⁶	-9,241·10 ⁺³	-8,321·10 ⁺³
130	-3,216·10 ⁻³	-2,870·10 ⁻³	-9,647·10 ⁻⁶	-8,350·10 ⁻⁶	-9,000·10 ⁺³	-8,080·10 ⁺³
131	-2,923·10 ⁻³	-2,580·10 ⁻³	-8,571·10 ⁻⁶	-7,281·10 ⁻⁶	-8,822·10 ⁺³	-7,907·10 ⁺³
132	-2,913·10 ⁻³	-2,570·10 ⁻³	-8,544·10 ⁻⁶	-7,255·10 ⁻⁶	-8,778·10 ⁺³	-7,864·10 ⁺³
133	-2,501·10 ⁻³	-2,158·10 ⁻³	-6,418·10 ⁻⁶	-5,126·10 ⁻⁶	-7,762·10 ⁺³	-6,847·10 ⁺³
134	-2,473·10 ⁻³	-2,130·10 ⁻³	-6,233·10 ⁻⁶	-4,941·10 ⁻⁶	-7,695·10 ⁺³	-6,779·10 ⁺³
135	-2,915·10 ⁻³	-2,573·10 ⁻³	-8,652·10 ⁻⁶	-7,364·10 ⁻⁶	-8,293·10 ⁺³	-7,380·10 ⁺³
136	-2,894·10 ⁻³	-2,551·10 ⁻³	-8,509·10 ⁻⁶	-7,220·10 ⁻⁶	-8,241·10 ⁺³	-7,327·10 ⁺³
137	-3,034·10 ⁻³	-2,693·10 ⁻³	-8,732·10 ⁻⁶	-7,451·10 ⁻⁶	-8,050·10 ⁺³	-7,142·10 ⁺³
138	-3,033·10 ⁻³	-2,692·10 ⁻³	-8,724·10 ⁻⁶	-7,442·10 ⁻⁶	-8,047·10 ⁺³	-7,139·10 ⁺³
139	-2,608·10 ⁻³	-2,267·10 ⁻³	-6,749·10 ⁻⁶	-5,466·10 ⁻⁶	-7,959·10 ⁺³	-7,049·10 ⁺³
140	-2,606·10 ⁻³	-2,264·10 ⁻³	-6,733·10 ⁻⁶	-5,450·10 ⁻⁶	-7,953·10 ⁺³	-7,043·10 ⁺³
141	-3,029·10 ⁻³	-2,688·10 ⁻³	-9,122·10 ⁻⁶	-7,841·10 ⁻⁶	-7,338·10 ⁺³	-6,430·10 ⁺³
142	-3,027·10 ⁻³	-2,686·10 ⁻³	-9,110·10 ⁻⁶	-7,828·10 ⁻⁶	-7,334·10 ⁺³	-6,425·10 ⁺³
143	-2,574·10 ⁻³	-2,236·10 ⁻³	-4,826·10 ⁻⁶	-3,556·10 ⁻⁶	-7,779·10 ⁺³	-6,878·10 ⁺³
144	-2,573·10 ⁻³	-2,235·10 ⁻³	-4,819·10 ⁻⁶	-3,549·10 ⁻⁶	-7,777·10 ⁺³	-6,876·10 ⁺³
145	-3,028·10 ⁻³	-2,686·10 ⁻³	-8,343·10 ⁻⁶	-7,055·10 ⁻⁶	-8,746·10 ⁺³	-7,832·10 ⁺³
146	-3,013·10 ⁻³	-2,670·10 ⁻³	-8,239·10 ⁻⁶	-6,951·10 ⁻⁶	-8,708·10 ⁺³	-7,794·10 ⁺³
147	-2,164·10 ⁻³	-1,822·10 ⁻³	-4,270·10 ⁻⁶	-2,984·10 ⁻⁶	-6,718·10 ⁺³	-5,806·10 ⁺³
148	-2,164·10 ⁻³	-1,821·10 ⁻³	-4,265·10 ⁻⁶	-2,979·10 ⁻⁶	-6,716·10 ⁺³	-5,805·10 ⁺³
149	-3,022·10 ⁻³	-2,680·10 ⁻³	-8,185·10 ⁻⁶	-6,899·10 ⁻⁶	-7,774·10 ⁺³	-6,862·10 ⁺³
150	-3,022·10 ⁻³	-2,679·10 ⁻³	-8,181·10 ⁻⁶	-6,894·10 ⁻⁶	-7,772·10 ⁺³	-6,861·10 ⁺³
151	-1,556·10 ⁻³	-1,219·10 ⁻³	-1,940·10 ⁻⁶	-6,739·10 ⁻⁷	-4,001·10 ⁺³	-3,140·10 ⁺³
152	-1,556·10 ⁻³	-1,219·10 ⁻³	-1,940·10 ⁻⁶	-6,739·10 ⁻⁷	-4,001·10 ⁺³	-3,140·10 ⁺³
153	-1,617·10 ⁻³	-1,263·10 ⁻³	-2,283·10 ⁻⁶	-9,517·10 ⁻⁷	-5,241·10 ⁺³	-4,337·10 ⁺³
154	-1,358·10 ⁻³	-1,003·10 ⁻³	-2,066·10 ⁻⁶	-7,350·10 ⁻⁷	-4,011·10 ⁺³	-3,106·10 ⁺³
155	-1,770·10 ⁻³	-1,418·10 ⁻³	-2,535·10 ⁻⁶	-1,214·10 ⁻⁶	-5,251·10 ⁺³	-4,352·10 ⁺³
156	-1,564·10 ⁻³	-1,213·10 ⁻³	-2,349·10 ⁻⁶	-1,027·10 ⁻⁶	-4,280·10 ⁺³	-3,382·10 ⁺³
157	-1,818·10 ⁻³	-1,464·10 ⁻³	-3,003·10 ⁻⁶	-1,673·10 ⁻⁶	-6,127·10 ⁺³	-5,223·10 ⁺³
158	-1,564·10 ⁻³	-1,210·10 ⁻³	-2,788·10 ⁻⁶	-1,458·10 ⁻⁶	-4,919·10 ⁺³	-4,016·10 ⁺³
159	-1,947·10 ⁻³	-1,605·10 ⁻³	-3,198·10 ⁻⁶	-1,914·10 ⁻⁶	-5,654·10 ⁺³	-4,782·10 ⁺³
160	-1,896·10 ⁻³	-1,554·10 ⁻³	-3,152·10 ⁻⁶	-1,868·10 ⁻⁶	-5,413·10 ⁺³	-4,541·10 ⁺³
161	-1,603·10 ⁻³	-1,264·10 ⁻³	-2,076·10 ⁻⁶	-7,998·10 ⁻⁷	-5,235·10 ⁺³	-4,368·10 ⁺³
162	-1,593·10 ⁻³	-1,254·10 ⁻³	-2,049·10 ⁻⁶	-7,734·10 ⁻⁷	-5,191·10 ⁺³	-4,324·10 ⁺³
163	-1,181·10 ⁻³	-8,415·10 ⁻⁴	7,789·10 ⁻⁸	1,355·10 ⁻⁶	-4,175·10 ⁺³	-3,307·10 ⁺³
164	-1,153·10 ⁻³	-8,135·10 ⁻⁴	2,628·10 ⁻⁷	1,540·10 ⁻⁶	-4,108·10 ⁺³	-3,240·10 ⁺³
165	-1,596·10 ⁻³	-1,256·10 ⁻³	-2,157·10 ⁻⁶	-8,822·10 ⁻⁷	-4,706·10 ⁺³	-3,840·10 ⁺³
166	-1,574·10 ⁻³	-1,235·10 ⁻³	-2,013·10 ⁻⁶	-7,383·10 ⁻⁷	-4,654·10 ⁺³	-3,788·10 ⁺³
167	-1,714·10 ⁻³	-1,377·10 ⁻³	-2,236·10 ⁻⁶	-9,692·10 ⁻⁷	-4,463·10 ⁺³	-3,602·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
168	-1,713·10 ⁻³	-1,376·10 ⁻³	-2,228·10 ⁻⁶	-9,609·10 ⁻⁷	-4,460·10 ⁺³	-3,599·10 ⁺³
169	-1,288·10 ⁻³	-9,506·10 ⁻⁴	-2,536·10 ⁻⁷	1,016·10 ⁻⁶	-4,372·10 ⁺³	-3,509·10 ⁺³
170	-1,286·10 ⁻³	-9,482·10 ⁻⁴	-2,377·10 ⁻⁷	1,032·10 ⁻⁶	-4,366·10 ⁺³	-3,504·10 ⁺³
171	-1,709·10 ⁻³	-1,372·10 ⁻³	-2,627·10 ⁻⁶	-1,360·10 ⁻⁶	-3,752·10 ⁺³	-2,890·10 ⁺³
172	-1,708·10 ⁻³	-1,370·10 ⁻³	-2,614·10 ⁻⁶	-1,347·10 ⁻⁶	-3,747·10 ⁺³	-2,886·10 ⁺³
173	-1,254·10 ⁻³	-9,198·10 ⁻⁴	1,669·10 ⁻⁶	2,925·10 ⁻⁶	-4,193·10 ⁺³	-3,339·10 ⁺³
174	-1,253·10 ⁻³	-9,189·10 ⁻⁴	1,676·10 ⁻⁶	2,932·10 ⁻⁶	-4,190·10 ⁺³	-3,336·10 ⁺³
175	-1,709·10 ⁻³	-1,370·10 ⁻³	-1,848·10 ⁻⁶	-5,733·10 ⁻⁷	-5,159·10 ⁺³	-4,293·10 ⁺³
176	-1,693·10 ⁻³	-1,354·10 ⁻³	-1,744·10 ⁻⁶	-4,692·10 ⁻⁷	-5,121·10 ⁺³	-4,255·10 ⁺³
177	-8,443·10 ⁻⁴	-5,060·10 ⁻⁴	2,226·10 ⁻⁶	3,498·10 ⁻⁶	-3,131·10 ⁺³	-2,267·10 ⁺³
178	-8,437·10 ⁻⁴	-5,054·10 ⁻⁴	2,230·10 ⁻⁶	3,502·10 ⁻⁶	-3,129·10 ⁺³	-2,265·10 ⁺³
179	-1,702·10 ⁻³	-1,364·10 ⁻³	-1,689·10 ⁻⁶	-4,172·10 ⁻⁷	-4,187·10 ⁺³	-3,323·10 ⁺³
180	-1,702·10 ⁻³	-1,363·10 ⁻³	-1,685·10 ⁻⁶	-4,130·10 ⁻⁷	-4,185·10 ⁺³	-3,321·10 ⁺³
181	-2,408·10 ⁻³	-2,083·10 ⁻³	-7,429·10 ⁻⁶	-6,210·10 ⁻⁶	-6,692·10 ⁺³	-5,832·10 ⁺³
182	-2,408·10 ⁻³	-2,083·10 ⁻³	-7,429·10 ⁻⁶	-6,210·10 ⁻⁶	-6,692·10 ⁺³	-5,832·10 ⁺³
183	-2,469·10 ⁻³	-2,127·10 ⁻³	-7,772·10 ⁻⁶	-6,487·10 ⁻⁶	-7,933·10 ⁺³	-7,028·10 ⁺³
184	-2,209·10 ⁻³	-1,868·10 ⁻³	-7,555·10 ⁻⁶	-6,271·10 ⁻⁶	-6,702·10 ⁺³	-5,798·10 ⁺³
185	-2,621·10 ⁻³	-2,282·10 ⁻³	-8,025·10 ⁻⁶	-6,749·10 ⁻⁶	-7,942·10 ⁺³	-7,044·10 ⁺³
186	-2,416·10 ⁻³	-2,077·10 ⁻³	-7,838·10 ⁻⁶	-6,563·10 ⁻⁶	-6,971·10 ⁺³	-6,073·10 ⁺³
187	-2,670·10 ⁻³	-2,328·10 ⁻³	-8,492·10 ⁻⁶	-7,208·10 ⁻⁶	-8,818·10 ⁺³	-7,915·10 ⁺³
188	-2,416·10 ⁻³	-2,074·10 ⁻³	-8,277·10 ⁻⁶	-6,994·10 ⁻⁶	-7,611·10 ⁺³	-6,707·10 ⁺³
189	-2,799·10 ⁻³	-2,469·10 ⁻³	-8,687·10 ⁻⁶	-7,450·10 ⁻⁶	-8,345·10 ⁺³	-7,473·10 ⁺³
190	-2,748·10 ⁻³	-2,419·10 ⁻³	-8,641·10 ⁻⁶	-7,404·10 ⁻⁶	-8,104·10 ⁺³	-7,232·10 ⁺³
191	-2,455·10 ⁻³	-2,128·10 ⁻³	-7,565·10 ⁻⁶	-6,336·10 ⁻⁶	-7,926·10 ⁺³	-7,059·10 ⁺³
192	-2,445·10 ⁻³	-2,118·10 ⁻³	-7,538·10 ⁻⁶	-6,309·10 ⁻⁶	-7,883·10 ⁺³	-7,016·10 ⁺³
193	-2,033·10 ⁻³	-1,706·10 ⁻³	-5,411·10 ⁻⁶	-4,180·10 ⁻⁶	-6,867·10 ⁺³	-5,999·10 ⁺³
194	-2,005·10 ⁻³	-1,678·10 ⁻³	-5,226·10 ⁻⁶	-3,996·10 ⁻⁶	-6,799·10 ⁺³	-5,931·10 ⁺³
195	-2,447·10 ⁻³	-2,121·10 ⁻³	-7,646·10 ⁻⁶	-6,418·10 ⁻⁶	-7,398·10 ⁺³	-6,532·10 ⁺³
196	-2,426·10 ⁻³	-2,099·10 ⁻³	-7,502·10 ⁻⁶	-6,274·10 ⁻⁶	-7,345·10 ⁺³	-6,479·10 ⁺³
197	-2,566·10 ⁻³	-2,242·10 ⁻³	-7,725·10 ⁻⁶	-6,505·10 ⁻⁶	-7,155·10 ⁺³	-6,294·10 ⁺³
198	-2,565·10 ⁻³	-2,240·10 ⁻³	-7,717·10 ⁻⁶	-6,497·10 ⁻⁶	-7,152·10 ⁺³	-6,291·10 ⁺³
199	-2,140·10 ⁻³	-1,815·10 ⁻³	-5,743·10 ⁻⁶	-4,520·10 ⁻⁶	-7,063·10 ⁺³	-6,201·10 ⁺³
200	-2,138·10 ⁻³	-1,812·10 ⁻³	-5,727·10 ⁻⁶	-4,504·10 ⁻⁶	-7,058·10 ⁺³	-6,195·10 ⁺³
201	-2,561·10 ⁻³	-2,237·10 ⁻³	-8,116·10 ⁻⁶	-6,895·10 ⁻⁶	-6,443·10 ⁺³	-5,582·10 ⁺³
202	-2,559·10 ⁻³	-2,235·10 ⁻³	-8,103·10 ⁻⁶	-6,882·10 ⁻⁶	-6,438·10 ⁺³	-5,577·10 ⁺³
203	-2,106·10 ⁻³	-1,784·10 ⁻³	-3,820·10 ⁻⁶	-2,610·10 ⁻⁶	-6,884·10 ⁺³	-6,031·10 ⁺³
204	-2,105·10 ⁻³	-1,783·10 ⁻³	-3,813·10 ⁻⁶	-2,603·10 ⁻⁶	-6,881·10 ⁺³	-6,028·10 ⁺³
205	-2,560·10 ⁻³	-2,234·10 ⁻³	-7,337·10 ⁻⁶	-6,109·10 ⁻⁶	-7,850·10 ⁺³	-6,984·10 ⁺³
206	-2,545·10 ⁻³	-2,218·10 ⁻³	-7,233·10 ⁻⁶	-6,005·10 ⁻⁶	-7,812·10 ⁺³	-6,946·10 ⁺³
207	-1,696·10 ⁻³	-1,370·10 ⁻³	-3,263·10 ⁻⁶	-2,038·10 ⁻⁶	-5,822·10 ⁺³	-4,958·10 ⁺³
208	-1,696·10 ⁻³	-1,370·10 ⁻³	-3,259·10 ⁻⁶	-2,034·10 ⁻⁶	-5,821·10 ⁺³	-4,957·10 ⁺³
209	-2,554·10 ⁻³	-2,228·10 ⁻³	-7,178·10 ⁻⁶	-5,953·10 ⁻⁶	-6,878·10 ⁺³	-6,014·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
210	-2,554·10 ⁻³	-2,228·10 ⁻³	-7,174·10 ⁻⁶	-5,949·10 ⁻⁶	-6,877·10 ⁺³	-6,013·10 ⁺³
211	-1,306·10 ⁻³	-9,843·10 ⁻⁴	-2,006·10 ⁻⁶	-7,982·10 ⁻⁷	-3,698·10 ⁺³	-2,877·10 ⁺³
212	-1,306·10 ⁻³	-9,843·10 ⁻⁴	-2,006·10 ⁻⁶	-7,982·10 ⁻⁷	-3,698·10 ⁺³	-2,877·10 ⁺³
213	-1,367·10 ⁻³	-1,028·10 ⁻³	-2,349·10 ⁻⁶	-1,076·10 ⁻⁶	-4,938·10 ⁺³	-4,073·10 ⁺³
214	-1,107·10 ⁻³	-7,689·10 ⁻⁴	-2,132·10 ⁻⁶	-8,593·10 ⁻⁷	-3,707·10 ⁺³	-2,843·10 ⁺³
215	-1,520·10 ⁻³	-1,183·10 ⁻³	-2,601·10 ⁻⁶	-1,338·10 ⁻⁶	-4,947·10 ⁺³	-4,089·10 ⁺³
216	-1,314·10 ⁻³	-9,783·10 ⁻⁴	-2,415·10 ⁻⁶	-1,152·10 ⁻⁶	-3,977·10 ⁺³	-3,118·10 ⁺³
217	-1,568·10 ⁻³	-1,230·10 ⁻³	-3,068·10 ⁻⁶	-1,797·10 ⁻⁶	-5,824·10 ⁺³	-4,959·10 ⁺³
218	-1,314·10 ⁻³	-9,755·10 ⁻⁴	-2,854·10 ⁻⁶	-1,583·10 ⁻⁶	-4,616·10 ⁺³	-3,752·10 ⁺³
219	-1,697·10 ⁻³	-1,371·10 ⁻³	-3,264·10 ⁻⁶	-2,039·10 ⁻⁶	-5,351·10 ⁺³	-4,518·10 ⁺³
220	-1,646·10 ⁻³	-1,320·10 ⁻³	-3,217·10 ⁻⁶	-1,992·10 ⁻⁶	-5,110·10 ⁺³	-4,277·10 ⁺³
221	-1,353·10 ⁻³	-1,029·10 ⁻³	-2,141·10 ⁻⁶	-9,241·10 ⁻⁷	-4,931·10 ⁺³	-4,104·10 ⁺³
222	-1,343·10 ⁻³	-1,019·10 ⁻³	-2,115·10 ⁻⁶	-8,977·10 ⁻⁷	-4,888·10 ⁺³	-4,061·10 ⁺³
223	-9,313·10 ⁻⁴	-6,070·10 ⁻⁴	1,209·10 ⁻⁸	1,231·10 ⁻⁶	-3,872·10 ⁺³	-3,044·10 ⁺³
224	-9,033·10 ⁻⁴	-5,790·10 ⁻⁴	1,970·10 ⁻⁷	1,416·10 ⁻⁶	-3,805·10 ⁺³	-2,976·10 ⁺³
225	-1,345·10 ⁻³	-1,022·10 ⁻³	-2,223·10 ⁻⁶	-1,007·10 ⁻⁶	-4,403·10 ⁺³	-3,577·10 ⁺³
226	-1,324·10 ⁻³	-1,000·10 ⁻³	-2,079·10 ⁻⁶	-8,627·10 ⁻⁷	-4,351·10 ⁺³	-3,524·10 ⁺³
227	-1,464·10 ⁻³	-1,143·10 ⁻³	-2,302·10 ⁻⁶	-1,094·10 ⁻⁶	-4,160·10 ⁺³	-3,339·10 ⁺³
228	-1,463·10 ⁻³	-1,141·10 ⁻³	-2,294·10 ⁻⁶	-1,085·10 ⁻⁶	-4,157·10 ⁺³	-3,336·10 ⁺³
229	-1,038·10 ⁻³	-7,161·10 ⁻⁴	-3,194·10 ⁻⁷	8,913·10 ⁻⁷	-4,069·10 ⁺³	-3,246·10 ⁺³
230	-1,036·10 ⁻³	-7,137·10 ⁻⁴	-3,035·10 ⁻⁷	9,072·10 ⁻⁷	-4,063·10 ⁺³	-3,240·10 ⁺³
231	-1,459·10 ⁻³	-1,138·10 ⁻³	-2,693·10 ⁻⁶	-1,484·10 ⁻⁶	-3,448·10 ⁺³	-2,627·10 ⁺³
232	-1,457·10 ⁻³	-1,136·10 ⁻³	-2,680·10 ⁻⁶	-1,471·10 ⁻⁶	-3,444·10 ⁺³	-2,622·10 ⁺³
233	-1,004·10 ⁻³	-6,853·10 ⁻⁴	1,603·10 ⁻⁶	2,801·10 ⁻⁶	-3,889·10 ⁺³	-3,075·10 ⁺³
234	-1,003·10 ⁻³	-6,844·10 ⁻⁴	1,610·10 ⁻⁶	2,808·10 ⁻⁶	-3,886·10 ⁺³	-3,073·10 ⁺³
235	-1,459·10 ⁻³	-1,135·10 ⁻³	-1,913·10 ⁻⁶	-6,976·10 ⁻⁷	-4,855·10 ⁺³	-4,029·10 ⁺³
236	-1,443·10 ⁻³	-1,119·10 ⁻³	-1,809·10 ⁻⁶	-5,936·10 ⁻⁷	-4,817·10 ⁺³	-3,991·10 ⁺³
237	-5,942·10 ⁻⁴	-2,715·10 ⁻⁴	2,160·10 ⁻⁶	3,374·10 ⁻⁶	-2,828·10 ⁺³	-2,003·10 ⁺³
238	-5,937·10 ⁻⁴	-2,709·10 ⁻⁴	2,164·10 ⁻⁶	3,378·10 ⁻⁶	-2,826·10 ⁺³	-2,002·10 ⁺³
239	-1,452·10 ⁻³	-1,129·10 ⁻³	-1,755·10 ⁻⁶	-5,416·10 ⁻⁷	-3,884·10 ⁺³	-3,059·10 ⁺³
240	-1,452·10 ⁻³	-1,129·10 ⁻³	-1,751·10 ⁻⁶	-5,373·10 ⁻⁷	-3,882·10 ⁺³	-3,058·10 ⁺³
241	-2,456·10 ⁻³	-2,088·10 ⁻³	-7,297·10 ⁻⁶	-5,913·10 ⁻⁶	-6,812·10 ⁺³	-5,841·10 ⁺³
242	-2,456·10 ⁻³	-2,088·10 ⁻³	-7,297·10 ⁻⁶	-5,913·10 ⁻⁶	-6,812·10 ⁺³	-5,841·10 ⁺³
243	-2,514·10 ⁻³	-2,129·10 ⁻³	-7,625·10 ⁻⁶	-6,179·10 ⁻⁶	-8,000·10 ⁺³	-6,988·10 ⁺³
244	-2,266·10 ⁻³	-1,881·10 ⁻³	-7,417·10 ⁻⁶	-5,971·10 ⁻⁶	-6,821·10 ⁺³	-5,809·10 ⁺³
245	-2,661·10 ⁻³	-2,278·10 ⁻³	-7,867·10 ⁻⁶	-6,430·10 ⁻⁶	-8,009·10 ⁺³	-7,002·10 ⁺³
246	-2,464·10 ⁻³	-2,082·10 ⁻³	-7,688·10 ⁻⁶	-6,252·10 ⁻⁶	-7,079·10 ⁺³	-6,073·10 ⁺³
247	-2,707·10 ⁻³	-2,322·10 ⁻³	-8,315·10 ⁻⁶	-6,870·10 ⁻⁶	-8,848·10 ⁺³	-7,837·10 ⁺³
248	-2,463·10 ⁻³	-2,079·10 ⁻³	-8,109·10 ⁻⁶	-6,664·10 ⁻⁶	-7,692·10 ⁺³	-6,680·10 ⁺³
249	-2,830·10 ⁻³	-2,458·10 ⁻³	-8,502·10 ⁻⁶	-7,101·10 ⁻⁶	-8,395·10 ⁺³	-7,414·10 ⁺³
250	-2,781·10 ⁻³	-2,409·10 ⁻³	-8,457·10 ⁻⁶	-7,057·10 ⁻⁶	-8,165·10 ⁺³	-7,183·10 ⁺³
251	-2,501·10 ⁻³	-2,131·10 ⁻³	-7,427·10 ⁻⁶	-6,033·10 ⁻⁶	-7,994·10 ⁺³	-7,017·10 ⁺³

Daño a la Transporte Subconjunto	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
252	-2,491·10 ⁻³	-2,121·10 ⁻³	-7,401·10 ⁻⁶	-6,008·10 ⁻⁶	-7,952·10 ⁺³	-6,976·10 ⁺³
253	-2,097·10 ⁻³	-1,726·10 ⁻³	-5,363·10 ⁻⁶	-3,969·10 ⁻⁶	-6,979·10 ⁺³	-6,001·10 ⁺³
254	-2,070·10 ⁻³	-1,699·10 ⁻³	-5,186·10 ⁻⁶	-3,792·10 ⁻⁶	-6,914·10 ⁺³	-5,937·10 ⁺³
255	-2,494·10 ⁻³	-2,124·10 ⁻³	-7,504·10 ⁻⁶	-6,112·10 ⁻⁶	-7,488·10 ⁺³	-6,512·10 ⁺³
256	-2,473·10 ⁻³	-2,103·10 ⁻³	-7,366·10 ⁻⁶	-5,975·10 ⁻⁶	-7,437·10 ⁺³	-6,462·10 ⁺³
257	-2,608·10 ⁻³	-2,239·10 ⁻³	-7,580·10 ⁻⁶	-6,196·10 ⁻⁶	-7,255·10 ⁺³	-6,284·10 ⁺³
258	-2,606·10 ⁻³	-2,238·10 ⁻³	-7,572·10 ⁻⁶	-6,188·10 ⁻⁶	-7,252·10 ⁺³	-6,281·10 ⁺³
259	-2,199·10 ⁻³	-1,831·10 ⁻³	-5,681·10 ⁻⁶	-4,294·10 ⁻⁶	-7,167·10 ⁺³	-6,195·10 ⁺³
260	-2,197·10 ⁻³	-1,828·10 ⁻³	-5,666·10 ⁻⁶	-4,279·10 ⁻⁶	-7,162·10 ⁺³	-6,189·10 ⁺³
261	-2,603·10 ⁻³	-2,235·10 ⁻³	-7,954·10 ⁻⁶	-6,570·10 ⁻⁶	-6,573·10 ⁺³	-5,602·10 ⁺³
262	-2,601·10 ⁻³	-2,233·10 ⁻³	-7,942·10 ⁻⁶	-6,557·10 ⁻⁶	-6,568·10 ⁺³	-5,598·10 ⁺³
263	-2,167·10 ⁻³	-1,801·10 ⁻³	-3,839·10 ⁻⁶	-2,465·10 ⁻⁶	-6,995·10 ⁺³	-6,032·10 ⁺³
264	-2,166·10 ⁻³	-1,800·10 ⁻³	-3,832·10 ⁻⁶	-2,458·10 ⁻⁶	-6,993·10 ⁺³	-6,029·10 ⁺³
265	-2,602·10 ⁻³	-2,232·10 ⁻³	-7,208·10 ⁻⁶	-5,816·10 ⁻⁶	-7,921·10 ⁺³	-6,945·10 ⁺³
266	-2,587·10 ⁻³	-2,217·10 ⁻³	-7,108·10 ⁻⁶	-5,717·10 ⁻⁶	-7,885·10 ⁺³	-6,909·10 ⁺³
267	-1,774·10 ⁻³	-1,405·10 ⁻³	-3,305·10 ⁻⁶	-1,916·10 ⁻⁶	-5,978·10 ⁺³	-5,005·10 ⁺³
268	-1,774·10 ⁻³	-1,404·10 ⁻³	-3,301·10 ⁻⁶	-1,912·10 ⁻⁶	-5,977·10 ⁺³	-5,003·10 ⁺³
269	-2,596·10 ⁻³	-2,226·10 ⁻³	-7,056·10 ⁻⁶	-5,667·10 ⁻⁶	-6,990·10 ⁺³	-6,016·10 ⁺³
270	-2,595·10 ⁻³	-2,226·10 ⁻³	-7,052·10 ⁻⁶	-5,663·10 ⁻⁶	-6,989·10 ⁺³	-6,015·10 ⁺³
271	-1,403·10 ⁻³	-1,037·10 ⁻³	-2,114·10 ⁻⁶	-7,414·10 ⁻⁷	-3,950·10 ⁺³	-3,017·10 ⁺³
272	-1,403·10 ⁻³	-1,037·10 ⁻³	-2,114·10 ⁻⁶	-7,414·10 ⁻⁷	-3,950·10 ⁺³	-3,017·10 ⁺³
273	-1,461·10 ⁻³	-1,079·10 ⁻³	-2,442·10 ⁻⁶	-1,008·10 ⁻⁶	-5,138·10 ⁺³	-4,163·10 ⁺³
274	-1,213·10 ⁻³	-8,311·10 ⁻⁴	-2,235·10 ⁻⁶	-8,000·10 ⁻⁷	-3,959·10 ⁺³	-2,984·10 ⁺³
275	-1,608·10 ⁻³	-1,228·10 ⁻³	-2,684·10 ⁻⁶	-1,259·10 ⁻⁶	-5,147·10 ⁺³	-4,178·10 ⁺³
276	-1,411·10 ⁻³	-1,032·10 ⁻³	-2,505·10 ⁻⁶	-1,080·10 ⁻⁶	-4,217·10 ⁺³	-3,249·10 ⁺³
277	-1,654·10 ⁻³	-1,272·10 ⁻³	-3,132·10 ⁻⁶	-1,698·10 ⁻⁶	-5,987·10 ⁺³	-5,013·10 ⁺³
278	-1,410·10 ⁻³	-1,029·10 ⁻³	-2,926·10 ⁻⁶	-1,493·10 ⁻⁶	-4,830·10 ⁺³	-3,856·10 ⁺³
279	-1,777·10 ⁻³	-1,408·10 ⁻³	-3,319·10 ⁻⁶	-1,930·10 ⁻⁶	-5,534·10 ⁺³	-4,590·10 ⁺³
280	-1,728·10 ⁻³	-1,359·10 ⁻³	-3,275·10 ⁻⁶	-1,885·10 ⁻⁶	-5,303·10 ⁺³	-4,359·10 ⁺³
281	-1,448·10 ⁻³	-1,081·10 ⁻³	-2,244·10 ⁻⁶	-8,620·10 ⁻⁷	-5,132·10 ⁺³	-4,193·10 ⁺³
282	-1,438·10 ⁻³	-1,071·10 ⁻³	-2,218·10 ⁻⁶	-8,368·10 ⁻⁷	-5,090·10 ⁺³	-4,151·10 ⁺³
283	-1,044·10 ⁻³	-6,760·10 ⁻⁴	-1,805·10 ⁻⁷	1,203·10 ⁻⁶	-4,117·10 ⁺³	-3,177·10 ⁺³
284	-1,017·10 ⁻³	-6,492·10 ⁻⁴	-3,411·10 ⁻⁹	1,380·10 ⁻⁶	-4,052·10 ⁺³	-3,113·10 ⁺³
285	-1,441·10 ⁻³	-1,074·10 ⁻³	-2,321·10 ⁻⁶	-9,410·10 ⁻⁷	-4,626·10 ⁺³	-3,688·10 ⁺³
286	-1,420·10 ⁻³	-1,053·10 ⁻³	-2,183·10 ⁻⁶	-8,032·10 ⁻⁷	-4,576·10 ⁺³	-3,638·10 ⁺³
287	-1,555·10 ⁻³	-1,189·10 ⁻³	-2,398·10 ⁻⁶	-1,024·10 ⁻⁶	-4,393·10 ⁺³	-3,460·10 ⁺³
288	-1,553·10 ⁻³	-1,188·10 ⁻³	-2,389·10 ⁻⁶	-1,016·10 ⁻⁶	-4,390·10 ⁺³	-3,457·10 ⁺³
289	-1,146·10 ⁻³	-7,805·10 ⁻⁴	-4,981·10 ⁻⁷	8,772·10 ⁻⁷	-4,305·10 ⁺³	-3,371·10 ⁺³
290	-1,144·10 ⁻³	-7,782·10 ⁻⁴	-4,829·10 ⁻⁷	8,924·10 ⁻⁷	-4,300·10 ⁺³	-3,365·10 ⁺³
291	-1,550·10 ⁻³	-1,185·10 ⁻³	-2,772·10 ⁻⁶	-1,398·10 ⁻⁶	-3,711·10 ⁺³	-2,778·10 ⁺³
292	-1,548·10 ⁻³	-1,183·10 ⁻³	-2,759·10 ⁻⁶	-1,386·10 ⁻⁶	-3,707·10 ⁺³	-2,773·10 ⁺³
293	-1,114·10 ⁻³	-7,510·10 ⁻⁴	1,344·10 ⁻⁶	2,707·10 ⁻⁶	-4,134·10 ⁺³	-3,208·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
294	-1,113·10 ⁻³	-7,501·10 ⁻⁴	1,351·10 ⁻⁶	2,713·10 ⁻⁶	-4,131·10 ⁺³	-3,205·10 ⁺³
295	-1,549·10 ⁻³	-1,182·10 ⁻³	-2,025·10 ⁻⁶	-6,450·10 ⁻⁷	-5,059·10 ⁺³	-4,121·10 ⁺³
296	-1,534·10 ⁻³	-1,167·10 ⁻³	-1,925·10 ⁻⁶	-5,454·10 ⁻⁷	-5,023·10 ⁺³	-4,085·10 ⁺³
297	-7,210·10 ⁻⁴	-3,545·10 ⁻⁴	1,878·10 ⁻⁶	3,255·10 ⁻⁶	-3,117·10 ⁺³	-2,180·10 ⁺³
298	-7,205·10 ⁻⁴	-3,540·10 ⁻⁴	1,882·10 ⁻⁶	3,259·10 ⁻⁶	-3,115·10 ⁺³	-2,179·10 ⁺³
299	-1,543·10 ⁻³	-1,176·10 ⁻³	-1,873·10 ⁻⁶	-4,955·10 ⁻⁷	-4,128·10 ⁺³	-3,192·10 ⁺³
300	-1,542·10 ⁻³	-1,176·10 ⁻³	-1,869·10 ⁻⁶	-4,915·10 ⁻⁷	-4,127·10 ⁺³	-3,191·10 ⁺³
301	-2,084·10 ⁻³	-1,741·10 ⁻³	-6,498·10 ⁻⁶	-5,209·10 ⁻⁶	-6,100·10 ⁺³	-5,200·10 ⁺³
302	-2,084·10 ⁻³	-1,741·10 ⁻³	-6,498·10 ⁻⁶	-5,209·10 ⁻⁶	-6,100·10 ⁺³	-5,200·10 ⁺³
303	-2,133·10 ⁻³	-1,776·10 ⁻³	-6,771·10 ⁻⁶	-5,431·10 ⁻⁶	-7,090·10 ⁺³	-6,154·10 ⁺³
304	-1,926·10 ⁻³	-1,569·10 ⁻³	-6,599·10 ⁻⁶	-5,258·10 ⁻⁶	-6,108·10 ⁺³	-5,172·10 ⁺³
305	-2,255·10 ⁻³	-1,900·10 ⁻³	-6,973·10 ⁻⁶	-5,640·10 ⁻⁶	-7,097·10 ⁺³	-6,167·10 ⁺³
306	-2,091·10 ⁻³	-1,736·10 ⁻³	-6,824·10 ⁻⁶	-5,491·10 ⁻⁶	-6,323·10 ⁺³	-5,392·10 ⁺³
307	-2,293·10 ⁻³	-1,937·10 ⁻³	-7,346·10 ⁻⁶	-6,006·10 ⁻⁶	-7,796·10 ⁺³	-6,861·10 ⁺³
308	-2,091·10 ⁻³	-1,734·10 ⁻³	-7,175·10 ⁻⁶	-5,835·10 ⁻⁶	-6,833·10 ⁺³	-5,898·10 ⁺³
309	-2,396·10 ⁻³	-2,049·10 ⁻³	-7,502·10 ⁻⁶	-6,199·10 ⁻⁶	-7,419·10 ⁺³	-6,509·10 ⁺³
310	-2,355·10 ⁻³	-2,009·10 ⁻³	-7,465·10 ⁻⁶	-6,162·10 ⁻⁶	-7,227·10 ⁺³	-6,317·10 ⁺³
311	-2,122·10 ⁻³	-1,777·10 ⁻³	-6,606·10 ⁻⁶	-5,310·10 ⁻⁶	-7,085·10 ⁺³	-6,179·10 ⁺³
312	-2,114·10 ⁻³	-1,769·10 ⁻³	-6,585·10 ⁻⁶	-5,289·10 ⁻⁶	-7,050·10 ⁺³	-6,144·10 ⁺³
313	-1,785·10 ⁻³	-1,440·10 ⁻³	-4,888·10 ⁻⁶	-3,590·10 ⁻⁶	-6,239·10 ⁺³	-5,333·10 ⁺³
314	-1,763·10 ⁻³	-1,418·10 ⁻³	-4,740·10 ⁻⁶	-3,443·10 ⁻⁶	-6,186·10 ⁺³	-5,279·10 ⁺³
315	-2,116·10 ⁻³	-1,771·10 ⁻³	-6,671·10 ⁻⁶	-5,376·10 ⁻⁶	-6,663·10 ⁺³	-5,758·10 ⁺³
316	-2,098·10 ⁻³	-1,754·10 ⁻³	-6,556·10 ⁻⁶	-5,261·10 ⁻⁶	-6,621·10 ⁺³	-5,716·10 ⁺³
317	-2,211·10 ⁻³	-1,868·10 ⁻³	-6,734·10 ⁻⁶	-5,445·10 ⁻⁶	-6,469·10 ⁺³	-5,568·10 ⁺³
318	-2,210·10 ⁻³	-1,867·10 ⁻³	-6,728·10 ⁻⁶	-5,438·10 ⁻⁶	-6,467·10 ⁺³	-5,566·10 ⁺³
319	-1,871·10 ⁻³	-1,527·10 ⁻³	-5,152·10 ⁻⁶	-3,861·10 ⁻⁶	-6,396·10 ⁺³	-5,494·10 ⁺³
320	-1,869·10 ⁻³	-1,525·10 ⁻³	-5,140·10 ⁻⁶	-3,849·10 ⁻⁶	-6,392·10 ⁺³	-5,489·10 ⁺³
321	-2,207·10 ⁻³	-1,864·10 ⁻³	-7,046·10 ⁻⁶	-5,756·10 ⁻⁶	-5,901·10 ⁺³	-5,000·10 ⁺³
322	-2,205·10 ⁻³	-1,862·10 ⁻³	-7,036·10 ⁻⁶	-5,746·10 ⁻⁶	-5,898·10 ⁺³	-4,996·10 ⁺³
323	-1,843·10 ⁻³	-1,503·10 ⁻³	-3,618·10 ⁻⁶	-2,338·10 ⁻⁶	-6,253·10 ⁺³	-5,358·10 ⁺³
324	-1,843·10 ⁻³	-1,502·10 ⁻³	-3,613·10 ⁻⁶	-2,332·10 ⁻⁶	-6,251·10 ⁺³	-5,356·10 ⁺³
325	-2,206·10 ⁻³	-1,862·10 ⁻³	-6,424·10 ⁻⁶	-5,129·10 ⁻⁶	-7,024·10 ⁺³	-6,119·10 ⁺³
326	-2,193·10 ⁻³	-1,849·10 ⁻³	-6,341·10 ⁻⁶	-5,046·10 ⁻⁶	-6,994·10 ⁺³	-6,089·10 ⁺³
327	-1,516·10 ⁻³	-1,172·10 ⁻³	-3,174·10 ⁻⁶	-1,881·10 ⁻⁶	-5,406·10 ⁺³	-4,503·10 ⁺³
328	-1,516·10 ⁻³	-1,172·10 ⁻³	-3,171·10 ⁻⁶	-1,878·10 ⁻⁶	-5,405·10 ⁺³	-4,501·10 ⁺³
329	-2,201·10 ⁻³	-1,857·10 ⁻³	-6,298·10 ⁻⁶	-5,005·10 ⁻⁶	-6,249·10 ⁺³	-5,345·10 ⁺³
330	-2,201·10 ⁻³	-1,857·10 ⁻³	-6,294·10 ⁻⁶	-5,001·10 ⁻⁶	-6,248·10 ⁺³	-5,344·10 ⁺³
331	-1,205·10 ⁻³	-8,646·10 ⁻⁴	-2,171·10 ⁻⁶	-8,918·10 ⁻⁷	-3,711·10 ⁺³	-2,842·10 ⁺³
332	-1,205·10 ⁻³	-8,646·10 ⁻⁴	-2,171·10 ⁻⁶	-8,918·10 ⁻⁷	-3,711·10 ⁺³	-2,842·10 ⁺³
333	-1,254·10 ⁻³	-8,995·10 ⁻⁴	-2,444·10 ⁻⁶	-1,113·10 ⁻⁶	-4,701·10 ⁺³	-3,796·10 ⁺³
334	-1,047·10 ⁻³	-6,927·10 ⁻⁴	-2,271·10 ⁻⁶	-9,406·10 ⁻⁷	-3,719·10 ⁺³	-2,814·10 ⁺³
335	-1,376·10 ⁻³	-1,023·10 ⁻³	-2,646·10 ⁻⁶	-1,322·10 ⁻⁶	-4,708·10 ⁺³	-3,809·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
336	-1,212·10 ⁻³	-8,598·10 ⁻⁴	-2,497·10 ⁻⁶	-1,174·10 ⁻⁶	-3,934·10 ⁺³	-3,034·10 ⁺³
337	-1,414·10 ⁻³	-1,060·10 ⁻³	-3,019·10 ⁻⁶	-1,689·10 ⁻⁶	-5,407·10 ⁺³	-4,503·10 ⁺³
338	-1,211·10 ⁻³	-8,575·10 ⁻⁴	-2,848·10 ⁻⁶	-1,518·10 ⁻⁶	-4,444·10 ⁺³	-3,540·10 ⁺³
339	-1,517·10 ⁻³	-1,173·10 ⁻³	-3,174·10 ⁻⁶	-1,881·10 ⁻⁶	-5,030·10 ⁺³	-4,151·10 ⁺³
340	-1,476·10 ⁻³	-1,132·10 ⁻³	-3,138·10 ⁻⁶	-1,845·10 ⁻⁶	-4,838·10 ⁺³	-3,959·10 ⁺³
341	-1,243·10 ⁻³	-9,005·10 ⁻⁴	-2,279·10 ⁻⁶	-9,922·10 ⁻⁷	-4,695·10 ⁺³	-3,821·10 ⁺³
342	-1,235·10 ⁻³	-8,922·10 ⁻⁴	-2,258·10 ⁻⁶	-9,712·10 ⁻⁷	-4,661·10 ⁺³	-3,786·10 ⁺³
343	-9,062·10 ⁻⁴	-5,635·10 ⁻⁴	-5,608·10 ⁻⁷	7,272·10 ⁻⁷	-3,850·10 ⁺³	-2,975·10 ⁺³
344	-8,838·10 ⁻⁴	-5,412·10 ⁻⁴	-4,133·10 ⁻⁷	8,748·10 ⁻⁷	-3,796·10 ⁺³	-2,921·10 ⁺³
345	-1,237·10 ⁻³	-8,946·10 ⁻⁴	-2,344·10 ⁻⁶	-1,058·10 ⁻⁶	-4,274·10 ⁺³	-3,400·10 ⁺³
346	-1,219·10 ⁻³	-8,772·10 ⁻⁴	-2,229·10 ⁻⁶	-9,432·10 ⁻⁷	-4,232·10 ⁺³	-3,358·10 ⁺³
347	-1,331·10 ⁻³	-9,909·10 ⁻⁴	-2,407·10 ⁻⁶	-1,127·10 ⁻⁶	-4,080·10 ⁺³	-3,210·10 ⁺³
348	-1,330·10 ⁻³	-9,899·10 ⁻⁴	-2,400·10 ⁻⁶	-1,121·10 ⁻⁶	-4,077·10 ⁺³	-3,208·10 ⁺³
349	-9,914·10 ⁻⁴	-6,505·10 ⁻⁴	-8,253·10 ⁻⁷	4,562·10 ⁻⁷	-4,007·10 ⁺³	-3,136·10 ⁺³
350	-9,895·10 ⁻⁴	-6,486·10 ⁻⁴	-8,126·10 ⁻⁷	4,689·10 ⁻⁷	-4,002·10 ⁺³	-3,132·10 ⁺³
351	-1,328·10 ⁻³	-9,870·10 ⁻⁴	-2,719·10 ⁻⁶	-1,439·10 ⁻⁶	-3,512·10 ⁺³	-2,642·10 ⁺³
352	-1,326·10 ⁻³	-9,855·10 ⁻⁴	-2,708·10 ⁻⁶	-1,429·10 ⁻⁶	-3,508·10 ⁺³	-2,639·10 ⁺³
353	-9,641·10 ⁻⁴	-6,260·10 ⁻⁴	7,089·10 ⁻⁷	1,980·10 ⁻⁶	-3,864·10 ⁺³	-3,000·10 ⁺³
354	-9,633·10 ⁻⁴	-6,252·10 ⁻⁴	7,145·10 ⁻⁷	1,986·10 ⁻⁶	-3,862·10 ⁺³	-2,998·10 ⁺³
355	-1,327·10 ⁻³	-9,849·10 ⁻⁴	-2,097·10 ⁻⁶	-8,115·10 ⁻⁷	-4,635·10 ⁺³	-3,761·10 ⁺³
356	-1,314·10 ⁻³	-9,723·10 ⁻⁴	-2,014·10 ⁻⁶	-7,285·10 ⁻⁷	-4,604·10 ⁺³	-3,731·10 ⁺³
357	-6,372·10 ⁻⁴	-2,958·10 ⁻⁴	1,153·10 ⁻⁶	2,437·10 ⁻⁶	-3,017·10 ⁺³	-2,145·10 ⁺³
358	-6,368·10 ⁻⁴	-2,953·10 ⁻⁴	1,157·10 ⁻⁶	2,440·10 ⁻⁶	-3,016·10 ⁺³	-2,143·10 ⁺³
359	-1,322·10 ⁻³	-9,803·10 ⁻⁴	-1,971·10 ⁻⁶	-6,870·10 ⁻⁷	-3,859·10 ⁺³	-2,987·10 ⁺³
360	-1,321·10 ⁻³	-9,798·10 ⁻⁴	-1,967·10 ⁻⁶	-6,837·10 ⁻⁷	-3,858·10 ⁺³	-2,986·10 ⁺³
361	-2,331·10 ⁻³	-1,975·10 ⁻³	-6,909·10 ⁻⁶	-5,572·10 ⁻⁶	-6,126·10 ⁺³	-5,187·10 ⁺³
362	-2,331·10 ⁻³	-1,975·10 ⁻³	-6,909·10 ⁻⁶	-5,572·10 ⁻⁶	-6,126·10 ⁺³	-5,187·10 ⁺³
363	-2,380·10 ⁻³	-2,010·10 ⁻³	-7,183·10 ⁻⁶	-5,794·10 ⁻⁶	-7,116·10 ⁺³	-6,142·10 ⁺³
364	-2,173·10 ⁻³	-1,803·10 ⁻³	-7,010·10 ⁻⁶	-5,621·10 ⁻⁶	-6,134·10 ⁺³	-5,160·10 ⁺³
365	-2,502·10 ⁻³	-2,134·10 ⁻³	-7,384·10 ⁻⁶	-6,003·10 ⁻⁶	-7,123·10 ⁺³	-6,154·10 ⁺³
366	-2,338·10 ⁻³	-1,970·10 ⁻³	-7,235·10 ⁻⁶	-5,854·10 ⁻⁶	-6,349·10 ⁺³	-5,380·10 ⁺³
367	-2,540·10 ⁻³	-2,171·10 ⁻³	-7,757·10 ⁻⁶	-6,369·10 ⁻⁶	-7,822·10 ⁺³	-6,849·10 ⁺³
368	-2,337·10 ⁻³	-1,968·10 ⁻³	-7,586·10 ⁻⁶	-6,198·10 ⁻⁶	-6,859·10 ⁺³	-5,886·10 ⁺³
369	-2,643·10 ⁻³	-2,284·10 ⁻³	-7,913·10 ⁻⁶	-6,562·10 ⁻⁶	-7,445·10 ⁺³	-6,497·10 ⁺³
370	-2,602·10 ⁻³	-2,243·10 ⁻³	-7,876·10 ⁻⁶	-6,525·10 ⁻⁶	-7,253·10 ⁺³	-6,305·10 ⁺³
371	-2,369·10 ⁻³	-2,011·10 ⁻³	-7,017·10 ⁻⁶	-5,673·10 ⁻⁶	-7,111·10 ⁺³	-6,167·10 ⁺³
372	-2,361·10 ⁻³	-2,003·10 ⁻³	-6,996·10 ⁻⁶	-5,652·10 ⁻⁶	-7,076·10 ⁺³	-6,132·10 ⁺³
373	-2,032·10 ⁻³	-1,674·10 ⁻³	-5,299·10 ⁻⁶	-3,953·10 ⁻⁶	-6,265·10 ⁺³	-5,320·10 ⁺³
374	-2,010·10 ⁻³	-1,652·10 ⁻³	-5,152·10 ⁻⁶	-3,806·10 ⁻⁶	-6,211·10 ⁺³	-5,267·10 ⁺³
375	-2,363·10 ⁻³	-2,005·10 ⁻³	-7,082·10 ⁻⁶	-5,739·10 ⁻⁶	-6,689·10 ⁺³	-5,746·10 ⁺³
376	-2,345·10 ⁻³	-1,988·10 ⁻³	-6,967·10 ⁻⁶	-5,624·10 ⁻⁶	-6,647·10 ⁺³	-5,704·10 ⁺³
377	-2,458·10 ⁻³	-2,102·10 ⁻³	-7,145·10 ⁻⁶	-5,808·10 ⁻⁶	-6,495·10 ⁺³	-5,556·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
378	-2,456·10 ⁻³	-2,101·10 ⁻³	-7,139·10 ⁻⁶	-5,801·10 ⁻⁶	-6,493·10 ⁺³	-5,553·10 ⁺³
379	-2,118·10 ⁻³	-1,761·10 ⁻³	-5,564·10 ⁻⁶	-4,224·10 ⁻⁶	-6,422·10 ⁺³	-5,482·10 ⁺³
380	-2,116·10 ⁻³	-1,759·10 ⁻³	-5,551·10 ⁻⁶	-4,212·10 ⁻⁶	-6,418·10 ⁺³	-5,477·10 ⁺³
381	-2,454·10 ⁻³	-2,098·10 ⁻³	-7,457·10 ⁻⁶	-6,119·10 ⁻⁶	-5,927·10 ⁺³	-4,988·10 ⁺³
382	-2,452·10 ⁻³	-2,096·10 ⁻³	-7,447·10 ⁻⁶	-6,109·10 ⁻⁶	-5,923·10 ⁺³	-4,984·10 ⁺³
383	-2,090·10 ⁻³	-1,737·10 ⁻³	-4,029·10 ⁻⁶	-2,701·10 ⁻⁶	-6,279·10 ⁺³	-5,346·10 ⁺³
384	-2,089·10 ⁻³	-1,736·10 ⁻³	-4,024·10 ⁻⁶	-2,695·10 ⁻⁶	-6,277·10 ⁺³	-5,344·10 ⁺³
385	-2,453·10 ⁻³	-2,096·10 ⁻³	-6,835·10 ⁻⁶	-5,492·10 ⁻⁶	-7,050·10 ⁺³	-6,107·10 ⁺³
386	-2,440·10 ⁻³	-2,083·10 ⁻³	-6,752·10 ⁻⁶	-5,409·10 ⁻⁶	-7,020·10 ⁺³	-6,076·10 ⁺³
387	-1,763·10 ⁻³	-1,407·10 ⁻³	-3,585·10 ⁻⁶	-2,244·10 ⁻⁶	-5,432·10 ⁺³	-4,490·10 ⁺³
388	-1,763·10 ⁻³	-1,406·10 ⁻³	-3,582·10 ⁻⁶	-2,241·10 ⁻⁶	-5,431·10 ⁺³	-4,489·10 ⁺³
389	-2,448·10 ⁻³	-2,091·10 ⁻³	-6,709·10 ⁻⁶	-5,368·10 ⁻⁶	-6,275·10 ⁺³	-5,333·10 ⁺³
390	-2,447·10 ⁻³	-2,091·10 ⁻³	-6,706·10 ⁻⁶	-5,364·10 ⁻⁶	-6,273·10 ⁺³	-5,332·10 ⁺³
391	-1,278·10 ⁻³	-9,252·10 ⁻⁴	-1,727·10 ⁻⁶	-4,009·10 ⁻⁷	-3,264·10 ⁺³	-2,363·10 ⁺³
392	-1,278·10 ⁻³	-9,252·10 ⁻⁴	-1,727·10 ⁻⁶	-4,009·10 ⁻⁷	-3,264·10 ⁺³	-2,363·10 ⁺³
393	-1,327·10 ⁻³	-9,601·10 ⁻⁴	-2,000·10 ⁻⁶	-6,226·10 ⁻⁷	-4,254·10 ⁺³	-3,318·10 ⁺³
394	-1,120·10 ⁻³	-7,533·10 ⁻⁴	-1,827·10 ⁻⁶	-4,497·10 ⁻⁷	-3,272·10 ⁺³	-2,336·10 ⁺³
395	-1,449·10 ⁻³	-1,084·10 ⁻³	-2,201·10 ⁻⁶	-8,316·10 ⁻⁷	-4,261·10 ⁺³	-3,330·10 ⁺³
396	-1,285·10 ⁻³	-9,204·10 ⁻⁴	-2,052·10 ⁻⁶	-6,830·10 ⁻⁷	-3,487·10 ⁺³	-2,556·10 ⁺³
397	-1,487·10 ⁻³	-1,121·10 ⁻³	-2,574·10 ⁻⁶	-1,198·10 ⁻⁶	-4,960·10 ⁺³	-4,025·10 ⁺³
398	-1,284·10 ⁻³	-9,182·10 ⁻⁴	-2,403·10 ⁻⁶	-1,027·10 ⁻⁶	-3,997·10 ⁺³	-3,062·10 ⁺³
399	-1,590·10 ⁻³	-1,233·10 ⁻³	-2,730·10 ⁻⁶	-1,391·10 ⁻⁶	-4,583·10 ⁺³	-3,673·10 ⁺³
400	-1,549·10 ⁻³	-1,193·10 ⁻³	-2,693·10 ⁻⁶	-1,354·10 ⁻⁶	-4,391·10 ⁺³	-3,481·10 ⁺³
401	-1,316·10 ⁻³	-9,612·10 ⁻⁴	-1,835·10 ⁻⁶	-5,014·10 ⁻⁷	-4,249·10 ⁺³	-3,342·10 ⁺³
402	-1,308·10 ⁻³	-9,529·10 ⁻⁴	-1,813·10 ⁻⁶	-4,803·10 ⁻⁷	-4,214·10 ⁺³	-3,308·10 ⁺³
403	-9,792·10 ⁻⁴	-6,242·10 ⁻⁴	-1,163·10 ⁻⁷	1,218·10 ⁻⁶	-3,403·10 ⁺³	-2,496·10 ⁺³
404	-9,569·10 ⁻⁴	-6,018·10 ⁻⁴	3,121·10 ⁻⁸	1,366·10 ⁻⁶	-3,350·10 ⁺³	-2,443·10 ⁺³
405	-1,310·10 ⁻³	-9,553·10 ⁻⁴	-1,899·10 ⁻⁶	-5,672·10 ⁻⁷	-3,827·10 ⁺³	-2,922·10 ⁺³
406	-1,292·10 ⁻³	-9,379·10 ⁻⁴	-1,784·10 ⁻⁶	-4,524·10 ⁻⁷	-3,785·10 ⁺³	-2,880·10 ⁺³
407	-1,404·10 ⁻³	-1,052·10 ⁻³	-1,963·10 ⁻⁶	-6,366·10 ⁻⁷	-3,633·10 ⁺³	-2,732·10 ⁺³
408	-1,403·10 ⁻³	-1,051·10 ⁻³	-1,956·10 ⁻⁶	-6,299·10 ⁻⁷	-3,631·10 ⁺³	-2,729·10 ⁺³
409	-1,065·10 ⁻³	-7,112·10 ⁻⁴	-3,808·10 ⁻⁷	9,471·10 ⁻⁷	-3,560·10 ⁺³	-2,658·10 ⁺³
410	-1,063·10 ⁻³	-7,093·10 ⁻⁴	-3,681·10 ⁻⁷	9,598·10 ⁻⁷	-3,556·10 ⁺³	-2,653·10 ⁺³
411	-1,401·10 ⁻³	-1,048·10 ⁻³	-2,274·10 ⁻⁶	-9,480·10 ⁻⁷	-3,065·10 ⁺³	-2,164·10 ⁺³
412	-1,399·10 ⁻³	-1,046·10 ⁻³	-2,264·10 ⁻⁶	-9,378·10 ⁻⁷	-3,062·10 ⁺³	-2,160·10 ⁺³
413	-1,037·10 ⁻³	-6,867·10 ⁻⁴	1,153·10 ⁻⁶	2,471·10 ⁻⁶	-3,417·10 ⁺³	-2,522·10 ⁺³
414	-1,036·10 ⁻³	-6,859·10 ⁻⁴	1,159·10 ⁻⁶	2,476·10 ⁻⁶	-3,415·10 ⁺³	-2,519·10 ⁺³
415	-1,400·10 ⁻³	-1,046·10 ⁻³	-1,653·10 ⁻⁶	-3,207·10 ⁻⁷	-4,188·10 ⁺³	-3,283·10 ⁺³
416	-1,387·10 ⁻³	-1,033·10 ⁻³	-1,570·10 ⁻⁶	-2,377·10 ⁻⁷	-4,158·10 ⁺³	-3,252·10 ⁺³
417	-7,103·10 ⁻⁴	-3,565·10 ⁻⁴	1,598·10 ⁻⁶	2,928·10 ⁻⁶	-2,570·10 ⁺³	-1,666·10 ⁺³
418	-7,098·10 ⁻⁴	-3,560·10 ⁻⁴	1,601·10 ⁻⁶	2,931·10 ⁻⁶	-2,569·10 ⁺³	-1,665·10 ⁺³
419	-1,395·10 ⁻³	-1,041·10 ⁻³	-1,526·10 ⁻⁶	-1,962·10 ⁻⁷	-3,413·10 ⁺³	-2,509·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
420	-1,394·10 ⁻³	-1,040·10 ⁻³	-1,523·10 ⁻⁶	-1,928·10 ⁻⁷	-3,412·10 ⁺³	-2,507·10 ⁺³
421	-1,958·10 ⁻³	-1,615·10 ⁻³	-6,106·10 ⁻⁶	-4,818·10 ⁻⁶	-5,412·10 ⁺³	-4,511·10 ⁺³
422	-1,958·10 ⁻³	-1,615·10 ⁻³	-6,106·10 ⁻⁶	-4,818·10 ⁻⁶	-5,412·10 ⁺³	-4,511·10 ⁺³
423	-2,006·10 ⁻³	-1,650·10 ⁻³	-6,379·10 ⁻⁶	-5,039·10 ⁻⁶	-6,401·10 ⁺³	-5,465·10 ⁺³
424	-1,799·10 ⁻³	-1,443·10 ⁻³	-6,207·10 ⁻⁶	-4,867·10 ⁻⁶	-5,419·10 ⁺³	-4,484·10 ⁺³
425	-2,128·10 ⁻³	-1,774·10 ⁻³	-6,581·10 ⁻⁶	-5,248·10 ⁻⁶	-6,409·10 ⁺³	-5,478·10 ⁺³
426	-1,965·10 ⁻³	-1,610·10 ⁻³	-6,432·10 ⁻⁶	-5,100·10 ⁻⁶	-5,634·10 ⁺³	-4,703·10 ⁺³
427	-2,167·10 ⁻³	-1,810·10 ⁻³	-6,954·10 ⁻⁶	-5,615·10 ⁻⁶	-7,108·10 ⁺³	-6,173·10 ⁺³
428	-1,964·10 ⁻³	-1,608·10 ⁻³	-6,783·10 ⁻⁶	-5,444·10 ⁻⁶	-6,145·10 ⁺³	-5,209·10 ⁺³
429	-2,270·10 ⁻³	-1,923·10 ⁻³	-7,110·10 ⁻⁶	-5,807·10 ⁻⁶	-6,731·10 ⁺³	-5,820·10 ⁺³
430	-2,229·10 ⁻³	-1,882·10 ⁻³	-7,073·10 ⁻⁶	-5,771·10 ⁻⁶	-6,538·10 ⁺³	-5,628·10 ⁺³
431	-1,996·10 ⁻³	-1,651·10 ⁻³	-6,214·10 ⁻⁶	-4,918·10 ⁻⁶	-6,396·10 ⁺³	-5,490·10 ⁺³
432	-1,987·10 ⁻³	-1,642·10 ⁻³	-6,193·10 ⁻⁶	-4,897·10 ⁻⁶	-6,361·10 ⁺³	-5,455·10 ⁺³
433	-1,659·10 ⁻³	-1,314·10 ⁻³	-4,496·10 ⁻⁶	-3,199·10 ⁻⁶	-5,551·10 ⁺³	-4,644·10 ⁺³
434	-1,637·10 ⁻³	-1,291·10 ⁻³	-4,348·10 ⁻⁶	-3,051·10 ⁻⁶	-5,497·10 ⁺³	-4,590·10 ⁺³
435	-1,989·10 ⁻³	-1,645·10 ⁻³	-6,279·10 ⁻⁶	-4,984·10 ⁻⁶	-5,975·10 ⁺³	-5,069·10 ⁺³
436	-1,972·10 ⁻³	-1,627·10 ⁻³	-6,164·10 ⁻⁶	-4,869·10 ⁻⁶	-5,933·10 ⁺³	-5,027·10 ⁺³
437	-2,084·10 ⁻³	-1,741·10 ⁻³	-6,342·10 ⁻⁶	-5,053·10 ⁻⁶	-5,781·10 ⁺³	-4,879·10 ⁺³
438	-2,083·10 ⁻³	-1,740·10 ⁻³	-6,336·10 ⁻⁶	-5,047·10 ⁻⁶	-5,778·10 ⁺³	-4,877·10 ⁺³
439	-1,744·10 ⁻³	-1,401·10 ⁻³	-4,760·10 ⁻⁶	-3,470·10 ⁻⁶	-5,708·10 ⁺³	-4,805·10 ⁺³
440	-1,742·10 ⁻³	-1,399·10 ⁻³	-4,748·10 ⁻⁶	-3,457·10 ⁻⁶	-5,703·10 ⁺³	-4,801·10 ⁺³
441	-2,080·10 ⁻³	-1,737·10 ⁻³	-6,654·10 ⁻⁶	-5,365·10 ⁻⁶	-5,213·10 ⁺³	-4,311·10 ⁺³
442	-2,079·10 ⁻³	-1,736·10 ⁻³	-6,644·10 ⁻⁶	-5,355·10 ⁻⁶	-5,209·10 ⁺³	-4,308·10 ⁺³
443	-1,717·10 ⁻³	-1,376·10 ⁻³	-3,226·10 ⁻⁶	-1,946·10 ⁻⁶	-5,565·10 ⁺³	-4,669·10 ⁺³
444	-1,716·10 ⁻³	-1,375·10 ⁻³	-3,221·10 ⁻⁶	-1,940·10 ⁻⁶	-5,562·10 ⁺³	-4,667·10 ⁺³
445	-2,080·10 ⁻³	-1,735·10 ⁻³	-6,032·10 ⁻⁶	-4,738·10 ⁻⁶	-6,335·10 ⁺³	-5,430·10 ⁺³
446	-2,067·10 ⁻³	-1,723·10 ⁻³	-5,949·10 ⁻⁶	-4,655·10 ⁻⁶	-6,305·10 ⁺³	-5,400·10 ⁺³
447	-1,390·10 ⁻³	-1,046·10 ⁻³	-2,782·10 ⁻⁶	-1,489·10 ⁻⁶	-4,718·10 ⁺³	-3,814·10 ⁺³
448	-1,390·10 ⁻³	-1,046·10 ⁻³	-2,779·10 ⁻⁶	-1,486·10 ⁻⁶	-4,716·10 ⁺³	-3,813·10 ⁺³
449	-2,074·10 ⁻³	-1,731·10 ⁻³	-5,906·10 ⁻⁶	-4,613·10 ⁻⁶	-5,560·10 ⁺³	-4,656·10 ⁺³
450	-2,074·10 ⁻³	-1,730·10 ⁻³	-5,902·10 ⁻⁶	-4,610·10 ⁻⁶	-5,559·10 ⁺³	-4,655·10 ⁺³
451	-1,078·10 ⁻³	-7,381·10 ⁻⁴	-1,779·10 ⁻⁶	-5,002·10 ⁻⁷	-3,022·10 ⁺³	-2,153·10 ⁺³
452	-1,078·10 ⁻³	-7,381·10 ⁻⁴	-1,779·10 ⁻⁶	-5,002·10 ⁻⁷	-3,022·10 ⁺³	-2,153·10 ⁺³
453	-1,127·10 ⁻³	-7,730·10 ⁻⁴	-2,052·10 ⁻⁶	-7,218·10 ⁻⁷	-4,012·10 ⁺³	-3,108·10 ⁺³
454	-9,202·10 ⁻⁴	-5,662·10 ⁻⁴	-1,879·10 ⁻⁶	-5,489·10 ⁻⁷	-3,030·10 ⁺³	-2,126·10 ⁺³
455	-1,249·10 ⁻³	-8,970·10 ⁻⁴	-2,254·10 ⁻⁶	-9,308·10 ⁻⁷	-4,019·10 ⁺³	-3,120·10 ⁺³
456	-1,085·10 ⁻³	-7,333·10 ⁻⁴	-2,105·10 ⁻⁶	-7,822·10 ⁻⁷	-3,245·10 ⁺³	-2,346·10 ⁺³
457	-1,288·10 ⁻³	-9,338·10 ⁻⁴	-2,627·10 ⁻⁶	-1,297·10 ⁻⁶	-4,718·10 ⁺³	-3,815·10 ⁺³
458	-1,085·10 ⁻³	-7,311·10 ⁻⁴	-2,456·10 ⁻⁶	-1,126·10 ⁻⁶	-3,755·10 ⁺³	-2,851·10 ⁺³
459	-1,390·10 ⁻³	-1,046·10 ⁻³	-2,782·10 ⁻⁶	-1,490·10 ⁻⁶	-4,341·10 ⁺³	-3,462·10 ⁺³
460	-1,350·10 ⁻³	-1,006·10 ⁻³	-2,746·10 ⁻⁶	-1,453·10 ⁻⁶	-4,149·10 ⁺³	-3,270·10 ⁺³
461	-1,116·10 ⁻³	-7,741·10 ⁻⁴	-1,887·10 ⁻⁶	-6,006·10 ⁻⁷	-4,007·10 ⁺³	-3,132·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
462	$-1,108 \cdot 10^{-3}$	$-7,658 \cdot 10^{-4}$	$-1,866 \cdot 10^{-6}$	$-5,796 \cdot 10^{-7}$	$-3,972 \cdot 10^{+3}$	$-3,098 \cdot 10^{+3}$
463	$-7,797 \cdot 10^{-4}$	$-4,371 \cdot 10^{-4}$	$-1,688 \cdot 10^{-7}$	$1,119 \cdot 10^{-6}$	$-3,161 \cdot 10^{+3}$	$-2,286 \cdot 10^{+3}$
464	$-7,573 \cdot 10^{-4}$	$-4,147 \cdot 10^{-4}$	$-2,129 \cdot 10^{-8}$	$1,266 \cdot 10^{-6}$	$-3,108 \cdot 10^{+3}$	$-2,232 \cdot 10^{+3}$
465	$-1,110 \cdot 10^{-3}$	$-7,682 \cdot 10^{-4}$	$-1,952 \cdot 10^{-6}$	$-6,664 \cdot 10^{-7}$	$-3,585 \cdot 10^{+3}$	$-2,711 \cdot 10^{+3}$
466	$-1,093 \cdot 10^{-3}$	$-7,507 \cdot 10^{-4}$	$-1,837 \cdot 10^{-6}$	$-5,516 \cdot 10^{-7}$	$-3,543 \cdot 10^{+3}$	$-2,670 \cdot 10^{+3}$
467	$-1,205 \cdot 10^{-3}$	$-8,645 \cdot 10^{-4}$	$-2,015 \cdot 10^{-6}$	$-7,358 \cdot 10^{-7}$	$-3,391 \cdot 10^{+3}$	$-2,522 \cdot 10^{+3}$
468	$-1,204 \cdot 10^{-3}$	$-8,635 \cdot 10^{-4}$	$-2,008 \cdot 10^{-6}$	$-7,292 \cdot 10^{-7}$	$-3,389 \cdot 10^{+3}$	$-2,519 \cdot 10^{+3}$
469	$-8,650 \cdot 10^{-4}$	$-5,241 \cdot 10^{-4}$	$-4,333 \cdot 10^{-7}$	$8,478 \cdot 10^{-7}$	$-3,318 \cdot 10^{+3}$	$-2,448 \cdot 10^{+3}$
470	$-8,631 \cdot 10^{-4}$	$-5,222 \cdot 10^{-4}$	$-4,206 \cdot 10^{-7}$	$8,605 \cdot 10^{-7}$	$-3,314 \cdot 10^{+3}$	$-2,443 \cdot 10^{+3}$
471	$-1,201 \cdot 10^{-3}$	$-8,606 \cdot 10^{-4}$	$-2,327 \cdot 10^{-6}$	$-1,047 \cdot 10^{-6}$	$-2,823 \cdot 10^{+3}$	$-1,954 \cdot 10^{+3}$
472	$-1,199 \cdot 10^{-3}$	$-8,590 \cdot 10^{-4}$	$-2,317 \cdot 10^{-6}$	$-1,037 \cdot 10^{-6}$	$-2,820 \cdot 10^{+3}$	$-1,950 \cdot 10^{+3}$
473	$-8,376 \cdot 10^{-4}$	$-4,996 \cdot 10^{-4}$	$1,101 \cdot 10^{-6}$	$2,372 \cdot 10^{-6}$	$-3,175 \cdot 10^{+3}$	$-2,311 \cdot 10^{+3}$
474	$-8,369 \cdot 10^{-4}$	$-4,988 \cdot 10^{-4}$	$1,107 \cdot 10^{-6}$	$2,377 \cdot 10^{-6}$	$-3,173 \cdot 10^{+3}$	$-2,309 \cdot 10^{+3}$
475	$-1,200 \cdot 10^{-3}$	$-8,584 \cdot 10^{-4}$	$-1,705 \cdot 10^{-6}$	$-4,199 \cdot 10^{-7}$	$-3,946 \cdot 10^{+3}$	$-3,072 \cdot 10^{+3}$
476	$-1,188 \cdot 10^{-3}$	$-8,459 \cdot 10^{-4}$	$-1,622 \cdot 10^{-6}$	$-3,369 \cdot 10^{-7}$	$-3,916 \cdot 10^{+3}$	$-3,042 \cdot 10^{+3}$
477	$-5,108 \cdot 10^{-4}$	$-1,694 \cdot 10^{-4}$	$1,545 \cdot 10^{-6}$	$2,828 \cdot 10^{-6}$	$-2,328 \cdot 10^{+3}$	$-1,456 \cdot 10^{+3}$
478	$-5,103 \cdot 10^{-4}$	$-1,689 \cdot 10^{-4}$	$1,549 \cdot 10^{-6}$	$2,832 \cdot 10^{-6}$	$-2,327 \cdot 10^{+3}$	$-1,455 \cdot 10^{+3}$
479	$-1,195 \cdot 10^{-3}$	$-8,539 \cdot 10^{-4}$	$-1,579 \cdot 10^{-6}$	$-2,954 \cdot 10^{-7}$	$-3,171 \cdot 10^{+3}$	$-2,299 \cdot 10^{+3}$
480	$-1,195 \cdot 10^{-3}$	$-8,534 \cdot 10^{-4}$	$-1,575 \cdot 10^{-6}$	$-2,920 \cdot 10^{-7}$	$-3,170 \cdot 10^{+3}$	$-2,297 \cdot 10^{+3}$

Tabla 170. Análisis de sensibilidad, resultados totales, perspectiva individualista

Daño a la	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
1	-2,979·10 ⁻³	-2,608·10 ⁻³	-1,041·10 ⁻⁵	-8,795·10 ⁻⁶	-3,898·10 ⁺³	-3,404·10 ⁺³
2	-2,979·10 ⁻³	-2,608·10 ⁻³	-1,041·10 ⁻⁵	-8,795·10 ⁻⁶	-3,898·10 ⁺³	-3,404·10 ⁺³
3	-3,049·10 ⁻³	-2,656·10 ⁻³	-1,088·10 ⁻⁵	-9,173·10 ⁻⁶	-4,584·10 ⁺³	-4,062·10 ⁺³
4	-2,741·10 ⁻³	-2,349·10 ⁻³	-1,057·10 ⁻⁵	-8,862·10 ⁻⁶	-3,914·10 ⁺³	-3,392·10 ⁺³
5	-3,222·10 ⁻³	-2,833·10 ⁻³	-1,119·10 ⁻⁵	-9,494·10 ⁻⁶	-4,621·10 ⁺³	-4,103·10 ⁺³
6	-2,979·10 ⁻³	-2,590·10 ⁻³	-1,092·10 ⁻⁵	-9,229·10 ⁻⁶	-4,092·10 ⁺³	-3,575·10 ⁺³
7	-3,297·10 ⁻³	-2,905·10 ⁻³	-1,192·10 ⁻⁵	-1,022·10 ⁻⁵	-5,077·10 ⁺³	-4,556·10 ⁺³
8	-2,996·10 ⁻³	-2,604·10 ⁻³	-1,162·10 ⁻⁵	-9,909·10 ⁻⁶	-4,420·10 ⁺³	-3,899·10 ⁺³
9	-3,454·10 ⁻³	-3,077·10 ⁻³	-1,215·10 ⁻⁵	-1,051·10 ⁻⁵	-4,861·10 ⁺³	-4,360·10 ⁺³
10	-3,393·10 ⁻³	-3,017·10 ⁻³	-1,208·10 ⁻⁵	-1,044·10 ⁻⁵	-4,730·10 ⁺³	-4,228·10 ⁺³
11	-3,038·10 ⁻³	-2,664·10 ⁻³	-1,062·10 ⁻⁵	-8,994·10 ⁻⁶	-4,570·10 ⁺³	-4,072·10 ⁺³
12	-3,026·10 ⁻³	-2,652·10 ⁻³	-1,059·10 ⁻⁵	-8,958·10 ⁻⁶	-4,546·10 ⁺³	-4,048·10 ⁺³
13	-2,527·10 ⁻³	-2,153·10 ⁻³	-7,550·10 ⁻⁶	-5,919·10 ⁻⁶	-3,992·10 ⁺³	-3,494·10 ⁺³
14	-2,494·10 ⁻³	-2,120·10 ⁻³	-7,366·10 ⁻⁶	-5,735·10 ⁻⁶	-3,955·10 ⁺³	-3,457·10 ⁺³
15	-3,075·10 ⁻³	-2,702·10 ⁻³	-1,103·10 ⁻⁵	-9,400·10 ⁻⁶	-4,281·10 ⁺³	-3,784·10 ⁺³
16	-3,049·10 ⁻³	-2,676·10 ⁻³	-1,088·10 ⁻⁵	-9,257·10 ⁻⁶	-4,252·10 ⁺³	-3,755·10 ⁺³
17	-3,149·10 ⁻³	-2,778·10 ⁻³	-1,086·10 ⁻⁵	-9,248·10 ⁻⁶	-4,164·10 ⁺³	-3,670·10 ⁺³
18	-3,147·10 ⁻³	-2,776·10 ⁻³	-1,086·10 ⁻⁵	-9,239·10 ⁻⁶	-4,162·10 ⁺³	-3,668·10 ⁺³
19	-2,718·10 ⁻³	-2,346·10 ⁻³	-8,431·10 ⁻⁶	-6,812·10 ⁻⁶	-4,100·10 ⁺³	-3,604·10 ⁺³
20	-2,715·10 ⁻³	-2,343·10 ⁻³	-8,415·10 ⁻⁶	-6,795·10 ⁻⁶	-4,096·10 ⁺³	-3,601·10 ⁺³
21	-3,092·10 ⁻³	-2,721·10 ⁻³	-1,091·10 ⁻⁵	-9,295·10 ⁻⁶	-3,762·10 ⁺³	-3,268·10 ⁺³
22	-3,090·10 ⁻³	-2,719·10 ⁻³	-1,090·10 ⁻⁵	-9,282·10 ⁻⁶	-3,760·10 ⁺³	-3,265·10 ⁺³
23	-2,604·10 ⁻³	-2,237·10 ⁻³	-5,284·10 ⁻⁶	-3,684·10 ⁻⁶	-4,030·10 ⁺³	-3,540·10 ⁺³
24	-2,603·10 ⁻³	-2,236·10 ⁻³	-5,276·10 ⁻⁶	-3,676·10 ⁻⁶	-4,028·10 ⁺³	-3,538·10 ⁺³
25	-3,190·10 ⁻³	-2,817·10 ⁻³	-1,047·10 ⁻⁵	-8,839·10 ⁻⁶	-4,569·10 ⁺³	-4,072·10 ⁺³
26	-3,172·10 ⁻³	-2,798·10 ⁻³	-1,036·10 ⁻⁵	-8,735·10 ⁻⁶	-4,548·10 ⁺³	-4,051·10 ⁺³
27	-2,529·10 ⁻³	-2,156·10 ⁻³	-7,230·10 ⁻⁶	-5,607·10 ⁻⁶	-3,427·10 ⁺³	-2,931·10 ⁺³
28	-2,528·10 ⁻³	-2,156·10 ⁻³	-7,225·10 ⁻⁶	-5,603·10 ⁻⁶	-3,426·10 ⁺³	-2,930·10 ⁺³
29	-3,413·10 ⁻³	-3,040·10 ⁻³	-1,182·10 ⁻⁵	-1,019·10 ⁻⁵	-4,056·10 ⁺³	-3,560·10 ⁺³
30	-3,412·10 ⁻³	-3,040·10 ⁻³	-1,181·10 ⁻⁵	-1,019·10 ⁻⁵	-4,056·10 ⁺³	-3,559·10 ⁺³
31	-2,023·10 ⁻³	-1,654·10 ⁻³	-3,563·10 ⁻⁶	-1,987·10 ⁻⁶	-2,252·10 ⁺³	-1,782·10 ⁺³
32	-2,023·10 ⁻³	-1,654·10 ⁻³	-3,563·10 ⁻⁶	-1,987·10 ⁻⁶	-2,252·10 ⁺³	-1,782·10 ⁺³
33	-2,093·10 ⁻³	-1,702·10 ⁻³	-4,034·10 ⁻⁶	-2,365·10 ⁻⁶	-2,938·10 ⁺³	-2,441·10 ⁺³
34	-1,785·10 ⁻³	-1,395·10 ⁻³	-3,723·10 ⁻⁶	-2,054·10 ⁻⁶	-2,268·10 ⁺³	-1,771·10 ⁺³
35	-2,266·10 ⁻³	-1,879·10 ⁻³	-4,342·10 ⁻⁶	-2,686·10 ⁻⁶	-2,975·10 ⁺³	-2,482·10 ⁺³
36	-2,023·10 ⁻³	-1,636·10 ⁻³	-4,076·10 ⁻⁶	-2,420·10 ⁻⁶	-2,446·10 ⁺³	-1,953·10 ⁺³
37	-2,341·10 ⁻³	-1,951·10 ⁻³	-5,075·10 ⁻⁶	-3,408·10 ⁻⁶	-3,432·10 ⁺³	-2,935·10 ⁺³
38	-2,039·10 ⁻³	-1,650·10 ⁻³	-4,768·10 ⁻⁶	-3,100·10 ⁻⁶	-2,774·10 ⁺³	-2,277·10 ⁺³
39	-2,497·10 ⁻³	-2,123·10 ⁻³	-5,300·10 ⁻⁶	-3,699·10 ⁻⁶	-3,215·10 ⁺³	-2,738·10 ⁺³
40	-2,437·10 ⁻³	-2,063·10 ⁻³	-5,234·10 ⁻⁶	-3,634·10 ⁻⁶	-3,084·10 ⁺³	-2,607·10 ⁺³
41	-2,082·10 ⁻³	-1,710·10 ⁻³	-3,775·10 ⁻⁶	-2,186·10 ⁻⁶	-2,924·10 ⁺³	-2,451·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
42	-2,070·10 ⁻³	-1,698·10 ⁻³	-3,738·10 ⁻⁶	-2,150·10 ⁻⁶	-2,900·10 ⁺³	-2,427·10 ⁺³
43	-1,571·10 ⁻³	-1,199·10 ⁻³	-7,021·10 ⁻⁷	8,891·10 ⁻⁷	-2,346·10 ⁺³	-1,872·10 ⁺³
44	-1,538·10 ⁻³	-1,166·10 ⁻³	-5,180·10 ⁻⁷	1,073·10 ⁻⁶	-2,309·10 ⁺³	-1,835·10 ⁺³
45	-2,119·10 ⁻³	-1,747·10 ⁻³	-4,179·10 ⁻⁶	-2,592·10 ⁻⁶	-2,635·10 ⁺³	-2,163·10 ⁺³
46	-2,093·10 ⁻³	-1,722·10 ⁻³	-4,035·10 ⁻⁶	-2,448·10 ⁻⁶	-2,606·10 ⁺³	-2,134·10 ⁺³
47	-2,192·10 ⁻³	-1,823·10 ⁻³	-4,015·10 ⁻⁶	-2,439·10 ⁻⁶	-2,518·10 ⁺³	-2,048·10 ⁺³
48	-2,191·10 ⁻³	-1,822·10 ⁻³	-4,007·10 ⁻⁶	-2,431·10 ⁻⁶	-2,516·10 ⁺³	-2,047·10 ⁺³
49	-1,762·10 ⁻³	-1,392·10 ⁻³	-1,583·10 ⁻⁶	-3,174·10 ⁻⁹	-2,454·10 ⁺³	-1,983·10 ⁺³
50	-1,759·10 ⁻³	-1,389·10 ⁻³	-1,567·10 ⁻⁶	1,290·10 ⁻⁸	-2,450·10 ⁺³	-1,980·10 ⁺³
51	-2,136·10 ⁻³	-1,767·10 ⁻³	-4,063·10 ⁻⁶	-2,486·10 ⁻⁶	-2,116·10 ⁺³	-1,647·10 ⁺³
52	-2,134·10 ⁻³	-1,764·10 ⁻³	-4,050·10 ⁻⁶	-2,473·10 ⁻⁶	-2,114·10 ⁺³	-1,644·10 ⁺³
53	-1,648·10 ⁻³	-1,283·10 ⁻³	1,564·10 ⁻⁶	3,124·10 ⁻⁶	-2,384·10 ⁺³	-1,919·10 ⁺³
54	-1,647·10 ⁻³	-1,282·10 ⁻³	1,572·10 ⁻⁶	3,132·10 ⁻⁶	-2,382·10 ⁺³	-1,917·10 ⁺³
55	-2,234·10 ⁻³	-1,863·10 ⁻³	-3,617·10 ⁻⁶	-2,030·10 ⁻⁶	-2,923·10 ⁺³	-2,451·10 ⁺³
56	-2,216·10 ⁻³	-1,844·10 ⁻³	-3,513·10 ⁻⁶	-1,926·10 ⁻⁶	-2,903·10 ⁺³	-2,430·10 ⁺³
57	-1,573·10 ⁻³	-1,202·10 ⁻³	-3,820·10 ⁻⁷	1,201·10 ⁻⁶	-1,781·10 ⁺³	-1,309·10 ⁺³
58	-1,572·10 ⁻³	-1,202·10 ⁻³	-3,773·10 ⁻⁷	1,206·10 ⁻⁶	-1,780·10 ⁺³	-1,309·10 ⁺³
59	-2,457·10 ⁻³	-2,086·10 ⁻³	-4,968·10 ⁻⁶	-3,385·10 ⁻⁶	-2,411·10 ⁺³	-1,939·10 ⁺³
60	-2,456·10 ⁻³	-2,086·10 ⁻³	-4,964·10 ⁻⁶	-3,380·10 ⁻⁶	-2,410·10 ⁺³	-1,938·10 ⁺³
61	-2,539·10 ⁻³	-2,201·10 ⁻³	-9,423·10 ⁻⁶	-7,952·10 ⁻⁶	-3,400·10 ⁺³	-2,952·10 ⁺³
62	-2,539·10 ⁻³	-2,201·10 ⁻³	-9,423·10 ⁻⁶	-7,952·10 ⁻⁶	-3,400·10 ⁺³	-2,952·10 ⁺³
63	-2,597·10 ⁻³	-2,241·10 ⁻³	-9,816·10 ⁻⁶	-8,267·10 ⁻⁶	-3,972·10 ⁺³	-3,500·10 ⁺³
64	-2,341·10 ⁻³	-1,985·10 ⁻³	-9,557·10 ⁻⁶	-8,008·10 ⁻⁶	-3,413·10 ⁺³	-2,942·10 ⁺³
65	-2,742·10 ⁻³	-2,389·10 ⁻³	-1,007·10 ⁻⁵	-8,534·10 ⁻⁶	-4,003·10 ⁺³	-3,534·10 ⁺³
66	-2,539·10 ⁻³	-2,186·10 ⁻³	-9,851·10 ⁻⁶	-8,313·10 ⁻⁶	-3,562·10 ⁺³	-3,094·10 ⁺³
67	-2,804·10 ⁻³	-2,448·10 ⁻³	-1,068·10 ⁻⁵	-9,135·10 ⁻⁶	-4,383·10 ⁺³	-3,912·10 ⁺³
68	-2,553·10 ⁻³	-2,197·10 ⁻³	-1,043·10 ⁻⁵	-8,879·10 ⁻⁶	-3,835·10 ⁺³	-3,364·10 ⁺³
69	-2,934·10 ⁻³	-2,592·10 ⁻³	-1,087·10 ⁻⁵	-9,378·10 ⁻⁶	-4,202·10 ⁺³	-3,748·10 ⁺³
70	-2,884·10 ⁻³	-2,541·10 ⁻³	-1,082·10 ⁻⁵	-9,324·10 ⁻⁶	-4,093·10 ⁺³	-3,638·10 ⁺³
71	-2,589·10 ⁻³	-2,248·10 ⁻³	-9,600·10 ⁻⁶	-8,117·10 ⁻⁶	-3,960·10 ⁺³	-3,508·10 ⁺³
72	-2,578·10 ⁻³	-2,238·10 ⁻³	-9,570·10 ⁻⁶	-8,087·10 ⁻⁶	-3,940·10 ⁺³	-3,488·10 ⁺³
73	-2,163·10 ⁻³	-1,822·10 ⁻³	-7,041·10 ⁻⁶	-5,557·10 ⁻⁶	-3,479·10 ⁺³	-3,027·10 ⁺³
74	-2,135·10 ⁻³	-1,794·10 ⁻³	-6,888·10 ⁻⁶	-5,403·10 ⁻⁶	-3,448·10 ⁺³	-2,996·10 ⁺³
75	-2,619·10 ⁻³	-2,279·10 ⁻³	-9,936·10 ⁻⁶	-8,456·10 ⁻⁶	-3,720·10 ⁺³	-3,268·10 ⁺³
76	-2,598·10 ⁻³	-2,258·10 ⁻³	-9,817·10 ⁻⁶	-8,336·10 ⁻⁶	-3,696·10 ⁺³	-3,244·10 ⁺³
77	-2,680·10 ⁻³	-2,342·10 ⁻³	-9,800·10 ⁻⁶	-8,329·10 ⁻⁶	-3,622·10 ⁺³	-3,173·10 ⁺³
78	-2,679·10 ⁻³	-2,341·10 ⁻³	-9,793·10 ⁻⁶	-8,322·10 ⁻⁶	-3,620·10 ⁺³	-3,172·10 ⁺³
79	-2,322·10 ⁻³	-1,983·10 ⁻³	-7,774·10 ⁻⁶	-6,300·10 ⁻⁶	-3,568·10 ⁺³	-3,119·10 ⁺³
80	-2,319·10 ⁻³	-1,981·10 ⁻³	-7,761·10 ⁻⁶	-6,286·10 ⁻⁶	-3,566·10 ⁺³	-3,116·10 ⁺³
81	-2,633·10 ⁻³	-2,295·10 ⁻³	-9,840·10 ⁻⁶	-8,368·10 ⁻⁶	-3,287·10 ⁺³	-2,839·10 ⁺³
82	-2,631·10 ⁻³	-2,293·10 ⁻³	-9,829·10 ⁻⁶	-8,357·10 ⁻⁶	-3,285·10 ⁺³	-2,836·10 ⁺³
83	-2,227·10 ⁻³	-1,892·10 ⁻³	-5,154·10 ⁻⁶	-3,695·10 ⁻⁶	-3,510·10 ⁺³	-3,065·10 ⁺³

Daño a la Transporte Subconjunto	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
84	-2,226·10 ⁻³	-1,891·10 ⁻³	-5,147·10 ⁻⁶	-3,689·10 ⁻⁶	-3,509·10 ⁺³	-3,064·10 ⁺³
85	-2,715·10 ⁻³	-2,375·10 ⁻³	-9,469·10 ⁻⁶	-7,988·10 ⁻⁶	-3,959·10 ⁺³	-3,508·10 ⁺³
86	-2,700·10 ⁻³	-2,360·10 ⁻³	-9,382·10 ⁻⁶	-7,901·10 ⁻⁶	-3,942·10 ⁺³	-3,491·10 ⁺³
87	-2,164·10 ⁻³	-1,825·10 ⁻³	-6,774·10 ⁻⁶	-5,297·10 ⁻⁶	-3,008·10 ⁺³	-2,558·10 ⁺³
88	-2,164·10 ⁻³	-1,824·10 ⁻³	-6,771·10 ⁻⁶	-5,293·10 ⁻⁶	-3,007·10 ⁺³	-2,557·10 ⁺³
89	-2,901·10 ⁻³	-2,561·10 ⁻³	-1,059·10 ⁻⁵	-9,117·10 ⁻⁶	-3,532·10 ⁺³	-3,082·10 ⁺³
90	-2,900·10 ⁻³	-2,561·10 ⁻³	-1,059·10 ⁻⁵	-9,113·10 ⁻⁶	-3,532·10 ⁺³	-3,081·10 ⁺³
91	-1,741·10 ⁻³	-1,405·10 ⁻³	-3,706·10 ⁻⁶	-2,268·10 ⁻⁶	-2,026·10 ⁺³	-1,598·10 ⁺³
92	-1,741·10 ⁻³	-1,405·10 ⁻³	-3,706·10 ⁻⁶	-2,268·10 ⁻⁶	-2,026·10 ⁺³	-1,598·10 ⁺³
93	-1,799·10 ⁻³	-1,445·10 ⁻³	-4,098·10 ⁻⁶	-2,582·10 ⁻⁶	-2,598·10 ⁺³	-2,147·10 ⁺³
94	-1,543·10 ⁻³	-1,189·10 ⁻³	-3,839·10 ⁻⁶	-2,323·10 ⁻⁶	-2,039·10 ⁺³	-1,588·10 ⁺³
95	-1,943·10 ⁻³	-1,592·10 ⁻³	-4,355·10 ⁻⁶	-2,850·10 ⁻⁶	-2,628·10 ⁺³	-2,181·10 ⁺³
96	-1,741·10 ⁻³	-1,390·10 ⁻³	-4,133·10 ⁻⁶	-2,629·10 ⁻⁶	-2,188·10 ⁺³	-1,740·10 ⁺³
97	-2,005·10 ⁻³	-1,652·10 ⁻³	-4,965·10 ⁻⁶	-3,451·10 ⁻⁶	-3,009·10 ⁺³	-2,558·10 ⁺³
98	-1,755·10 ⁻³	-1,401·10 ⁻³	-4,710·10 ⁻⁶	-3,195·10 ⁻⁶	-2,461·10 ⁺³	-2,010·10 ⁺³
99	-2,136·10 ⁻³	-1,795·10 ⁻³	-5,153·10 ⁻⁶	-3,694·10 ⁻⁶	-2,828·10 ⁺³	-2,394·10 ⁺³
100	-2,086·10 ⁻³	-1,745·10 ⁻³	-5,098·10 ⁻⁶	-3,640·10 ⁻⁶	-2,719·10 ⁺³	-2,285·10 ⁺³
101	-1,790·10 ⁻³	-1,452·10 ⁻³	-3,882·10 ⁻⁶	-2,433·10 ⁻⁶	-2,586·10 ⁺³	-2,155·10 ⁺³
102	-1,780·10 ⁻³	-1,441·10 ⁻³	-3,852·10 ⁻⁶	-2,403·10 ⁻⁶	-2,566·10 ⁺³	-2,135·10 ⁺³
103	-1,365·10 ⁻³	-1,025·10 ⁻³	-1,324·10 ⁻⁶	1,277·10 ⁻⁷	-2,105·10 ⁺³	-1,673·10 ⁺³
104	-1,337·10 ⁻³	-9,979·10 ⁻⁴	-1,170·10 ⁻⁶	2,811·10 ⁻⁷	-2,074·10 ⁺³	-1,642·10 ⁺³
105	-1,821·10 ⁻³	-1,482·10 ⁻³	-4,219·10 ⁻⁶	-2,771·10 ⁻⁶	-2,345·10 ⁺³	-1,915·10 ⁺³
106	-1,799·10 ⁻³	-1,461·10 ⁻³	-4,100·10 ⁻⁶	-2,652·10 ⁻⁶	-2,321·10 ⁺³	-1,891·10 ⁺³
107	-1,882·10 ⁻³	-1,546·10 ⁻³	-4,083·10 ⁻⁶	-2,644·10 ⁻⁶	-2,248·10 ⁺³	-1,820·10 ⁺³
108	-1,881·10 ⁻³	-1,545·10 ⁻³	-4,076·10 ⁻⁶	-2,637·10 ⁻⁶	-2,246·10 ⁺³	-1,818·10 ⁺³
109	-1,523·10 ⁻³	-1,186·10 ⁻³	-2,057·10 ⁻⁶	-6,155·10 ⁻⁷	-2,194·10 ⁺³	-1,765·10 ⁺³
110	-1,521·10 ⁻³	-1,184·10 ⁻³	-2,044·10 ⁻⁶	-6,021·10 ⁻⁷	-2,191·10 ⁺³	-1,763·10 ⁺³
111	-1,835·10 ⁻³	-1,499·10 ⁻³	-4,122·10 ⁻⁶	-2,683·10 ⁻⁶	-1,913·10 ⁺³	-1,485·10 ⁺³
112	-1,833·10 ⁻³	-1,497·10 ⁻³	-4,112·10 ⁻⁶	-2,673·10 ⁻⁶	-1,911·10 ⁺³	-1,483·10 ⁺³
113	-1,429·10 ⁻³	-1,096·10 ⁻³	5,636·10 ⁻⁷	1,989·10 ⁻⁶	-2,136·10 ⁺³	-1,712·10 ⁺³
114	-1,428·10 ⁻³	-1,095·10 ⁻³	5,702·10 ⁻⁷	1,996·10 ⁻⁶	-2,135·10 ⁺³	-1,710·10 ⁺³
115	-1,917·10 ⁻³	-1,578·10 ⁻³	-3,751·10 ⁻⁶	-2,304·10 ⁻⁶	-2,585·10 ⁺³	-2,155·10 ⁺³
116	-1,901·10 ⁻³	-1,563·10 ⁻³	-3,665·10 ⁻⁶	-2,217·10 ⁻⁶	-2,568·10 ⁺³	-2,137·10 ⁺³
117	-1,366·10 ⁻³	-1,028·10 ⁻³	-1,057·10 ⁻⁶	3,875·10 ⁻⁷	-1,634·10 ⁺³	-1,204·10 ⁺³
118	-1,365·10 ⁻³	-1,028·10 ⁻³	-1,053·10 ⁻⁶	3,914·10 ⁻⁷	-1,633·10 ⁺³	-1,203·10 ⁺³
119	-2,102·10 ⁻³	-1,765·10 ⁻³	-4,877·10 ⁻⁶	-3,432·10 ⁻⁶	-2,158·10 ⁺³	-1,728·10 ⁺³
120	-2,102·10 ⁻³	-1,764·10 ⁻³	-4,873·10 ⁻⁶	-3,428·10 ⁻⁶	-2,157·10 ⁺³	-1,728·10 ⁺³
121	-2,867·10 ⁻³	-2,512·10 ⁻³	-9,832·10 ⁻⁶	-8,287·10 ⁻⁶	-3,599·10 ⁺³	-3,125·10 ⁺³
122	-2,867·10 ⁻³	-2,512·10 ⁻³	-9,832·10 ⁻⁶	-8,287·10 ⁻⁶	-3,599·10 ⁺³	-3,125·10 ⁺³
123	-2,925·10 ⁻³	-2,552·10 ⁻³	-1,022·10 ⁻⁵	-8,601·10 ⁻⁶	-4,170·10 ⁺³	-3,674·10 ⁺³
124	-2,669·10 ⁻³	-2,296·10 ⁻³	-9,965·10 ⁻⁶	-8,342·10 ⁻⁶	-3,612·10 ⁺³	-3,116·10 ⁺³
125	-3,070·10 ⁻³	-2,699·10 ⁻³	-1,048·10 ⁻⁵	-8,869·10 ⁻⁶	-4,201·10 ⁺³	-3,708·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
126	-2,867·10 ⁻³	-2,497·10 ⁻³	-1,026·10 ⁻⁵	-8,648·10 ⁻⁶	-3,761·10 ⁺³	-3,268·10 ⁺³
127	-3,131·10 ⁻³	-2,759·10 ⁻³	-1,109·10 ⁻⁵	-9,470·10 ⁻⁶	-4,581·10 ⁺³	-4,085·10 ⁺³
128	-2,881·10 ⁻³	-2,508·10 ⁻³	-1,084·10 ⁻⁵	-9,214·10 ⁻⁶	-4,033·10 ⁺³	-3,537·10 ⁺³
129	-3,262·10 ⁻³	-2,903·10 ⁻³	-1,128·10 ⁻⁵	-9,713·10 ⁻⁶	-4,401·10 ⁺³	-3,921·10 ⁺³
130	-3,212·10 ⁻³	-2,852·10 ⁻³	-1,122·10 ⁻⁵	-9,658·10 ⁻⁶	-4,292·10 ⁺³	-3,812·10 ⁺³
131	-2,916·10 ⁻³	-2,559·10 ⁻³	-1,001·10 ⁻⁵	-8,452·10 ⁻⁶	-4,159·10 ⁺³	-3,682·10 ⁺³
132	-2,906·10 ⁻³	-2,549·10 ⁻³	-9,978·10 ⁻⁶	-8,422·10 ⁻⁶	-4,139·10 ⁺³	-3,662·10 ⁺³
133	-2,491·10 ⁻³	-2,133·10 ⁻³	-7,449·10 ⁻⁶	-5,891·10 ⁻⁶	-3,677·10 ⁺³	-3,200·10 ⁺³
134	-2,463·10 ⁻³	-2,105·10 ⁻³	-7,296·10 ⁻⁶	-5,738·10 ⁻⁶	-3,647·10 ⁺³	-3,169·10 ⁺³
135	-2,947·10 ⁻³	-2,590·10 ⁻³	-1,034·10 ⁻⁵	-8,790·10 ⁻⁶	-3,918·10 ⁺³	-3,442·10 ⁺³
136	-2,925·10 ⁻³	-2,569·10 ⁻³	-1,023·10 ⁻⁵	-8,671·10 ⁻⁶	-3,894·10 ⁺³	-3,418·10 ⁺³
137	-3,008·10 ⁻³	-2,653·10 ⁻³	-1,021·10 ⁻⁵	-8,663·10 ⁻⁶	-3,820·10 ⁺³	-3,347·10 ⁺³
138	-3,007·10 ⁻³	-2,652·10 ⁻³	-1,020·10 ⁻⁵	-8,656·10 ⁻⁶	-3,819·10 ⁺³	-3,345·10 ⁺³
139	-2,649·10 ⁻³	-2,294·10 ⁻³	-8,183·10 ⁻⁶	-6,634·10 ⁻⁶	-3,767·10 ⁺³	-3,292·10 ⁺³
140	-2,647·10 ⁻³	-2,292·10 ⁻³	-8,169·10 ⁻⁶	-6,621·10 ⁻⁶	-3,764·10 ⁺³	-3,290·10 ⁺³
141	-2,961·10 ⁻³	-2,606·10 ⁻³	-1,025·10 ⁻⁵	-8,702·10 ⁻⁶	-3,486·10 ⁺³	-3,012·10 ⁺³
142	-2,959·10 ⁻³	-2,604·10 ⁻³	-1,024·10 ⁻⁵	-8,692·10 ⁻⁶	-3,484·10 ⁺³	-3,010·10 ⁺³
143	-2,555·10 ⁻³	-2,203·10 ⁻³	-5,562·10 ⁻⁶	-4,030·10 ⁻⁶	-3,708·10 ⁺³	-3,239·10 ⁺³
144	-2,554·10 ⁻³	-2,202·10 ⁻³	-5,556·10 ⁻⁶	-4,023·10 ⁻⁶	-3,707·10 ⁺³	-3,237·10 ⁺³
145	-3,043·10 ⁻³	-2,686·10 ⁻³	-9,877·10 ⁻⁶	-8,323·10 ⁻⁶	-4,158·10 ⁺³	-3,682·10 ⁺³
146	-3,027·10 ⁻³	-2,670·10 ⁻³	-9,790·10 ⁻⁶	-8,236·10 ⁻⁶	-4,141·10 ⁺³	-3,664·10 ⁺³
147	-2,492·10 ⁻³	-2,136·10 ⁻³	-7,183·10 ⁻⁶	-5,631·10 ⁻⁶	-3,207·10 ⁺³	-2,731·10 ⁺³
148	-2,491·10 ⁻³	-2,135·10 ⁻³	-7,179·10 ⁻⁶	-5,628·10 ⁻⁶	-3,206·10 ⁺³	-2,731·10 ⁺³
149	-3,228·10 ⁻³	-2,872·10 ⁻³	-1,100·10 ⁻⁵	-9,451·10 ⁻⁶	-3,731·10 ⁺³	-3,256·10 ⁺³
150	-3,228·10 ⁻³	-2,872·10 ⁻³	-1,100·10 ⁻⁵	-9,447·10 ⁻⁶	-3,730·10 ⁺³	-3,255·10 ⁺³
151	-1,911·10 ⁻³	-1,558·10 ⁻³	-2,983·10 ⁻⁶	-1,478·10 ⁻⁶	-1,953·10 ⁺³	-1,504·10 ⁺³
152	-1,911·10 ⁻³	-1,558·10 ⁻³	-2,983·10 ⁻⁶	-1,478·10 ⁻⁶	-1,953·10 ⁺³	-1,504·10 ⁺³
153	-1,969·10 ⁻³	-1,598·10 ⁻³	-3,376·10 ⁻⁶	-1,793·10 ⁻⁶	-2,524·10 ⁺³	-2,053·10 ⁺³
154	-1,713·10 ⁻³	-1,342·10 ⁻³	-3,117·10 ⁻⁶	-1,534·10 ⁻⁶	-1,966·10 ⁺³	-1,494·10 ⁺³
155	-2,113·10 ⁻³	-1,745·10 ⁻³	-3,632·10 ⁻⁶	-2,060·10 ⁻⁶	-2,555·10 ⁺³	-2,087·10 ⁺³
156	-1,911·10 ⁻³	-1,543·10 ⁻³	-3,411·10 ⁻⁶	-1,839·10 ⁻⁶	-2,115·10 ⁺³	-1,646·10 ⁺³
157	-2,175·10 ⁻³	-1,805·10 ⁻³	-4,243·10 ⁻⁶	-2,661·10 ⁻⁶	-2,935·10 ⁺³	-2,464·10 ⁺³
158	-1,925·10 ⁻³	-1,554·10 ⁻³	-3,987·10 ⁻⁶	-2,406·10 ⁻⁶	-2,387·10 ⁺³	-1,916·10 ⁺³
159	-2,306·10 ⁻³	-1,949·10 ⁻³	-4,430·10 ⁻⁶	-2,904·10 ⁻⁶	-2,755·10 ⁺³	-2,300·10 ⁺³
160	-2,256·10 ⁻³	-1,898·10 ⁻³	-4,376·10 ⁻⁶	-2,850·10 ⁻⁶	-2,646·10 ⁺³	-2,191·10 ⁺³
161	-1,960·10 ⁻³	-1,605·10 ⁻³	-3,160·10 ⁻⁶	-1,644·10 ⁻⁶	-2,513·10 ⁺³	-2,061·10 ⁺³
162	-1,950·10 ⁻³	-1,595·10 ⁻³	-3,130·10 ⁻⁶	-1,614·10 ⁻⁶	-2,493·10 ⁺³	-2,041·10 ⁺³
163	-1,534·10 ⁻³	-1,179·10 ⁻³	-6,012·10 ⁻⁷	9,171·10 ⁻⁷	-2,032·10 ⁺³	-1,579·10 ⁺³
164	-1,507·10 ⁻³	-1,151·10 ⁻³	-4,478·10 ⁻⁷	1,070·10 ⁻⁶	-2,001·10 ⁺³	-1,548·10 ⁺³
165	-1,991·10 ⁻³	-1,636·10 ⁻³	-3,497·10 ⁻⁶	-1,982·10 ⁻⁶	-2,272·10 ⁺³	-1,821·10 ⁺³
166	-1,969·10 ⁻³	-1,614·10 ⁻³	-3,377·10 ⁻⁶	-1,862·10 ⁻⁶	-2,248·10 ⁺³	-1,797·10 ⁺³
167	-2,052·10 ⁻³	-1,699·10 ⁻³	-3,361·10 ⁻⁶	-1,855·10 ⁻⁶	-2,175·10 ⁺³	-1,726·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
168	-2,051·10 ⁻³	-1,698·10 ⁻³	-3,354·10 ⁻⁶	-1,848·10 ⁻⁶	-2,173·10 ⁺³	-1,724·10 ⁺³
169	-1,693·10 ⁻³	-1,340·10 ⁻³	-1,335·10 ⁻⁶	1,739·10 ⁻⁷	-2,121·10 ⁺³	-1,671·10 ⁺³
170	-1,691·10 ⁻³	-1,338·10 ⁻³	-1,321·10 ⁻⁶	1,873·10 ⁻⁷	-2,118·10 ⁺³	-1,669·10 ⁺³
171	-2,005·10 ⁻³	-1,652·10 ⁻³	-3,400·10 ⁻⁶	-1,894·10 ⁻⁶	-1,840·10 ⁺³	-1,391·10 ⁺³
172	-2,003·10 ⁻³	-1,650·10 ⁻³	-3,389·10 ⁻⁶	-1,883·10 ⁻⁶	-1,838·10 ⁺³	-1,389·10 ⁺³
173	-1,599·10 ⁻³	-1,249·10 ⁻³	1,286·10 ⁻⁶	2,778·10 ⁻⁶	-2,063·10 ⁺³	-1,618·10 ⁺³
174	-1,598·10 ⁻³	-1,248·10 ⁻³	1,293·10 ⁻⁶	2,785·10 ⁻⁶	-2,061·10 ⁺³	-1,616·10 ⁺³
175	-2,087·10 ⁻³	-1,732·10 ⁻³	-3,029·10 ⁻⁶	-1,514·10 ⁻⁶	-2,512·10 ⁺³	-2,061·10 ⁺³
176	-2,071·10 ⁻³	-1,716·10 ⁻³	-2,942·10 ⁻⁶	-1,428·10 ⁻⁶	-2,495·10 ⁺³	-2,043·10 ⁺³
177	-1,536·10 ⁻³	-1,182·10 ⁻³	-3,346·10 ⁻⁷	1,177·10 ⁻⁶	-1,561·10 ⁺³	-1,110·10 ⁺³
178	-1,535·10 ⁻³	-1,181·10 ⁻³	-3,307·10 ⁻⁷	1,181·10 ⁻⁶	-1,560·10 ⁺³	-1,109·10 ⁺³
179	-2,272·10 ⁻³	-1,918·10 ⁻³	-4,154·10 ⁻⁶	-2,643·10 ⁻⁶	-2,085·10 ⁺³	-1,634·10 ⁺³
180	-2,272·10 ⁻³	-1,918·10 ⁻³	-4,150·10 ⁻⁶	-2,639·10 ⁻⁶	-2,084·10 ⁺³	-1,634·10 ⁺³
181	-2,425·10 ⁻³	-2,087·10 ⁻³	-8,838·10 ⁻⁶	-7,366·10 ⁻⁶	-3,099·10 ⁺³	-2,651·10 ⁺³
182	-2,425·10 ⁻³	-2,087·10 ⁻³	-8,838·10 ⁻⁶	-7,366·10 ⁻⁶	-3,099·10 ⁺³	-2,651·10 ⁺³
183	-2,483·10 ⁻³	-2,127·10 ⁻³	-9,230·10 ⁻⁶	-7,681·10 ⁻⁶	-3,671·10 ⁺³	-3,199·10 ⁺³
184	-2,227·10 ⁻³	-1,871·10 ⁻³	-8,971·10 ⁻⁶	-7,422·10 ⁻⁶	-3,112·10 ⁺³	-2,641·10 ⁺³
185	-2,627·10 ⁻³	-2,274·10 ⁻³	-9,487·10 ⁻⁶	-7,948·10 ⁻⁶	-3,702·10 ⁺³	-3,233·10 ⁺³
186	-2,425·10 ⁻³	-2,072·10 ⁻³	-9,265·10 ⁻⁶	-7,727·10 ⁻⁶	-3,261·10 ⁺³	-2,793·10 ⁺³
187	-2,689·10 ⁻³	-2,334·10 ⁻³	-1,010·10 ⁻⁵	-8,549·10 ⁻⁶	-4,082·10 ⁺³	-3,611·10 ⁺³
188	-2,438·10 ⁻³	-2,083·10 ⁻³	-9,841·10 ⁻⁶	-8,293·10 ⁻⁶	-3,534·10 ⁺³	-3,063·10 ⁺³
189	-2,820·10 ⁻³	-2,477·10 ⁻³	-1,028·10 ⁻⁵	-8,792·10 ⁻⁶	-3,901·10 ⁺³	-3,447·10 ⁺³
190	-2,770·10 ⁻³	-2,427·10 ⁻³	-1,023·10 ⁻⁵	-8,738·10 ⁻⁶	-3,792·10 ⁺³	-3,338·10 ⁺³
191	-2,474·10 ⁻³	-2,134·10 ⁻³	-9,014·10 ⁻⁶	-7,532·10 ⁻⁶	-3,659·10 ⁺³	-3,207·10 ⁺³
192	-2,464·10 ⁻³	-2,123·10 ⁻³	-8,984·10 ⁻⁶	-7,502·10 ⁻⁶	-3,639·10 ⁺³	-3,187·10 ⁺³
193	-2,048·10 ⁻³	-1,708·10 ⁻³	-6,456·10 ⁻⁶	-4,971·10 ⁻⁶	-3,178·10 ⁺³	-2,726·10 ⁺³
194	-2,021·10 ⁻³	-1,680·10 ⁻³	-6,302·10 ⁻⁶	-4,817·10 ⁻⁶	-3,147·10 ⁺³	-2,695·10 ⁺³
195	-2,505·10 ⁻³	-2,165·10 ⁻³	-9,351·10 ⁻⁶	-7,870·10 ⁻⁶	-3,419·10 ⁺³	-2,967·10 ⁺³
196	-2,483·10 ⁻³	-2,143·10 ⁻³	-9,232·10 ⁻⁶	-7,750·10 ⁻⁶	-3,395·10 ⁺³	-2,943·10 ⁺³
197	-2,566·10 ⁻³	-2,228·10 ⁻³	-9,215·10 ⁻⁶	-7,743·10 ⁻⁶	-3,321·10 ⁺³	-2,872·10 ⁺³
198	-2,565·10 ⁻³	-2,227·10 ⁻³	-9,208·10 ⁻⁶	-7,736·10 ⁻⁶	-3,320·10 ⁺³	-2,871·10 ⁺³
199	-2,207·10 ⁻³	-1,869·10 ⁻³	-7,189·10 ⁻⁶	-5,714·10 ⁻⁶	-3,267·10 ⁺³	-2,818·10 ⁺³
200	-2,205·10 ⁻³	-1,866·10 ⁻³	-7,175·10 ⁻⁶	-5,701·10 ⁻⁶	-3,265·10 ⁺³	-2,815·10 ⁺³
201	-2,519·10 ⁻³	-2,181·10 ⁻³	-9,254·10 ⁻⁶	-7,782·10 ⁻⁶	-2,986·10 ⁺³	-2,538·10 ⁺³
202	-2,517·10 ⁻³	-2,179·10 ⁻³	-9,244·10 ⁻⁶	-7,771·10 ⁻⁶	-2,984·10 ⁺³	-2,535·10 ⁺³
203	-2,113·10 ⁻³	-1,778·10 ⁻³	-4,568·10 ⁻⁶	-3,109·10 ⁻⁶	-3,209·10 ⁺³	-2,764·10 ⁺³
204	-2,112·10 ⁻³	-1,777·10 ⁻³	-4,562·10 ⁻⁶	-3,103·10 ⁻⁶	-3,208·10 ⁺³	-2,763·10 ⁺³
205	-2,601·10 ⁻³	-2,261·10 ⁻³	-8,883·10 ⁻⁶	-7,402·10 ⁻⁶	-3,659·10 ⁺³	-3,207·10 ⁺³
206	-2,585·10 ⁻³	-2,245·10 ⁻³	-8,797·10 ⁻⁶	-7,316·10 ⁻⁶	-3,641·10 ⁺³	-3,190·10 ⁺³
207	-2,050·10 ⁻³	-1,711·10 ⁻³	-6,189·10 ⁻⁶	-4,711·10 ⁻⁶	-2,707·10 ⁺³	-2,257·10 ⁺³
208	-2,049·10 ⁻³	-1,710·10 ⁻³	-6,185·10 ⁻⁶	-4,707·10 ⁻⁶	-2,706·10 ⁺³	-2,256·10 ⁺³
209	-2,786·10 ⁻³	-2,447·10 ⁻³	-1,001·10 ⁻⁵	-8,531·10 ⁻⁶	-3,231·10 ⁺³	-2,781·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
210	-2,786·10 ⁻³	-2,446·10 ⁻³	-1,000·10 ⁻⁵	-8,527·10 ⁻⁶	-3,231·10 ⁺³	-2,780·10 ⁺³
211	-1,626·10 ⁻³	-1,290·10 ⁻³	-3,120·10 ⁻⁶	-1,682·10 ⁻⁶	-1,725·10 ⁺³	-1,297·10 ⁺³
212	-1,626·10 ⁻³	-1,290·10 ⁻³	-3,120·10 ⁻⁶	-1,682·10 ⁻⁶	-1,725·10 ⁺³	-1,297·10 ⁺³
213	-1,684·10 ⁻³	-1,330·10 ⁻³	-3,513·10 ⁻⁶	-1,997·10 ⁻⁶	-2,297·10 ⁺³	-1,846·10 ⁺³
214	-1,428·10 ⁻³	-1,074·10 ⁻³	-3,254·10 ⁻⁶	-1,738·10 ⁻⁶	-1,738·10 ⁺³	-1,287·10 ⁺³
215	-1,829·10 ⁻³	-1,478·10 ⁻³	-3,769·10 ⁻⁶	-2,264·10 ⁻⁶	-2,327·10 ⁺³	-1,880·10 ⁺³
216	-1,627·10 ⁻³	-1,275·10 ⁻³	-3,548·10 ⁻⁶	-2,043·10 ⁻⁶	-1,887·10 ⁺³	-1,440·10 ⁺³
217	-1,891·10 ⁻³	-1,537·10 ⁻³	-4,380·10 ⁻⁶	-2,865·10 ⁻⁶	-2,708·10 ⁺³	-2,257·10 ⁺³
218	-1,640·10 ⁻³	-1,286·10 ⁻³	-4,124·10 ⁻⁶	-2,609·10 ⁻⁶	-2,160·10 ⁺³	-1,709·10 ⁺³
219	-2,022·10 ⁻³	-1,681·10 ⁻³	-4,567·10 ⁻⁶	-3,108·10 ⁻⁶	-2,527·10 ⁺³	-2,093·10 ⁺³
220	-1,971·10 ⁻³	-1,631·10 ⁻³	-4,513·10 ⁻⁶	-3,054·10 ⁻⁶	-2,418·10 ⁺³	-1,984·10 ⁺³
221	-1,676·10 ⁻³	-1,337·10 ⁻³	-3,297·10 ⁻⁶	-1,847·10 ⁻⁶	-2,285·10 ⁺³	-1,854·10 ⁺³
222	-1,666·10 ⁻³	-1,327·10 ⁻³	-3,266·10 ⁻⁶	-1,817·10 ⁻⁶	-2,265·10 ⁺³	-1,834·10 ⁺³
223	-1,250·10 ⁻³	-9,110·10 ⁻⁴	-7,380·10 ⁻⁷	7,134·10 ⁻⁷	-1,804·10 ⁺³	-1,372·10 ⁺³
224	-1,223·10 ⁻³	-8,835·10 ⁻⁴	-5,846·10 ⁻⁷	8,668·10 ⁻⁷	-1,773·10 ⁺³	-1,341·10 ⁺³
225	-1,706·10 ⁻³	-1,368·10 ⁻³	-3,633·10 ⁻⁶	-2,185·10 ⁻⁶	-2,045·10 ⁺³	-1,614·10 ⁺³
226	-1,685·10 ⁻³	-1,347·10 ⁻³	-3,514·10 ⁻⁶	-2,066·10 ⁻⁶	-2,020·10 ⁺³	-1,590·10 ⁺³
227	-1,768·10 ⁻³	-1,431·10 ⁻³	-3,497·10 ⁻⁶	-2,058·10 ⁻⁶	-1,947·10 ⁺³	-1,519·10 ⁺³
228	-1,766·10 ⁻³	-1,430·10 ⁻³	-3,490·10 ⁻⁶	-2,052·10 ⁻⁶	-1,945·10 ⁺³	-1,517·10 ⁺³
229	-1,409·10 ⁻³	-1,072·10 ⁻³	-1,471·10 ⁻⁶	-2,972·10 ⁻⁸	-1,893·10 ⁺³	-1,464·10 ⁺³
230	-1,407·10 ⁻³	-1,070·10 ⁻³	-1,458·10 ⁻⁶	-1,633·10 ⁻⁸	-1,891·10 ⁺³	-1,462·10 ⁺³
231	-1,720·10 ⁻³	-1,384·10 ⁻³	-3,537·10 ⁻⁶	-2,098·10 ⁻⁶	-1,612·10 ⁺³	-1,184·10 ⁺³
232	-1,719·10 ⁻³	-1,382·10 ⁻³	-3,526·10 ⁻⁶	-2,087·10 ⁻⁶	-1,610·10 ⁺³	-1,182·10 ⁺³
233	-1,314·10 ⁻³	-9,812·10 ⁻⁴	1,149·10 ⁻⁶	2,575·10 ⁻⁶	-1,835·10 ⁺³	-1,411·10 ⁺³
234	-1,314·10 ⁻³	-9,803·10 ⁻⁴	1,156·10 ⁻⁶	2,581·10 ⁻⁶	-1,834·10 ⁺³	-1,409·10 ⁺³
235	-1,802·10 ⁻³	-1,464·10 ⁻³	-3,166·10 ⁻⁶	-1,718·10 ⁻⁶	-2,284·10 ⁺³	-1,854·10 ⁺³
236	-1,787·10 ⁻³	-1,449·10 ⁻³	-3,079·10 ⁻⁶	-1,631·10 ⁻⁶	-2,267·10 ⁺³	-1,836·10 ⁺³
237	-1,252·10 ⁻³	-9,140·10 ⁻⁴	-4,713·10 ⁻⁷	9,732·10 ⁻⁷	-1,333·10 ⁺³	-9,031·10 ⁺²
238	-1,251·10 ⁻³	-9,135·10 ⁻⁴	-4,674·10 ⁻⁷	9,771·10 ⁻⁷	-1,332·10 ⁺³	-9,024·10 ⁺²
239	-1,988·10 ⁻³	-1,650·10 ⁻³	-4,291·10 ⁻⁶	-2,846·10 ⁻⁶	-1,857·10 ⁺³	-1,427·10 ⁺³
240	-1,987·10 ⁻³	-1,650·10 ⁻³	-4,287·10 ⁻⁶	-2,842·10 ⁻⁶	-1,857·10 ⁺³	-1,427·10 ⁺³
241	-2,437·10 ⁻³	-2,054·10 ⁻³	-8,428·10 ⁻⁶	-6,759·10 ⁻⁶	-3,215·10 ⁺³	-2,709·10 ⁺³
242	-2,437·10 ⁻³	-2,054·10 ⁻³	-8,428·10 ⁻⁶	-6,759·10 ⁻⁶	-3,215·10 ⁺³	-2,709·10 ⁺³
243	-2,493·10 ⁻³	-2,092·10 ⁻³	-8,804·10 ⁻⁶	-7,060·10 ⁻⁶	-3,762·10 ⁺³	-3,234·10 ⁺³
244	-2,247·10 ⁻³	-1,847·10 ⁻³	-8,556·10 ⁻⁶	-6,812·10 ⁻⁶	-3,227·10 ⁺³	-2,700·10 ⁺³
245	-2,631·10 ⁻³	-2,233·10 ⁻³	-9,050·10 ⁻⁶	-7,317·10 ⁻⁶	-3,792·10 ⁺³	-3,267·10 ⁺³
246	-2,437·10 ⁻³	-2,039·10 ⁻³	-8,838·10 ⁻⁶	-7,105·10 ⁻⁶	-3,370·10 ⁺³	-2,845·10 ⁺³
247	-2,690·10 ⁻³	-2,290·10 ⁻³	-9,635·10 ⁻⁶	-7,892·10 ⁻⁶	-4,156·10 ⁺³	-3,629·10 ⁺³
248	-2,450·10 ⁻³	-2,050·10 ⁻³	-9,390·10 ⁻⁶	-7,647·10 ⁻⁶	-3,631·10 ⁺³	-3,104·10 ⁺³
249	-2,816·10 ⁻³	-2,428·10 ⁻³	-9,814·10 ⁻⁶	-8,125·10 ⁻⁶	-3,983·10 ⁺³	-3,472·10 ⁺³
250	-2,767·10 ⁻³	-2,380·10 ⁻³	-9,762·10 ⁻⁶	-8,073·10 ⁻⁶	-3,879·10 ⁺³	-3,367·10 ⁺³
251	-2,484·10 ⁻³	-2,099·10 ⁻³	-8,598·10 ⁻⁶	-6,917·10 ⁻⁶	-3,751·10 ⁺³	-3,242·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
252	-2,475·10 ⁻³	-2,089·10 ⁻³	-8,568·10 ⁻⁶	-6,889·10 ⁻⁶	-3,732·10 ⁺³	-3,223·10 ⁺³
253	-2,076·10 ⁻³	-1,690·10 ⁻³	-6,146·10 ⁻⁶	-4,464·10 ⁻⁶	-3,290·10 ⁺³	-2,781·10 ⁺³
254	-2,050·10 ⁻³	-1,664·10 ⁻³	-5,999·10 ⁻⁶	-4,317·10 ⁻⁶	-3,261·10 ⁺³	-2,751·10 ⁺³
255	-2,514·10 ⁻³	-2,128·10 ⁻³	-8,920·10 ⁻⁶	-7,241·10 ⁻⁶	-3,521·10 ⁺³	-3,012·10 ⁺³
256	-2,493·10 ⁻³	-2,108·10 ⁻³	-8,806·10 ⁻⁶	-7,127·10 ⁻⁶	-3,498·10 ⁺³	-2,989·10 ⁺³
257	-2,572·10 ⁻³	-2,189·10 ⁻³	-8,790·10 ⁻⁶	-7,120·10 ⁻⁶	-3,427·10 ⁺³	-2,921·10 ⁺³
258	-2,571·10 ⁻³	-2,188·10 ⁻³	-8,783·10 ⁻⁶	-7,113·10 ⁻⁶	-3,426·10 ⁺³	-2,920·10 ⁺³
259	-2,229·10 ⁻³	-1,845·10 ⁻³	-6,849·10 ⁻⁶	-5,176·10 ⁻⁶	-3,376·10 ⁺³	-2,869·10 ⁺³
260	-2,226·10 ⁻³	-1,842·10 ⁻³	-6,836·10 ⁻⁶	-5,163·10 ⁻⁶	-3,373·10 ⁺³	-2,866·10 ⁺³
261	-2,527·10 ⁻³	-2,144·10 ⁻³	-8,827·10 ⁻⁶	-7,157·10 ⁻⁶	-3,107·10 ⁺³	-2,600·10 ⁺³
262	-2,525·10 ⁻³	-2,142·10 ⁻³	-8,817·10 ⁻⁶	-7,147·10 ⁻⁶	-3,105·10 ⁺³	-2,598·10 ⁺³
263	-2,138·10 ⁻³	-1,758·10 ⁻³	-4,338·10 ⁻⁶	-2,681·10 ⁻⁶	-3,320·10 ⁺³	-2,818·10 ⁺³
264	-2,137·10 ⁻³	-1,757·10 ⁻³	-4,332·10 ⁻⁶	-2,675·10 ⁻⁶	-3,319·10 ⁺³	-2,816·10 ⁺³
265	-2,606·10 ⁻³	-2,220·10 ⁻³	-8,472·10 ⁻⁶	-6,793·10 ⁻⁶	-3,751·10 ⁺³	-3,242·10 ⁺³
266	-2,591·10 ⁻³	-2,205·10 ⁻³	-8,389·10 ⁻⁶	-6,711·10 ⁻⁶	-3,734·10 ⁺³	-3,225·10 ⁺³
267	-2,078·10 ⁻³	-1,693·10 ⁻³	-5,891·10 ⁻⁶	-4,215·10 ⁻⁶	-2,839·10 ⁺³	-2,331·10 ⁺³
268	-2,077·10 ⁻³	-1,693·10 ⁻³	-5,887·10 ⁻⁶	-4,212·10 ⁻⁶	-2,838·10 ⁺³	-2,331·10 ⁺³
269	-2,783·10 ⁻³	-2,399·10 ⁻³	-9,550·10 ⁻⁶	-7,875·10 ⁻⁶	-3,341·10 ⁺³	-2,834·10 ⁺³
270	-2,783·10 ⁻³	-2,398·10 ⁻³	-9,546·10 ⁻⁶	-7,871·10 ⁻⁶	-3,341·10 ⁺³	-2,833·10 ⁺³
271	-1,674·10 ⁻³	-1,292·10 ⁻³	-2,964·10 ⁻⁶	-1,327·10 ⁻⁶	-1,902·10 ⁺³	-1,415·10 ⁺³
272	-1,674·10 ⁻³	-1,292·10 ⁻³	-2,964·10 ⁻⁶	-1,327·10 ⁻⁶	-1,902·10 ⁺³	-1,415·10 ⁺³
273	-1,730·10 ⁻³	-1,331·10 ⁻³	-3,340·10 ⁻⁶	-1,628·10 ⁻⁶	-2,449·10 ⁺³	-1,941·10 ⁺³
274	-1,484·10 ⁻³	-1,086·10 ⁻³	-3,092·10 ⁻⁶	-1,380·10 ⁻⁶	-1,914·10 ⁺³	-1,406·10 ⁺³
275	-1,868·10 ⁻³	-1,472·10 ⁻³	-3,586·10 ⁻⁶	-1,884·10 ⁻⁶	-2,479·10 ⁺³	-1,974·10 ⁺³
276	-1,674·10 ⁻³	-1,278·10 ⁻³	-3,374·10 ⁻⁶	-1,673·10 ⁻⁶	-2,057·10 ⁺³	-1,552·10 ⁺³
277	-1,928·10 ⁻³	-1,529·10 ⁻³	-4,171·10 ⁻⁶	-2,460·10 ⁻⁶	-2,843·10 ⁺³	-2,335·10 ⁺³
278	-1,687·10 ⁻³	-1,289·10 ⁻³	-3,926·10 ⁻⁶	-2,215·10 ⁻⁶	-2,318·10 ⁺³	-1,810·10 ⁺³
279	-2,053·10 ⁻³	-1,666·10 ⁻³	-4,350·10 ⁻⁶	-2,693·10 ⁻⁶	-2,670·10 ⁺³	-2,178·10 ⁺³
280	-2,005·10 ⁻³	-1,618·10 ⁻³	-4,298·10 ⁻⁶	-2,641·10 ⁻⁶	-2,565·10 ⁺³	-2,073·10 ⁺³
281	-1,722·10 ⁻³	-1,337·10 ⁻³	-3,134·10 ⁻⁶	-1,485·10 ⁻⁶	-2,438·10 ⁺³	-1,948·10 ⁺³
282	-1,712·10 ⁻³	-1,328·10 ⁻³	-3,104·10 ⁻⁶	-1,456·10 ⁻⁶	-2,419·10 ⁺³	-1,930·10 ⁺³
283	-1,314·10 ⁻³	-9,290·10 ⁻⁴	-6,821·10 ⁻⁷	9,681·10 ⁻⁷	-1,977·10 ⁺³	-1,487·10 ⁺³
284	-1,287·10 ⁻³	-9,027·10 ⁻⁴	-5,352·10 ⁻⁷	1,115·10 ⁻⁶	-1,948·10 ⁺³	-1,457·10 ⁺³
285	-1,751·10 ⁻³	-1,367·10 ⁻³	-3,456·10 ⁻⁶	-1,809·10 ⁻⁶	-2,208·10 ⁺³	-1,719·10 ⁺³
286	-1,730·10 ⁻³	-1,346·10 ⁻³	-3,342·10 ⁻⁶	-1,695·10 ⁻⁶	-2,185·10 ⁺³	-1,696·10 ⁺³
287	-1,809·10 ⁻³	-1,428·10 ⁻³	-3,326·10 ⁻⁶	-1,687·10 ⁻⁶	-2,114·10 ⁺³	-1,628·10 ⁺³
288	-1,808·10 ⁻³	-1,426·10 ⁻³	-3,319·10 ⁻⁶	-1,681·10 ⁻⁶	-2,113·10 ⁺³	-1,626·10 ⁺³
289	-1,466·10 ⁻³	-1,083·10 ⁻³	-1,385·10 ⁻⁶	2,561·10 ⁻⁷	-2,063·10 ⁺³	-1,575·10 ⁺³
290	-1,464·10 ⁻³	-1,081·10 ⁻³	-1,372·10 ⁻⁶	2,689·10 ⁻⁷	-2,060·10 ⁺³	-1,573·10 ⁺³
291	-1,764·10 ⁻³	-1,382·10 ⁻³	-3,363·10 ⁻⁶	-1,725·10 ⁻⁶	-1,794·10 ⁺³	-1,307·10 ⁺³
292	-1,762·10 ⁻³	-1,380·10 ⁻³	-3,353·10 ⁻⁶	-1,715·10 ⁻⁶	-1,791·10 ⁺³	-1,305·10 ⁺³
293	-1,375·10 ⁻³	-9,963·10 ⁻⁴	1,126·10 ⁻⁶	2,751·10 ⁻⁶	-2,007·10 ⁺³	-1,524·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
294	-1,374·10 ⁻³	-9,955·10 ⁻⁴	1,132·10 ⁻⁶	2,758·10 ⁻⁶	-2,006·10 ⁺³	-1,523·10 ⁺³
295	-1,843·10 ⁻³	-1,459·10 ⁻³	-3,008·10 ⁻⁶	-1,361·10 ⁻⁶	-2,437·10 ⁺³	-1,948·10 ⁺³
296	-1,828·10 ⁻³	-1,444·10 ⁻³	-2,925·10 ⁻⁶	-1,278·10 ⁻⁶	-2,421·10 ⁺³	-1,932·10 ⁺³
297	-1,315·10 ⁻³	-9,320·10 ⁻⁴	-4,267·10 ⁻⁷	1,217·10 ⁻⁶	-1,526·10 ⁺³	-1,038·10 ⁺³
298	-1,315·10 ⁻³	-9,314·10 ⁻⁴	-4,229·10 ⁻⁷	1,221·10 ⁻⁶	-1,525·10 ⁺³	-1,037·10 ⁺³
299	-2,020·10 ⁻³	-1,637·10 ⁻³	-4,086·10 ⁻⁶	-2,442·10 ⁻⁶	-2,028·10 ⁺³	-1,540·10 ⁺³
300	-2,020·10 ⁻³	-1,637·10 ⁻³	-4,082·10 ⁻⁶	-2,439·10 ⁻⁶	-2,028·10 ⁺³	-1,539·10 ⁺³
301	-2,086·10 ⁻³	-1,729·10 ⁻³	-7,641·10 ⁻⁶	-6,086·10 ⁻⁶	-2,818·10 ⁺³	-2,348·10 ⁺³
302	-2,086·10 ⁻³	-1,729·10 ⁻³	-7,641·10 ⁻⁶	-6,086·10 ⁻⁶	-2,818·10 ⁺³	-2,348·10 ⁺³
303	-2,132·10 ⁻³	-1,761·10 ⁻³	-7,954·10 ⁻⁶	-6,337·10 ⁻⁶	-3,274·10 ⁺³	-2,786·10 ⁺³
304	-1,928·10 ⁻³	-1,557·10 ⁻³	-7,747·10 ⁻⁶	-6,130·10 ⁻⁶	-2,828·10 ⁺³	-2,340·10 ⁺³
305	-2,248·10 ⁻³	-1,878·10 ⁻³	-8,158·10 ⁻⁶	-6,551·10 ⁻⁶	-3,298·10 ⁺³	-2,813·10 ⁺³
306	-2,086·10 ⁻³	-1,717·10 ⁻³	-7,982·10 ⁻⁶	-6,374·10 ⁻⁶	-2,947·10 ⁺³	-2,462·10 ⁺³
307	-2,297·10 ⁻³	-1,926·10 ⁻³	-8,646·10 ⁻⁶	-7,030·10 ⁻⁶	-3,602·10 ⁺³	-3,114·10 ⁺³
308	-2,097·10 ⁻³	-1,726·10 ⁻³	-8,441·10 ⁻⁶	-6,826·10 ⁻⁶	-3,165·10 ⁺³	-2,677·10 ⁺³
309	-2,401·10 ⁻³	-2,041·10 ⁻³	-8,795·10 ⁻⁶	-7,224·10 ⁻⁶	-3,458·10 ⁺³	-2,983·10 ⁺³
310	-2,361·10 ⁻³	-2,000·10 ⁻³	-8,752·10 ⁻⁶	-7,181·10 ⁻⁶	-3,371·10 ⁺³	-2,896·10 ⁺³
311	-2,125·10 ⁻³	-1,766·10 ⁻³	-7,782·10 ⁻⁶	-6,218·10 ⁻⁶	-3,264·10 ⁺³	-2,792·10 ⁺³
312	-2,117·10 ⁻³	-1,758·10 ⁻³	-7,757·10 ⁻⁶	-6,194·10 ⁻⁶	-3,249·10 ⁺³	-2,776·10 ⁺³
313	-1,786·10 ⁻³	-1,426·10 ⁻³	-5,740·10 ⁻⁶	-4,175·10 ⁻⁶	-2,881·10 ⁺³	-2,408·10 ⁺³
314	-1,764·10 ⁻³	-1,404·10 ⁻³	-5,617·10 ⁻⁶	-4,052·10 ⁻⁶	-2,856·10 ⁺³	-2,383·10 ⁺³
315	-2,150·10 ⁻³	-1,791·10 ⁻³	-8,050·10 ⁻⁶	-6,488·10 ⁻⁶	-3,073·10 ⁺³	-2,601·10 ⁺³
316	-2,133·10 ⁻³	-1,774·10 ⁻³	-7,955·10 ⁻⁶	-6,393·10 ⁻⁶	-3,053·10 ⁺³	-2,582·10 ⁺³
317	-2,199·10 ⁻³	-1,842·10 ⁻³	-7,941·10 ⁻⁶	-6,386·10 ⁻⁶	-2,995·10 ⁺³	-2,525·10 ⁺³
318	-2,198·10 ⁻³	-1,841·10 ⁻³	-7,936·10 ⁻⁶	-6,381·10 ⁻⁶	-2,994·10 ⁺³	-2,524·10 ⁺³
319	-1,912·10 ⁻³	-1,555·10 ⁻³	-6,325·10 ⁻⁶	-4,768·10 ⁻⁶	-2,952·10 ⁺³	-2,481·10 ⁺³
320	-1,911·10 ⁻³	-1,553·10 ⁻³	-6,314·10 ⁻⁶	-4,757·10 ⁻⁶	-2,950·10 ⁺³	-2,479·10 ⁺³
321	-2,161·10 ⁻³	-1,804·10 ⁻³	-7,973·10 ⁻⁶	-6,418·10 ⁻⁶	-2,728·10 ⁺³	-2,258·10 ⁺³
322	-2,159·10 ⁻³	-1,802·10 ⁻³	-7,964·10 ⁻⁶	-6,409·10 ⁻⁶	-2,726·10 ⁺³	-2,256·10 ⁺³
323	-1,837·10 ⁻³	-1,482·10 ⁻³	-4,234·10 ⁻⁶	-2,690·10 ⁻⁶	-2,905·10 ⁺³	-2,439·10 ⁺³
324	-1,836·10 ⁻³	-1,482·10 ⁻³	-4,229·10 ⁻⁶	-2,684·10 ⁻⁶	-2,904·10 ⁺³	-2,438·10 ⁺³
325	-2,226·10 ⁻³	-1,868·10 ⁻³	-7,677·10 ⁻⁶	-6,115·10 ⁻⁶	-3,264·10 ⁺³	-2,792·10 ⁺³
326	-2,214·10 ⁻³	-1,855·10 ⁻³	-7,608·10 ⁻⁶	-6,046·10 ⁻⁶	-3,250·10 ⁺³	-2,778·10 ⁺³
327	-1,787·10 ⁻³	-1,429·10 ⁻³	-5,527·10 ⁻⁶	-3,968·10 ⁻⁶	-2,505·10 ⁺³	-2,034·10 ⁺³
328	-1,786·10 ⁻³	-1,428·10 ⁻³	-5,524·10 ⁻⁶	-3,964·10 ⁻⁶	-2,504·10 ⁺³	-2,033·10 ⁺³
329	-2,374·10 ⁻³	-2,016·10 ⁻³	-8,575·10 ⁻⁶	-7,015·10 ⁻⁶	-2,923·10 ⁺³	-2,452·10 ⁺³
330	-2,374·10 ⁻³	-2,016·10 ⁻³	-8,572·10 ⁻⁶	-7,012·10 ⁻⁶	-2,923·10 ⁺³	-2,451·10 ⁺³
331	-1,449·10 ⁻³	-1,093·10 ⁻³	-3,079·10 ⁻⁶	-1,551·10 ⁻⁶	-1,721·10 ⁺³	-1,268·10 ⁺³
332	-1,449·10 ⁻³	-1,093·10 ⁻³	-3,079·10 ⁻⁶	-1,551·10 ⁻⁶	-1,721·10 ⁺³	-1,268·10 ⁺³
333	-1,495·10 ⁻³	-1,125·10 ⁻³	-3,392·10 ⁻⁶	-1,802·10 ⁻⁶	-2,177·10 ⁺³	-1,706·10 ⁺³
334	-1,291·10 ⁻³	-9,212·10 ⁻⁴	-3,185·10 ⁻⁶	-1,595·10 ⁻⁶	-1,732·10 ⁺³	-1,260·10 ⁺³
335	-1,611·10 ⁻³	-1,243·10 ⁻³	-3,596·10 ⁻⁶	-2,015·10 ⁻⁶	-2,202·10 ⁺³	-1,733·10 ⁺³

Daño a la Transporte Subconjunto	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
336	-1,449·10 ⁻³	-1,081·10 ⁻³	-3,420·10 ⁻⁶	-1,839·10 ⁻⁶	-1,851·10 ⁺³	-1,382·10 ⁺³
337	-1,660·10 ⁻³	-1,291·10 ⁻³	-4,084·10 ⁻⁶	-2,495·10 ⁻⁶	-2,505·10 ⁺³	-2,034·10 ⁺³
338	-1,460·10 ⁻³	-1,090·10 ⁻³	-3,880·10 ⁻⁶	-2,291·10 ⁻⁶	-2,068·10 ⁺³	-1,597·10 ⁺³
339	-1,764·10 ⁻³	-1,405·10 ⁻³	-4,233·10 ⁻⁶	-2,688·10 ⁻⁶	-2,361·10 ⁺³	-1,903·10 ⁺³
340	-1,724·10 ⁻³	-1,365·10 ⁻³	-4,190·10 ⁻⁶	-2,645·10 ⁻⁶	-2,274·10 ⁺³	-1,816·10 ⁺³
341	-1,489·10 ⁻³	-1,131·10 ⁻³	-3,220·10 ⁻⁶	-1,683·10 ⁻⁶	-2,168·10 ⁺³	-1,712·10 ⁺³
342	-1,480·10 ⁻³	-1,123·10 ⁻³	-3,195·10 ⁻⁶	-1,659·10 ⁻⁶	-2,152·10 ⁺³	-1,696·10 ⁺³
343	-1,149·10 ⁻³	-7,908·10 ⁻⁴	-1,178·10 ⁻⁶	3,605·10 ⁻⁷	-1,784·10 ⁺³	-1,328·10 ⁺³
344	-1,127·10 ⁻³	-7,689·10 ⁻⁴	-1,056·10 ⁻⁶	4,829·10 ⁻⁷	-1,760·10 ⁺³	-1,303·10 ⁺³
345	-1,513·10 ⁻³	-1,156·10 ⁻³	-3,488·10 ⁻⁶	-1,952·10 ⁻⁶	-1,976·10 ⁺³	-1,521·10 ⁺³
346	-1,496·10 ⁻³	-1,138·10 ⁻³	-3,393·10 ⁻⁶	-1,857·10 ⁻⁶	-1,957·10 ⁺³	-1,502·10 ⁺³
347	-1,562·10 ⁻³	-1,206·10 ⁻³	-3,380·10 ⁻⁶	-1,851·10 ⁻⁶	-1,898·10 ⁺³	-1,445·10 ⁺³
348	-1,561·10 ⁻³	-1,205·10 ⁻³	-3,374·10 ⁻⁶	-1,846·10 ⁻⁶	-1,897·10 ⁺³	-1,444·10 ⁺³
349	-1,276·10 ⁻³	-9,193·10 ⁻⁴	-1,763·10 ⁻⁶	-2,324·10 ⁻⁷	-1,856·10 ⁺³	-1,402·10 ⁺³
350	-1,274·10 ⁻³	-9,175·10 ⁻⁴	-1,752·10 ⁻⁶	-2,217·10 ⁻⁷	-1,853·10 ⁺³	-1,399·10 ⁺³
351	-1,524·10 ⁻³	-1,168·10 ⁻³	-3,411·10 ⁻⁶	-1,882·10 ⁻⁶	-1,631·10 ⁺³	-1,178·10 ⁺³
352	-1,522·10 ⁻³	-1,167·10 ⁻³	-3,403·10 ⁻⁶	-1,874·10 ⁻⁶	-1,630·10 ⁺³	-1,176·10 ⁺³
353	-1,200·10 ⁻³	-8,468·10 ⁻⁴	3,278·10 ⁻⁷	1,846·10 ⁻⁶	-1,809·10 ⁺³	-1,359·10 ⁺³
354	-1,199·10 ⁻³	-8,461·10 ⁻⁴	3,330·10 ⁻⁷	1,851·10 ⁻⁶	-1,808·10 ⁺³	-1,358·10 ⁺³
355	-1,589·10 ⁻³	-1,232·10 ⁻³	-3,115·10 ⁻⁶	-1,579·10 ⁻⁶	-2,168·10 ⁺³	-1,712·10 ⁺³
356	-1,577·10 ⁻³	-1,220·10 ⁻³	-3,046·10 ⁻⁶	-1,510·10 ⁻⁶	-2,154·10 ⁺³	-1,698·10 ⁺³
357	-1,150·10 ⁻³	-7,932·10 ⁻⁴	-9,652·10 ⁻⁷	5,678·10 ⁻⁷	-1,409·10 ⁺³	-9,538·10 ⁺²
358	-1,150·10 ⁻³	-7,928·10 ⁻⁴	-9,621·10 ⁻⁷	5,709·10 ⁻⁷	-1,408·10 ⁺³	-9,532·10 ⁺²
359	-1,737·10 ⁻³	-1,381·10 ⁻³	-4,013·10 ⁻⁶	-2,480·10 ⁻⁶	-1,827·10 ⁺³	-1,372·10 ⁺³
360	-1,737·10 ⁻³	-1,380·10 ⁻³	-4,010·10 ⁻⁶	-2,477·10 ⁻⁶	-1,826·10 ⁺³	-1,372·10 ⁺³
361	-2,327·10 ⁻³	-1,956·10 ⁻³	-8,067·10 ⁻⁶	-6,454·10 ⁻⁶	-2,904·10 ⁺³	-2,414·10 ⁺³
362	-2,327·10 ⁻³	-1,956·10 ⁻³	-8,067·10 ⁻⁶	-6,454·10 ⁻⁶	-2,904·10 ⁺³	-2,414·10 ⁺³
363	-2,373·10 ⁻³	-1,989·10 ⁻³	-8,380·10 ⁻⁶	-6,705·10 ⁻⁶	-3,360·10 ⁺³	-2,852·10 ⁺³
364	-2,169·10 ⁻³	-1,784·10 ⁻³	-8,173·10 ⁻⁶	-6,498·10 ⁻⁶	-2,915·10 ⁺³	-2,407·10 ⁺³
365	-2,489·10 ⁻³	-2,106·10 ⁻³	-8,584·10 ⁻⁶	-6,918·10 ⁻⁶	-3,385·10 ⁺³	-2,879·10 ⁺³
366	-2,327·10 ⁻³	-1,944·10 ⁻³	-8,408·10 ⁻⁶	-6,742·10 ⁻⁶	-3,033·10 ⁺³	-2,528·10 ⁺³
367	-2,538·10 ⁻³	-2,154·10 ⁻³	-9,072·10 ⁻⁶	-7,398·10 ⁻⁶	-3,688·10 ⁺³	-3,180·10 ⁺³
368	-2,338·10 ⁻³	-1,954·10 ⁻³	-8,868·10 ⁻⁶	-7,194·10 ⁻⁶	-3,251·10 ⁺³	-2,743·10 ⁺³
369	-2,642·10 ⁻³	-2,268·10 ⁻³	-9,221·10 ⁻⁶	-7,592·10 ⁻⁶	-3,544·10 ⁺³	-3,050·10 ⁺³
370	-2,602·10 ⁻³	-2,228·10 ⁻³	-9,178·10 ⁻⁶	-7,548·10 ⁻⁶	-3,457·10 ⁺³	-2,963·10 ⁺³
371	-2,366·10 ⁻³	-1,994·10 ⁻³	-8,208·10 ⁻⁶	-6,586·10 ⁻⁶	-3,351·10 ⁺³	-2,859·10 ⁺³
372	-2,358·10 ⁻³	-1,986·10 ⁻³	-8,183·10 ⁻⁶	-6,562·10 ⁻⁶	-3,335·10 ⁺³	-2,843·10 ⁺³
373	-2,027·10 ⁻³	-1,654·10 ⁻³	-6,166·10 ⁻⁶	-4,542·10 ⁻⁶	-2,967·10 ⁺³	-2,474·10 ⁺³
374	-2,005·10 ⁻³	-1,632·10 ⁻³	-6,044·10 ⁻⁶	-4,420·10 ⁻⁶	-2,942·10 ⁺³	-2,450·10 ⁺³
375	-2,391·10 ⁻³	-2,019·10 ⁻³	-8,476·10 ⁻⁶	-6,855·10 ⁻⁶	-3,159·10 ⁺³	-2,667·10 ⁺³
376	-2,374·10 ⁻³	-2,002·10 ⁻³	-8,381·10 ⁻⁶	-6,760·10 ⁻⁶	-3,140·10 ⁺³	-2,648·10 ⁺³
377	-2,440·10 ⁻³	-2,069·10 ⁻³	-8,368·10 ⁻⁶	-6,754·10 ⁻⁶	-3,081·10 ⁺³	-2,591·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
378	-2,439·10 ⁻³	-2,068·10 ⁻³	-8,362·10 ⁻⁶	-6,749·10 ⁻⁶	-3,080·10 ⁺³	-2,590·10 ⁺³
379	-2,153·10 ⁻³	-1,782·10 ⁻³	-6,751·10 ⁻⁶	-5,135·10 ⁻⁶	-3,038·10 ⁺³	-2,548·10 ⁺³
380	-2,152·10 ⁻³	-1,781·10 ⁻³	-6,740·10 ⁻⁶	-5,125·10 ⁻⁶	-3,036·10 ⁺³	-2,546·10 ⁺³
381	-2,402·10 ⁻³	-2,031·10 ⁻³	-8,399·10 ⁻⁶	-6,785·10 ⁻⁶	-2,814·10 ⁺³	-2,324·10 ⁺³
382	-2,400·10 ⁻³	-2,030·10 ⁻³	-8,391·10 ⁻⁶	-6,777·10 ⁻⁶	-2,812·10 ⁺³	-2,323·10 ⁺³
383	-2,078·10 ⁻³	-1,710·10 ⁻³	-4,660·10 ⁻⁶	-3,057·10 ⁻⁶	-2,992·10 ⁺³	-2,505·10 ⁺³
384	-2,077·10 ⁻³	-1,709·10 ⁻³	-4,655·10 ⁻⁶	-3,052·10 ⁻⁶	-2,991·10 ⁺³	-2,504·10 ⁺³
385	-2,467·10 ⁻³	-2,095·10 ⁻³	-8,103·10 ⁻⁶	-6,482·10 ⁻⁶	-3,350·10 ⁺³	-2,859·10 ⁺³
386	-2,455·10 ⁻³	-2,083·10 ⁻³	-8,034·10 ⁻⁶	-6,413·10 ⁻⁶	-3,336·10 ⁺³	-2,845·10 ⁺³
387	-2,028·10 ⁻³	-1,656·10 ⁻³	-5,953·10 ⁻⁶	-4,335·10 ⁻⁶	-2,591·10 ⁺³	-2,100·10 ⁺³
388	-2,027·10 ⁻³	-1,656·10 ⁻³	-5,950·10 ⁻⁶	-4,332·10 ⁻⁶	-2,591·10 ⁺³	-2,100·10 ⁺³
389	-2,615·10 ⁻³	-2,244·10 ⁻³	-9,001·10 ⁻⁶	-7,383·10 ⁻⁶	-3,009·10 ⁺³	-2,518·10 ⁺³
390	-2,615·10 ⁻³	-2,243·10 ⁻³	-8,998·10 ⁻⁶	-7,380·10 ⁻⁶	-3,009·10 ⁺³	-2,518·10 ⁺³
391	-1,564·10 ⁻³	-1,195·10 ⁻³	-2,603·10 ⁻⁶	-1,021·10 ⁻⁶	-1,591·10 ⁺³	-1,121·10 ⁺³
392	-1,564·10 ⁻³	-1,195·10 ⁻³	-2,603·10 ⁻⁶	-1,021·10 ⁻⁶	-1,591·10 ⁺³	-1,121·10 ⁺³
393	-1,610·10 ⁻³	-1,227·10 ⁻³	-2,916·10 ⁻⁶	-1,273·10 ⁻⁶	-2,047·10 ⁺³	-1,559·10 ⁺³
394	-1,406·10 ⁻³	-1,023·10 ⁻³	-2,709·10 ⁻⁶	-1,066·10 ⁻⁶	-1,601·10 ⁺³	-1,113·10 ⁺³
395	-1,726·10 ⁻³	-1,345·10 ⁻³	-3,120·10 ⁻⁶	-1,486·10 ⁻⁶	-2,071·10 ⁺³	-1,586·10 ⁺³
396	-1,564·10 ⁻³	-1,183·10 ⁻³	-2,944·10 ⁻⁶	-1,309·10 ⁻⁶	-1,720·10 ⁺³	-1,235·10 ⁺³
397	-1,775·10 ⁻³	-1,392·10 ⁻³	-3,608·10 ⁻⁶	-1,965·10 ⁻⁶	-2,375·10 ⁺³	-1,887·10 ⁺³
398	-1,575·10 ⁻³	-1,192·10 ⁻³	-3,404·10 ⁻⁶	-1,761·10 ⁻⁶	-1,938·10 ⁺³	-1,450·10 ⁺³
399	-1,879·10 ⁻³	-1,507·10 ⁻³	-3,757·10 ⁻⁶	-2,159·10 ⁻⁶	-2,231·10 ⁺³	-1,756·10 ⁺³
400	-1,839·10 ⁻³	-1,467·10 ⁻³	-3,714·10 ⁻⁶	-2,116·10 ⁻⁶	-2,144·10 ⁺³	-1,669·10 ⁺³
401	-1,604·10 ⁻³	-1,233·10 ⁻³	-2,744·10 ⁻⁶	-1,153·10 ⁻⁶	-2,037·10 ⁺³	-1,565·10 ⁺³
402	-1,595·10 ⁻³	-1,225·10 ⁻³	-2,719·10 ⁻⁶	-1,129·10 ⁻⁶	-2,022·10 ⁺³	-1,549·10 ⁺³
403	-1,264·10 ⁻³	-8,927·10 ⁻⁴	-7,021·10 ⁻⁷	8,898·10 ⁻⁷	-1,654·10 ⁺³	-1,181·10 ⁺³
404	-1,242·10 ⁻³	-8,708·10 ⁻⁴	-5,797·10 ⁻⁷	1,012·10 ⁻⁶	-1,629·10 ⁺³	-1,156·10 ⁺³
405	-1,628·10 ⁻³	-1,257·10 ⁻³	-3,012·10 ⁻⁶	-1,423·10 ⁻⁶	-1,846·10 ⁺³	-1,374·10 ⁺³
406	-1,611·10 ⁻³	-1,240·10 ⁻³	-2,917·10 ⁻⁶	-1,328·10 ⁻⁶	-1,826·10 ⁺³	-1,354·10 ⁺³
407	-1,677·10 ⁻³	-1,308·10 ⁻³	-2,904·10 ⁻⁶	-1,322·10 ⁻⁶	-1,768·10 ⁺³	-1,298·10 ⁺³
408	-1,676·10 ⁻³	-1,307·10 ⁻³	-2,898·10 ⁻⁶	-1,316·10 ⁻⁶	-1,767·10 ⁺³	-1,297·10 ⁺³
409	-1,391·10 ⁻³	-1,021·10 ⁻³	-1,287·10 ⁻⁶	2,968·10 ⁻⁷	-1,725·10 ⁺³	-1,254·10 ⁺³
410	-1,389·10 ⁻³	-1,019·10 ⁻³	-1,276·10 ⁻⁶	3,075·10 ⁻⁷	-1,723·10 ⁺³	-1,252·10 ⁺³
411	-1,639·10 ⁻³	-1,270·10 ⁻³	-2,935·10 ⁻⁶	-1,353·10 ⁻⁶	-1,501·10 ⁺³	-1,031·10 ⁺³
412	-1,638·10 ⁻³	-1,269·10 ⁻³	-2,927·10 ⁻⁶	-1,345·10 ⁻⁶	-1,499·10 ⁺³	-1,029·10 ⁺³
413	-1,315·10 ⁻³	-9,488·10 ⁻⁴	8,037·10 ⁻⁷	2,375·10 ⁻⁶	-1,678·10 ⁺³	-1,212·10 ⁺³
414	-1,314·10 ⁻³	-9,480·10 ⁻⁴	8,089·10 ⁻⁷	2,380·10 ⁻⁶	-1,677·10 ⁺³	-1,211·10 ⁺³
415	-1,704·10 ⁻³	-1,334·10 ⁻³	-2,639·10 ⁻⁶	-1,050·10 ⁻⁶	-2,037·10 ⁺³	-1,565·10 ⁺³
416	-1,692·10 ⁻³	-1,322·10 ⁻³	-2,570·10 ⁻⁶	-9,811·10 ⁻⁷	-2,023·10 ⁺³	-1,551·10 ⁺³
417	-1,265·10 ⁻³	-8,951·10 ⁻⁴	-4,893·10 ⁻⁷	1,097·10 ⁻⁶	-1,278·10 ⁺³	-8,066·10 ⁺²
418	-1,265·10 ⁻³	-8,947·10 ⁻⁴	-4,862·10 ⁻⁷	1,100·10 ⁻⁶	-1,277·10 ⁺³	-8,060·10 ⁺²
419	-1,852·10 ⁻³	-1,483·10 ⁻³	-3,537·10 ⁻⁶	-1,951·10 ⁻⁶	-1,696·10 ⁺³	-1,225·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
420	-1,852·10 ⁻³	-1,482·10 ⁻³	-3,534·10 ⁻⁶	-1,947·10 ⁻⁶	-1,696·10 ⁺³	-1,224·10 ⁺³
421	-1,974·10 ⁻³	-1,617·10 ⁻³	-7,274·10 ⁻⁶	-5,719·10 ⁻⁶	-2,506·10 ⁺³	-2,036·10 ⁺³
422	-1,974·10 ⁻³	-1,617·10 ⁻³	-7,274·10 ⁻⁶	-5,719·10 ⁻⁶	-2,506·10 ⁺³	-2,036·10 ⁺³
423	-2,020·10 ⁻³	-1,649·10 ⁻³	-7,587·10 ⁻⁶	-5,970·10 ⁻⁶	-2,962·10 ⁺³	-2,474·10 ⁺³
424	-1,816·10 ⁻³	-1,445·10 ⁻³	-7,380·10 ⁻⁶	-5,764·10 ⁻⁶	-2,516·10 ⁺³	-2,028·10 ⁺³
425	-2,136·10 ⁻³	-1,767·10 ⁻³	-7,791·10 ⁻⁶	-6,184·10 ⁻⁶	-2,986·10 ⁺³	-2,501·10 ⁺³
426	-1,974·10 ⁻³	-1,605·10 ⁻³	-7,615·10 ⁻⁶	-6,007·10 ⁻⁶	-2,635·10 ⁺³	-2,149·10 ⁺³
427	-2,185·10 ⁻³	-1,814·10 ⁻³	-8,279·10 ⁻⁶	-6,663·10 ⁻⁶	-3,289·10 ⁺³	-2,802·10 ⁺³
428	-1,985·10 ⁻³	-1,614·10 ⁻³	-8,075·10 ⁻⁶	-6,459·10 ⁻⁶	-2,852·10 ⁺³	-2,365·10 ⁺³
429	-2,289·10 ⁻³	-1,929·10 ⁻³	-8,428·10 ⁻⁶	-6,857·10 ⁻⁶	-3,146·10 ⁺³	-2,671·10 ⁺³
430	-2,249·10 ⁻³	-1,889·10 ⁻³	-8,385·10 ⁻⁶	-6,814·10 ⁻⁶	-3,058·10 ⁺³	-2,584·10 ⁺³
431	-2,014·10 ⁻³	-1,655·10 ⁻³	-7,415·10 ⁻⁶	-5,851·10 ⁻⁶	-2,952·10 ⁺³	-2,480·10 ⁺³
432	-2,005·10 ⁻³	-1,646·10 ⁻³	-7,390·10 ⁻⁶	-5,827·10 ⁻⁶	-2,937·10 ⁺³	-2,464·10 ⁺³
433	-1,674·10 ⁻³	-1,315·10 ⁻³	-5,373·10 ⁻⁶	-3,808·10 ⁻⁶	-2,568·10 ⁺³	-2,096·10 ⁺³
434	-1,652·10 ⁻³	-1,293·10 ⁻³	-5,251·10 ⁻⁶	-3,686·10 ⁻⁶	-2,544·10 ⁺³	-2,071·10 ⁺³
435	-2,038·10 ⁻³	-1,679·10 ⁻³	-7,683·10 ⁻⁶	-6,121·10 ⁻⁶	-2,760·10 ⁺³	-2,288·10 ⁺³
436	-2,021·10 ⁻³	-1,662·10 ⁻³	-7,588·10 ⁻⁶	-6,026·10 ⁻⁶	-2,741·10 ⁺³	-2,269·10 ⁺³
437	-2,087·10 ⁻³	-1,730·10 ⁻³	-7,575·10 ⁻⁶	-6,020·10 ⁻⁶	-2,682·10 ⁺³	-2,213·10 ⁺³
438	-2,086·10 ⁻³	-1,729·10 ⁻³	-7,569·10 ⁻⁶	-6,014·10 ⁻⁶	-2,681·10 ⁺³	-2,211·10 ⁺³
439	-1,801·10 ⁻³	-1,443·10 ⁻³	-5,958·10 ⁻⁶	-4,401·10 ⁻⁶	-2,640·10 ⁺³	-2,169·10 ⁺³
440	-1,799·10 ⁻³	-1,441·10 ⁻³	-5,947·10 ⁻⁶	-4,390·10 ⁻⁶	-2,638·10 ⁺³	-2,167·10 ⁺³
441	-2,049·10 ⁻³	-1,692·10 ⁻³	-7,606·10 ⁻⁶	-6,051·10 ⁻⁶	-2,416·10 ⁺³	-1,946·10 ⁺³
442	-2,048·10 ⁻³	-1,691·10 ⁻³	-7,598·10 ⁻⁶	-6,043·10 ⁻⁶	-2,414·10 ⁺³	-1,944·10 ⁺³
443	-1,725·10 ⁻³	-1,371·10 ⁻³	-3,867·10 ⁻⁶	-2,323·10 ⁻⁶	-2,593·10 ⁺³	-2,126·10 ⁺³
444	-1,724·10 ⁻³	-1,370·10 ⁻³	-3,862·10 ⁻⁶	-2,318·10 ⁻⁶	-2,592·10 ⁺³	-2,125·10 ⁺³
445	-2,114·10 ⁻³	-1,756·10 ⁻³	-7,310·10 ⁻⁶	-5,748·10 ⁻⁶	-2,952·10 ⁺³	-2,480·10 ⁺³
446	-2,102·10 ⁻³	-1,744·10 ⁻³	-7,241·10 ⁻⁶	-5,679·10 ⁻⁶	-2,938·10 ⁺³	-2,466·10 ⁺³
447	-1,675·10 ⁻³	-1,317·10 ⁻³	-5,160·10 ⁻⁶	-3,601·10 ⁻⁶	-2,193·10 ⁺³	-1,721·10 ⁺³
448	-1,675·10 ⁻³	-1,317·10 ⁻³	-5,157·10 ⁻⁶	-3,598·10 ⁻⁶	-2,192·10 ⁺³	-1,721·10 ⁺³
449	-2,263·10 ⁻³	-1,904·10 ⁻³	-8,208·10 ⁻⁶	-6,648·10 ⁻⁶	-2,611·10 ⁺³	-2,140·10 ⁺³
450	-2,262·10 ⁻³	-1,904·10 ⁻³	-8,205·10 ⁻⁶	-6,645·10 ⁻⁶	-2,610·10 ⁺³	-2,139·10 ⁺³
451	-1,337·10 ⁻³	-9,816·10 ⁻⁴	-2,712·10 ⁻⁶	-1,184·10 ⁻⁶	-1,409·10 ⁺³	-9,558·10 ⁺²
452	-1,337·10 ⁻³	-9,816·10 ⁻⁴	-2,712·10 ⁻⁶	-1,184·10 ⁻⁶	-1,409·10 ⁺³	-9,558·10 ⁺²
453	-1,383·10 ⁻³	-1,014·10 ⁻³	-3,025·10 ⁻⁶	-1,435·10 ⁻⁶	-1,865·10 ⁺³	-1,394·10 ⁺³
454	-1,179·10 ⁻³	-8,095·10 ⁻⁴	-2,818·10 ⁻⁶	-1,228·10 ⁻⁶	-1,420·10 ⁺³	-9,481·10 ⁺²
455	-1,499·10 ⁻³	-1,131·10 ⁻³	-3,230·10 ⁻⁶	-1,648·10 ⁻⁶	-1,890·10 ⁺³	-1,421·10 ⁺³
456	-1,337·10 ⁻³	-9,696·10 ⁻⁴	-3,053·10 ⁻⁶	-1,472·10 ⁻⁶	-1,538·10 ⁺³	-1,069·10 ⁺³
457	-1,548·10 ⁻³	-1,179·10 ⁻³	-3,717·10 ⁻⁶	-2,128·10 ⁻⁶	-2,193·10 ⁺³	-1,722·10 ⁺³
458	-1,348·10 ⁻³	-9,786·10 ⁻⁴	-3,513·10 ⁻⁶	-1,924·10 ⁻⁶	-1,756·10 ⁺³	-1,285·10 ⁺³
459	-1,653·10 ⁻³	-1,293·10 ⁻³	-3,866·10 ⁻⁶	-2,322·10 ⁻⁶	-2,049·10 ⁺³	-1,591·10 ⁺³
460	-1,612·10 ⁻³	-1,253·10 ⁻³	-3,823·10 ⁻⁶	-2,278·10 ⁻⁶	-1,962·10 ⁺³	-1,504·10 ⁺³
461	-1,377·10 ⁻³	-1,019·10 ⁻³	-2,853·10 ⁻⁶	-1,316·10 ⁻⁶	-1,856·10 ⁺³	-1,400·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
462	$-1,369 \cdot 10^{-3}$	$-1,011 \cdot 10^{-3}$	$-2,829 \cdot 10^{-6}$	$-1,292 \cdot 10^{-6}$	$-1,840 \cdot 10^{+3}$	$-1,384 \cdot 10^{+3}$
463	$-1,037 \cdot 10^{-3}$	$-6,790 \cdot 10^{-4}$	$-8,112 \cdot 10^{-7}$	$7,273 \cdot 10^{-7}$	$-1,472 \cdot 10^{+3}$	$-1,016 \cdot 10^{+3}$
464	$-1,015 \cdot 10^{-3}$	$-6,571 \cdot 10^{-4}$	$-6,888 \cdot 10^{-7}$	$8,497 \cdot 10^{-7}$	$-1,447 \cdot 10^{+3}$	$-9,910 \cdot 10^{+2}$
465	$-1,401 \cdot 10^{-3}$	$-1,044 \cdot 10^{-3}$	$-3,121 \cdot 10^{-6}$	$-1,586 \cdot 10^{-6}$	$-1,664 \cdot 10^{+3}$	$-1,208 \cdot 10^{+3}$
466	$-1,384 \cdot 10^{-3}$	$-1,027 \cdot 10^{-3}$	$-3,026 \cdot 10^{-6}$	$-1,490 \cdot 10^{-6}$	$-1,645 \cdot 10^{+3}$	$-1,189 \cdot 10^{+3}$
467	$-1,450 \cdot 10^{-3}$	$-1,094 \cdot 10^{-3}$	$-3,013 \cdot 10^{-6}$	$-1,484 \cdot 10^{-6}$	$-1,586 \cdot 10^{+3}$	$-1,133 \cdot 10^{+3}$
468	$-1,449 \cdot 10^{-3}$	$-1,093 \cdot 10^{-3}$	$-3,007 \cdot 10^{-6}$	$-1,479 \cdot 10^{-6}$	$-1,585 \cdot 10^{+3}$	$-1,132 \cdot 10^{+3}$
469	$-1,164 \cdot 10^{-3}$	$-8,076 \cdot 10^{-4}$	$-1,396 \cdot 10^{-6}$	$1,343 \cdot 10^{-7}$	$-1,543 \cdot 10^{+3}$	$-1,089 \cdot 10^{+3}$
470	$-1,162 \cdot 10^{-3}$	$-8,057 \cdot 10^{-4}$	$-1,386 \cdot 10^{-6}$	$1,450 \cdot 10^{-7}$	$-1,541 \cdot 10^{+3}$	$-1,087 \cdot 10^{+3}$
471	$-1,412 \cdot 10^{-3}$	$-1,057 \cdot 10^{-3}$	$-3,044 \cdot 10^{-6}$	$-1,516 \cdot 10^{-6}$	$-1,319 \cdot 10^{+3}$	$-8,657 \cdot 10^{+2}$
472	$-1,411 \cdot 10^{-3}$	$-1,055 \cdot 10^{-3}$	$-3,036 \cdot 10^{-6}$	$-1,507 \cdot 10^{-6}$	$-1,317 \cdot 10^{+3}$	$-8,640 \cdot 10^{+2}$
473	$-1,088 \cdot 10^{-3}$	$-7,351 \cdot 10^{-4}$	$6,945 \cdot 10^{-7}$	$2,212 \cdot 10^{-6}$	$-1,497 \cdot 10^{+3}$	$-1,046 \cdot 10^{+3}$
474	$-1,088 \cdot 10^{-3}$	$-7,344 \cdot 10^{-4}$	$6,998 \cdot 10^{-7}$	$2,218 \cdot 10^{-6}$	$-1,496 \cdot 10^{+3}$	$-1,045 \cdot 10^{+3}$
475	$-1,478 \cdot 10^{-3}$	$-1,120 \cdot 10^{-3}$	$-2,748 \cdot 10^{-6}$	$-1,213 \cdot 10^{-6}$	$-1,855 \cdot 10^{+3}$	$-1,400 \cdot 10^{+3}$
476	$-1,465 \cdot 10^{-3}$	$-1,108 \cdot 10^{-3}$	$-2,679 \cdot 10^{-6}$	$-1,144 \cdot 10^{-6}$	$-1,842 \cdot 10^{+3}$	$-1,386 \cdot 10^{+3}$
477	$-1,038 \cdot 10^{-3}$	$-6,814 \cdot 10^{-4}$	$-5,984 \cdot 10^{-7}$	$9,345 \cdot 10^{-7}$	$-1,096 \cdot 10^{+3}$	$-6,415 \cdot 10^{+2}$
478	$-1,038 \cdot 10^{-3}$	$-6,810 \cdot 10^{-4}$	$-5,953 \cdot 10^{-7}$	$9,377 \cdot 10^{-7}$	$-1,096 \cdot 10^{+3}$	$-6,409 \cdot 10^{+2}$
479	$-1,626 \cdot 10^{-3}$	$-1,269 \cdot 10^{-3}$	$-3,646 \cdot 10^{-6}$	$-2,113 \cdot 10^{-6}$	$-1,515 \cdot 10^{+3}$	$-1,060 \cdot 10^{+3}$
480	$-1,625 \cdot 10^{-3}$	$-1,268 \cdot 10^{-3}$	$-3,643 \cdot 10^{-6}$	$-2,110 \cdot 10^{-6}$	$-1,514 \cdot 10^{+3}$	$-1,059 \cdot 10^{+3}$

Tabla 171. Análisis de sensibilidad, resultados totales, perspectiva igualitaria

Daño a la	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
1	-6,611·10 ⁻³	-5,672·10 ⁻³	-3,302·10 ⁻⁵	-2,943·10 ⁻⁵	-8,239·10 ⁺³	-7,149·10 ⁺³
2	-6,611·10 ⁻³	-5,672·10 ⁻³	-3,302·10 ⁻⁵	-2,943·10 ⁻⁵	-8,239·10 ⁺³	-7,149·10 ⁺³
3	-6,957·10 ⁻³	-5,964·10 ⁻³	-3,452·10 ⁻⁵	-3,072·10 ⁻⁵	-9,728·10 ⁺³	-8,578·10 ⁺³
4	-6,627·10 ⁻³	-5,634·10 ⁻³	-3,396·10 ⁻⁵	-3,017·10 ⁻⁵	-8,250·10 ⁺³	-7,100·10 ⁺³
5	-7,536·10 ⁻³	-6,551·10 ⁻³	-3,648·10 ⁻⁵	-3,271·10 ⁻⁵	-9,739·10 ⁺³	-8,598·10 ⁺³
6	-7,269·10 ⁻³	-6,284·10 ⁻³	-3,575·10 ⁻⁵	-3,199·10 ⁻⁵	-8,573·10 ⁺³	-7,432·10 ⁺³
7	-7,595·10 ⁻³	-6,603·10 ⁻³	-3,681·10 ⁻⁵	-3,302·10 ⁻⁵	-1,079·10 ⁺⁴	-9,642·10 ⁺³
8	-7,271·10 ⁻³	-6,279·10 ⁻³	-3,614·10 ⁻⁵	-3,235·10 ⁻⁵	-9,341·10 ⁺³	-8,192·10 ⁺³
9	-7,937·10 ⁻³	-6,984·10 ⁻³	-3,846·10 ⁻⁵	-3,482·10 ⁻⁵	-1,022·10 ⁺⁴	-9,118·10 ⁺³
10	-7,871·10 ⁻³	-6,918·10 ⁻³	-3,810·10 ⁻⁵	-3,446·10 ⁻⁵	-9,934·10 ⁺³	-8,829·10 ⁺³
11	-6,934·10 ⁻³	-5,988·10 ⁻³	-3,362·10 ⁻⁵	-3,000·10 ⁻⁵	-9,720·10 ⁺³	-8,622·10 ⁺³
12	-6,914·10 ⁻³	-5,967·10 ⁻³	-3,331·10 ⁻⁵	-2,969·10 ⁻⁵	-9,668·10 ⁺³	-8,570·10 ⁺³
13	-5,631·10 ⁻³	-4,683·10 ⁻³	-2,782·10 ⁻⁵	-2,420·10 ⁻⁵	-8,448·10 ⁺³	-7,348·10 ⁺³
14	-5,564·10 ⁻³	-4,616·10 ⁻³	-2,736·10 ⁻⁵	-2,374·10 ⁻⁵	-8,367·10 ⁺³	-7,267·10 ⁺³
15	-6,668·10 ⁻³	-5,723·10 ⁻³	-3,375·10 ⁻⁵	-3,014·10 ⁻⁵	-9,086·10 ⁺³	-7,989·10 ⁺³
16	-6,616·10 ⁻³	-5,671·10 ⁻³	-3,339·10 ⁻⁵	-2,978·10 ⁻⁵	-9,023·10 ⁺³	-7,926·10 ⁺³
17	-7,552·10 ⁻³	-6,613·10 ⁻³	-3,459·10 ⁻⁵	-3,100·10 ⁻⁵	-8,794·10 ⁺³	-7,704·10 ⁺³
18	-7,549·10 ⁻³	-6,610·10 ⁻³	-3,457·10 ⁻⁵	-3,098·10 ⁻⁵	-8,790·10 ⁺³	-7,700·10 ⁺³
19	-5,836·10 ⁻³	-4,895·10 ⁻³	-2,858·10 ⁻⁵	-2,499·10 ⁻⁵	-8,684·10 ⁺³	-7,593·10 ⁺³
20	-5,830·10 ⁻³	-4,890·10 ⁻³	-2,845·10 ⁻⁵	-2,485·10 ⁻⁵	-8,677·10 ⁺³	-7,586·10 ⁺³
21	-7,182·10 ⁻³	-6,243·10 ⁻³	-3,509·10 ⁻⁵	-3,150·10 ⁻⁵	-7,940·10 ⁺³	-6,850·10 ⁺³
22	-7,177·10 ⁻³	-6,238·10 ⁻³	-3,505·10 ⁻⁵	-3,146·10 ⁻⁵	-7,934·10 ⁺³	-6,844·10 ⁺³
23	-5,866·10 ⁻³	-4,936·10 ⁻³	-2,522·10 ⁻⁵	-2,167·10 ⁻⁵	-8,470·10 ⁺³	-7,391·10 ⁺³
24	-5,863·10 ⁻³	-4,933·10 ⁻³	-2,479·10 ⁻⁵	-2,123·10 ⁻⁵	-8,467·10 ⁺³	-7,387·10 ⁺³
25	-7,181·10 ⁻³	-6,235·10 ⁻³	-3,501·10 ⁻⁵	-3,140·10 ⁻⁵	-9,629·10 ⁺³	-8,532·10 ⁺³
26	-7,143·10 ⁻³	-6,198·10 ⁻³	-3,466·10 ⁻⁵	-3,104·10 ⁻⁵	-9,583·10 ⁺³	-8,487·10 ⁺³
27	-4,154·10 ⁻³	-3,211·10 ⁻³	-2,007·10 ⁻⁵	-1,647·10 ⁻⁵	-7,194·10 ⁺³	-6,100·10 ⁺³
28	-4,153·10 ⁻³	-3,210·10 ⁻³	-1,981·10 ⁻⁵	-1,621·10 ⁻⁵	-7,192·10 ⁺³	-6,098·10 ⁺³
29	-7,001·10 ⁻³	-6,058·10 ⁻³	-3,314·10 ⁻⁵	-2,954·10 ⁻⁵	-8,462·10 ⁺³	-7,368·10 ⁺³
30	-7,000·10 ⁻³	-6,057·10 ⁻³	-3,288·10 ⁻⁵	-2,927·10 ⁻⁵	-8,460·10 ⁺³	-7,366·10 ⁺³
31	-2,839·10 ⁻³	-1,911·10 ⁻³	-1,443·10 ⁻⁵	-1,089·10 ⁻⁵	-4,652·10 ⁺³	-3,617·10 ⁺³
32	-2,839·10 ⁻³	-1,911·10 ⁻³	-1,443·10 ⁻⁵	-1,089·10 ⁻⁵	-4,652·10 ⁺³	-3,617·10 ⁺³
33	-3,186·10 ⁻³	-2,203·10 ⁻³	-1,593·10 ⁻⁵	-1,217·10 ⁻⁵	-6,141·10 ⁺³	-5,046·10 ⁺³
34	-2,855·10 ⁻³	-1,872·10 ⁻³	-1,537·10 ⁻⁵	-1,162·10 ⁻⁵	-4,663·10 ⁺³	-3,568·10 ⁺³
35	-3,765·10 ⁻³	-2,790·10 ⁻³	-1,789·10 ⁻⁵	-1,416·10 ⁻⁵	-6,152·10 ⁺³	-5,066·10 ⁺³
36	-3,498·10 ⁻³	-2,523·10 ⁻³	-1,716·10 ⁻⁵	-1,344·10 ⁻⁵	-4,987·10 ⁺³	-3,900·10 ⁺³
37	-3,824·10 ⁻³	-2,842·10 ⁻³	-1,823·10 ⁻⁵	-1,447·10 ⁻⁵	-7,205·10 ⁺³	-6,110·10 ⁺³
38	-3,500·10 ⁻³	-2,518·10 ⁻³	-1,756·10 ⁻⁵	-1,380·10 ⁻⁵	-5,755·10 ⁺³	-4,660·10 ⁺³
39	-4,165·10 ⁻³	-3,222·10 ⁻³	-1,988·10 ⁻⁵	-1,627·10 ⁻⁵	-6,637·10 ⁺³	-5,586·10 ⁺³
40	-4,100·10 ⁻³	-3,157·10 ⁻³	-1,951·10 ⁻⁵	-1,591·10 ⁻⁵	-6,348·10 ⁺³	-5,297·10 ⁺³
41	-3,163·10 ⁻³	-2,226·10 ⁻³	-1,503·10 ⁻⁵	-1,145·10 ⁻⁵	-6,134·10 ⁺³	-5,090·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
42	$-3,142 \cdot 10^{-3}$	$-2,206 \cdot 10^{-3}$	$-1,472 \cdot 10^{-5}$	$-1,114 \cdot 10^{-5}$	$-6,081 \cdot 10^{+3}$	$-5,038 \cdot 10^{+3}$
43	$-1,859 \cdot 10^{-3}$	$-9,215 \cdot 10^{-4}$	$-9,232 \cdot 10^{-6}$	$-5,647 \cdot 10^{-6}$	$-4,861 \cdot 10^{+3}$	$-3,816 \cdot 10^{+3}$
44	$-1,793 \cdot 10^{-3}$	$-8,548 \cdot 10^{-4}$	$-8,772 \cdot 10^{-6}$	$-5,187 \cdot 10^{-6}$	$-4,780 \cdot 10^{+3}$	$-3,735 \cdot 10^{+3}$
45	$-2,897 \cdot 10^{-3}$	$-1,962 \cdot 10^{-3}$	$-1,516 \cdot 10^{-5}$	$-1,159 \cdot 10^{-5}$	$-5,499 \cdot 10^{+3}$	$-4,457 \cdot 10^{+3}$
46	$-2,845 \cdot 10^{-3}$	$-1,910 \cdot 10^{-3}$	$-1,481 \cdot 10^{-5}$	$-1,123 \cdot 10^{-5}$	$-5,436 \cdot 10^{+3}$	$-4,394 \cdot 10^{+3}$
47	$-3,781 \cdot 10^{-3}$	$-2,852 \cdot 10^{-3}$	$-1,600 \cdot 10^{-5}$	$-1,245 \cdot 10^{-5}$	$-5,207 \cdot 10^{+3}$	$-4,172 \cdot 10^{+3}$
48	$-3,778 \cdot 10^{-3}$	$-2,849 \cdot 10^{-3}$	$-1,598 \cdot 10^{-5}$	$-1,243 \cdot 10^{-5}$	$-5,204 \cdot 10^{+3}$	$-4,168 \cdot 10^{+3}$
49	$-2,065 \cdot 10^{-3}$	$-1,134 \cdot 10^{-3}$	$-9,996 \cdot 10^{-6}$	$-6,438 \cdot 10^{-6}$	$-5,098 \cdot 10^{+3}$	$-4,061 \cdot 10^{+3}$
50	$-2,059 \cdot 10^{-3}$	$-1,128 \cdot 10^{-3}$	$-9,865 \cdot 10^{-6}$	$-6,307 \cdot 10^{-6}$	$-5,091 \cdot 10^{+3}$	$-4,054 \cdot 10^{+3}$
51	$-3,411 \cdot 10^{-3}$	$-2,481 \cdot 10^{-3}$	$-1,650 \cdot 10^{-5}$	$-1,295 \cdot 10^{-5}$	$-4,353 \cdot 10^{+3}$	$-3,318 \cdot 10^{+3}$
52	$-3,406 \cdot 10^{-3}$	$-2,477 \cdot 10^{-3}$	$-1,647 \cdot 10^{-5}$	$-1,292 \cdot 10^{-5}$	$-4,348 \cdot 10^{+3}$	$-3,312 \cdot 10^{+3}$
53	$-2,095 \cdot 10^{-3}$	$-1,175 \cdot 10^{-3}$	$-6,638 \cdot 10^{-6}$	$-3,122 \cdot 10^{-6}$	$-4,884 \cdot 10^{+3}$	$-3,859 \cdot 10^{+3}$
54	$-2,092 \cdot 10^{-3}$	$-1,172 \cdot 10^{-3}$	$-6,202 \cdot 10^{-6}$	$-2,686 \cdot 10^{-6}$	$-4,880 \cdot 10^{+3}$	$-3,855 \cdot 10^{+3}$
55	$-3,409 \cdot 10^{-3}$	$-2,474 \cdot 10^{-3}$	$-1,643 \cdot 10^{-5}$	$-1,285 \cdot 10^{-5}$	$-6,042 \cdot 10^{+3}$	$-5,000 \cdot 10^{+3}$
56	$-3,372 \cdot 10^{-3}$	$-2,436 \cdot 10^{-3}$	$-1,607 \cdot 10^{-5}$	$-1,250 \cdot 10^{-5}$	$-5,997 \cdot 10^{+3}$	$-4,955 \cdot 10^{+3}$
57	$-3,829 \cdot 10^{-4}$	$5,501 \cdot 10^{-4}$	$-1,483 \cdot 10^{-6}$	$2,083 \cdot 10^{-6}$	$-3,608 \cdot 10^{+3}$	$-2,568 \cdot 10^{+3}$
58	$-3,813 \cdot 10^{-4}$	$5,517 \cdot 10^{-4}$	$-1,227 \cdot 10^{-6}$	$2,339 \cdot 10^{-6}$	$-3,606 \cdot 10^{+3}$	$-2,566 \cdot 10^{+3}$
59	$-3,230 \cdot 10^{-3}$	$-2,297 \cdot 10^{-3}$	$-1,455 \cdot 10^{-5}$	$-1,099 \cdot 10^{-5}$	$-4,876 \cdot 10^{+3}$	$-3,836 \cdot 10^{+3}$
60	$-3,228 \cdot 10^{-3}$	$-2,295 \cdot 10^{-3}$	$-1,429 \cdot 10^{-5}$	$-1,072 \cdot 10^{-5}$	$-4,874 \cdot 10^{+3}$	$-3,834 \cdot 10^{+3}$
61	$-5,177 \cdot 10^{-3}$	$-4,322 \cdot 10^{-3}$	$-2,747 \cdot 10^{-5}$	$-2,420 \cdot 10^{-5}$	$-7,348 \cdot 10^{+3}$	$-6,359 \cdot 10^{+3}$
62	$-5,177 \cdot 10^{-3}$	$-4,322 \cdot 10^{-3}$	$-2,747 \cdot 10^{-5}$	$-2,420 \cdot 10^{-5}$	$-7,348 \cdot 10^{+3}$	$-6,359 \cdot 10^{+3}$
63	$-5,465 \cdot 10^{-3}$	$-4,565 \cdot 10^{-3}$	$-2,871 \cdot 10^{-5}$	$-2,527 \cdot 10^{-5}$	$-8,588 \cdot 10^{+3}$	$-7,549 \cdot 10^{+3}$
64	$-5,190 \cdot 10^{-3}$	$-4,290 \cdot 10^{-3}$	$-2,825 \cdot 10^{-5}$	$-2,481 \cdot 10^{-5}$	$-7,357 \cdot 10^{+3}$	$-6,318 \cdot 10^{+3}$
65	$-5,948 \cdot 10^{-3}$	$-5,054 \cdot 10^{-3}$	$-3,035 \cdot 10^{-5}$	$-2,693 \cdot 10^{-5}$	$-8,597 \cdot 10^{+3}$	$-7,565 \cdot 10^{+3}$
66	$-5,725 \cdot 10^{-3}$	$-4,832 \cdot 10^{-3}$	$-2,974 \cdot 10^{-5}$	$-2,632 \cdot 10^{-5}$	$-7,626 \cdot 10^{+3}$	$-6,594 \cdot 10^{+3}$
67	$-5,997 \cdot 10^{-3}$	$-5,097 \cdot 10^{-3}$	$-3,062 \cdot 10^{-5}$	$-2,719 \cdot 10^{-5}$	$-9,473 \cdot 10^{+3}$	$-8,435 \cdot 10^{+3}$
68	$-5,727 \cdot 10^{-3}$	$-4,828 \cdot 10^{-3}$	$-3,007 \cdot 10^{-5}$	$-2,663 \cdot 10^{-5}$	$-8,266 \cdot 10^{+3}$	$-7,227 \cdot 10^{+3}$
69	$-6,281 \cdot 10^{-3}$	$-5,414 \cdot 10^{-3}$	$-3,200 \cdot 10^{-5}$	$-2,868 \cdot 10^{-5}$	$-9,001 \cdot 10^{+3}$	$-7,998 \cdot 10^{+3}$
70	$-6,226 \cdot 10^{-3}$	$-5,359 \cdot 10^{-3}$	$-3,170 \cdot 10^{-5}$	$-2,838 \cdot 10^{-5}$	$-8,760 \cdot 10^{+3}$	$-7,758 \cdot 10^{+3}$
71	$-5,446 \cdot 10^{-3}$	$-4,585 \cdot 10^{-3}$	$-2,796 \cdot 10^{-5}$	$-2,467 \cdot 10^{-5}$	$-8,581 \cdot 10^{+3}$	$-7,585 \cdot 10^{+3}$
72	$-5,429 \cdot 10^{-3}$	$-4,568 \cdot 10^{-3}$	$-2,770 \cdot 10^{-5}$	$-2,441 \cdot 10^{-5}$	$-8,538 \cdot 10^{+3}$	$-7,542 \cdot 10^{+3}$
73	$-4,361 \cdot 10^{-3}$	$-3,498 \cdot 10^{-3}$	$-2,313 \cdot 10^{-5}$	$-1,984 \cdot 10^{-5}$	$-7,522 \cdot 10^{+3}$	$-6,524 \cdot 10^{+3}$
74	$-4,305 \cdot 10^{-3}$	$-3,442 \cdot 10^{-3}$	$-2,275 \cdot 10^{-5}$	$-1,945 \cdot 10^{-5}$	$-7,454 \cdot 10^{+3}$	$-6,457 \cdot 10^{+3}$
75	$-5,225 \cdot 10^{-3}$	$-4,364 \cdot 10^{-3}$	$-2,807 \cdot 10^{-5}$	$-2,478 \cdot 10^{-5}$	$-8,053 \cdot 10^{+3}$	$-7,058 \cdot 10^{+3}$
76	$-5,181 \cdot 10^{-3}$	$-4,321 \cdot 10^{-3}$	$-2,778 \cdot 10^{-5}$	$-2,449 \cdot 10^{-5}$	$-8,000 \cdot 10^{+3}$	$-7,005 \cdot 10^{+3}$
77	$-5,961 \cdot 10^{-3}$	$-5,106 \cdot 10^{-3}$	$-2,877 \cdot 10^{-5}$	$-2,550 \cdot 10^{-5}$	$-7,810 \cdot 10^{+3}$	$-6,821 \cdot 10^{+3}$
78	$-5,958 \cdot 10^{-3}$	$-5,103 \cdot 10^{-3}$	$-2,876 \cdot 10^{-5}$	$-2,549 \cdot 10^{-5}$	$-7,807 \cdot 10^{+3}$	$-6,818 \cdot 10^{+3}$
79	$-4,532 \cdot 10^{-3}$	$-3,675 \cdot 10^{-3}$	$-2,377 \cdot 10^{-5}$	$-2,049 \cdot 10^{-5}$	$-7,719 \cdot 10^{+3}$	$-6,728 \cdot 10^{+3}$
80	$-4,527 \cdot 10^{-3}$	$-3,670 \cdot 10^{-3}$	$-2,366 \cdot 10^{-5}$	$-2,039 \cdot 10^{-5}$	$-7,713 \cdot 10^{+3}$	$-6,722 \cdot 10^{+3}$
81	$-5,653 \cdot 10^{-3}$	$-4,797 \cdot 10^{-3}$	$-2,919 \cdot 10^{-5}$	$-2,592 \cdot 10^{-5}$	$-7,099 \cdot 10^{+3}$	$-6,109 \cdot 10^{+3}$
82	$-5,649 \cdot 10^{-3}$	$-4,793 \cdot 10^{-3}$	$-2,916 \cdot 10^{-5}$	$-2,589 \cdot 10^{-5}$	$-7,094 \cdot 10^{+3}$	$-6,104 \cdot 10^{+3}$
83	$-4,557 \cdot 10^{-3}$	$-3,709 \cdot 10^{-3}$	$-2,097 \cdot 10^{-5}$	$-1,773 \cdot 10^{-5}$	$-7,540 \cdot 10^{+3}$	$-6,560 \cdot 10^{+3}$

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
84	-4,554·10 ⁻³	-3,707·10 ⁻³	-2,061·10 ⁻⁵	-1,737·10 ⁻⁵	-7,538·10 ⁺³	-6,557·10 ⁺³
85	-5,651·10 ⁻³	-4,791·10 ⁻³	-2,913·10 ⁻⁵	-2,584·10 ⁻⁵	-8,505·10 ⁺³	-7,510·10 ⁺³
86	-5,620·10 ⁻³	-4,760·10 ⁻³	-2,883·10 ⁻⁵	-2,554·10 ⁻⁵	-8,467·10 ⁺³	-7,472·10 ⁺³
87	-3,131·10 ⁻³	-2,272·10 ⁻³	-1,668·10 ⁻⁵	-1,340·10 ⁻⁵	-6,478·10 ⁺³	-5,485·10 ⁺³
88	-3,130·10 ⁻³	-2,271·10 ⁻³	-1,647·10 ⁻⁵	-1,318·10 ⁻⁵	-6,476·10 ⁺³	-5,483·10 ⁺³
89	-5,502·10 ⁻³	-4,644·10 ⁻³	-2,757·10 ⁻⁵	-2,428·10 ⁻⁵	-7,534·10 ⁺³	-6,541·10 ⁺³
90	-5,501·10 ⁻³	-4,642·10 ⁻³	-2,735·10 ⁻⁵	-2,407·10 ⁻⁵	-7,532·10 ⁺³	-6,539·10 ⁺³
91	-2,028·10 ⁻³	-1,182·10 ⁻³	-1,195·10 ⁻⁵	-8,713·10 ⁻⁶	-4,353·10 ⁺³	-3,410·10 ⁺³
92	-2,028·10 ⁻³	-1,182·10 ⁻³	-1,195·10 ⁻⁵	-8,713·10 ⁻⁶	-4,353·10 ⁺³	-3,410·10 ⁺³
93	-2,317·10 ⁻³	-1,425·10 ⁻³	-1,319·10 ⁻⁵	-9,784·10 ⁻⁶	-5,593·10 ⁺³	-4,600·10 ⁺³
94	-2,042·10 ⁻³	-1,150·10 ⁻³	-1,273·10 ⁻⁵	-9,323·10 ⁻⁶	-4,363·10 ⁺³	-3,369·10 ⁺³
95	-2,799·10 ⁻³	-1,914·10 ⁻³	-1,483·10 ⁻⁵	-1,144·10 ⁻⁵	-5,603·10 ⁺³	-4,616·10 ⁺³
96	-2,577·10 ⁻³	-1,691·10 ⁻³	-1,422·10 ⁻⁵	-1,084·10 ⁻⁵	-4,632·10 ⁺³	-3,645·10 ⁺³
97	-2,848·10 ⁻³	-1,957·10 ⁻³	-1,511·10 ⁻⁵	-1,170·10 ⁻⁵	-6,479·10 ⁺³	-5,486·10 ⁺³
98	-2,578·10 ⁻³	-1,687·10 ⁻³	-1,455·10 ⁻⁵	-1,114·10 ⁻⁵	-5,271·10 ⁺³	-4,278·10 ⁺³
99	-3,132·10 ⁻³	-2,274·10 ⁻³	-1,648·10 ⁻⁵	-1,320·10 ⁻⁵	-6,006·10 ⁺³	-5,049·10 ⁺³
100	-3,078·10 ⁻³	-2,219·10 ⁻³	-1,618·10 ⁻⁵	-1,290·10 ⁻⁵	-5,765·10 ⁺³	-4,809·10 ⁺³
101	-2,298·10 ⁻³	-1,445·10 ⁻³	-1,245·10 ⁻⁵	-9,184·10 ⁻⁶	-5,587·10 ⁺³	-4,636·10 ⁺³
102	-2,281·10 ⁻³	-1,427·10 ⁻³	-1,219·10 ⁻⁵	-8,928·10 ⁻⁶	-5,544·10 ⁺³	-4,593·10 ⁺³
103	-1,212·10 ⁻³	-3,578·10 ⁻⁴	-7,616·10 ⁻⁶	-4,350·10 ⁻⁶	-4,527·10 ⁺³	-3,575·10 ⁺³
104	-1,156·10 ⁻³	-3,021·10 ⁻⁴	-7,233·10 ⁻⁶	-3,968·10 ⁻⁶	-4,460·10 ⁺³	-3,508·10 ⁺³
105	-2,076·10 ⁻³	-1,224·10 ⁻³	-1,256·10 ⁻⁵	-9,299·10 ⁻⁶	-5,059·10 ⁺³	-4,109·10 ⁺³
106	-2,033·10 ⁻³	-1,181·10 ⁻³	-1,226·10 ⁻⁵	-9,001·10 ⁻⁶	-5,006·10 ⁺³	-4,056·10 ⁺³
107	-2,812·10 ⁻³	-1,965·10 ⁻³	-1,326·10 ⁻⁵	-1,002·10 ⁻⁵	-4,816·10 ⁺³	-3,872·10 ⁺³
108	-2,810·10 ⁻³	-1,963·10 ⁻³	-1,324·10 ⁻⁵	-1,000·10 ⁻⁵	-4,813·10 ⁺³	-3,869·10 ⁺³
109	-1,383·10 ⁻³	-5,348·10 ⁻⁴	-8,252·10 ⁻⁶	-5,009·10 ⁻⁶	-4,725·10 ⁺³	-3,779·10 ⁺³
110	-1,378·10 ⁻³	-5,299·10 ⁻⁴	-8,143·10 ⁻⁶	-4,900·10 ⁻⁶	-4,719·10 ⁺³	-3,773·10 ⁺³
111	-2,504·10 ⁻³	-1,657·10 ⁻³	-1,367·10 ⁻⁵	-1,043·10 ⁻⁵	-4,104·10 ⁺³	-3,160·10 ⁺³
112	-2,500·10 ⁻³	-1,653·10 ⁻³	-1,364·10 ⁻⁵	-1,040·10 ⁻⁵	-4,100·10 ⁺³	-3,156·10 ⁺³
113	-1,408·10 ⁻³	-5,688·10 ⁻⁴	-5,456·10 ⁻⁶	-2,247·10 ⁻⁶	-4,546·10 ⁺³	-3,611·10 ⁺³
114	-1,406·10 ⁻³	-5,665·10 ⁻⁴	-5,093·10 ⁻⁶	-1,885·10 ⁻⁶	-4,543·10 ⁺³	-3,608·10 ⁺³
115	-2,503·10 ⁻³	-1,651·10 ⁻³	-1,361·10 ⁻⁵	-1,035·10 ⁻⁵	-5,511·10 ⁺³	-4,561·10 ⁺³
116	-2,472·10 ⁻³	-1,619·10 ⁻³	-1,331·10 ⁻⁵	-1,005·10 ⁻⁵	-5,473·10 ⁺³	-4,523·10 ⁺³
117	1,759·10 ⁻⁵	8,678·10 ⁻⁴	-1,163·10 ⁻⁶	2,087·10 ⁻⁶	-3,484·10 ⁺³	-2,536·10 ⁺³
118	1,899·10 ⁻⁵	8,692·10 ⁻⁴	-9,493·10 ⁻⁷	2,301·10 ⁻⁶	-3,482·10 ⁺³	-2,534·10 ⁺³
119	-2,354·10 ⁻³	-1,503·10 ⁻³	-1,205·10 ⁻⁵	-8,798·10 ⁻⁶	-4,540·10 ⁺³	-3,592·10 ⁺³
120	-2,352·10 ⁻³	-1,502·10 ⁻³	-1,183·10 ⁻⁵	-8,579·10 ⁻⁶	-4,538·10 ⁺³	-3,590·10 ⁺³
121	-6,234·10 ⁻³	-5,336·10 ⁻³	-3,167·10 ⁻⁵	-2,823·10 ⁻⁵	-7,580·10 ⁺³	-6,536·10 ⁺³
122	-6,234·10 ⁻³	-5,336·10 ⁻³	-3,167·10 ⁻⁵	-2,823·10 ⁻⁵	-7,580·10 ⁺³	-6,536·10 ⁺³
123	-6,522·10 ⁻³	-5,579·10 ⁻³	-3,291·10 ⁻⁵	-2,931·10 ⁻⁵	-8,820·10 ⁺³	-7,726·10 ⁺³
124	-6,247·10 ⁻³	-5,304·10 ⁻³	-3,245·10 ⁻⁵	-2,884·10 ⁻⁵	-7,589·10 ⁺³	-6,495·10 ⁺³
125	-7,004·10 ⁻³	-6,068·10 ⁻³	-3,454·10 ⁻⁵	-3,097·10 ⁻⁵	-8,829·10 ⁺³	-7,742·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
126	-6,782·10 ⁻³	-5,846·10 ⁻³	-3,394·10 ⁻⁵	-3,036·10 ⁻⁵	-7,858·10 ⁺³	-6,771·10 ⁺³
127	-7,054·10 ⁻³	-6,111·10 ⁻³	-3,482·10 ⁻⁵	-3,122·10 ⁻⁵	-9,705·10 ⁺³	-8,612·10 ⁺³
128	-6,784·10 ⁻³	-5,842·10 ⁻³	-3,427·10 ⁻⁵	-3,067·10 ⁻⁵	-8,498·10 ⁺³	-7,404·10 ⁺³
129	-7,338·10 ⁻³	-6,428·10 ⁻³	-3,620·10 ⁻⁵	-3,272·10 ⁻⁵	-9,233·10 ⁺³	-8,176·10 ⁺³
130	-7,283·10 ⁻³	-6,374·10 ⁻³	-3,589·10 ⁻⁵	-3,242·10 ⁻⁵	-8,992·10 ⁺³	-7,935·10 ⁺³
131	-6,503·10 ⁻³	-5,599·10 ⁻³	-3,216·10 ⁻⁵	-2,871·10 ⁻⁵	-8,813·10 ⁺³	-7,762·10 ⁺³
132	-6,486·10 ⁻³	-5,582·10 ⁻³	-3,190·10 ⁻⁵	-2,845·10 ⁻⁵	-8,770·10 ⁺³	-7,719·10 ⁺³
133	-5,417·10 ⁻³	-4,512·10 ⁻³	-2,733·10 ⁻⁵	-2,387·10 ⁻⁵	-7,754·10 ⁺³	-6,701·10 ⁺³
134	-5,362·10 ⁻³	-4,457·10 ⁻³	-2,695·10 ⁻⁵	-2,349·10 ⁻⁵	-7,686·10 ⁺³	-6,634·10 ⁺³
135	-6,282·10 ⁻³	-5,378·10 ⁻³	-3,227·10 ⁻⁵	-2,882·10 ⁻⁵	-8,285·10 ⁺³	-7,235·10 ⁺³
136	-6,238·10 ⁻³	-5,335·10 ⁻³	-3,197·10 ⁻⁵	-2,852·10 ⁻⁵	-8,232·10 ⁺³	-7,183·10 ⁺³
137	-7,018·10 ⁻³	-6,120·10 ⁻³	-3,297·10 ⁻⁵	-2,954·10 ⁻⁵	-8,042·10 ⁺³	-6,998·10 ⁺³
138	-7,015·10 ⁻³	-6,117·10 ⁻³	-3,295·10 ⁻⁵	-2,952·10 ⁻⁵	-8,039·10 ⁺³	-6,995·10 ⁺³
139	-5,589·10 ⁻³	-4,689·10 ⁻³	-2,797·10 ⁻⁵	-2,453·10 ⁻⁵	-7,951·10 ⁺³	-6,905·10 ⁺³
140	-5,584·10 ⁻³	-4,684·10 ⁻³	-2,786·10 ⁻⁵	-2,442·10 ⁻⁵	-7,945·10 ⁺³	-6,899·10 ⁺³
141	-6,709·10 ⁻³	-5,811·10 ⁻³	-3,338·10 ⁻⁵	-2,995·10 ⁻⁵	-7,331·10 ⁺³	-6,286·10 ⁺³
142	-6,706·10 ⁻³	-5,808·10 ⁻³	-3,336·10 ⁻⁵	-2,992·10 ⁻⁵	-7,326·10 ⁺³	-6,282·10 ⁺³
143	-5,614·10 ⁻³	-4,723·10 ⁻³	-2,517·10 ⁻⁵	-2,177·10 ⁻⁵	-7,772·10 ⁺³	-6,737·10 ⁺³
144	-5,611·10 ⁻³	-4,721·10 ⁻³	-2,481·10 ⁻⁵	-2,141·10 ⁻⁵	-7,770·10 ⁺³	-6,734·10 ⁺³
145	-6,708·10 ⁻³	-5,805·10 ⁻³	-3,333·10 ⁻⁵	-2,987·10 ⁻⁵	-8,737·10 ⁺³	-7,688·10 ⁺³
146	-6,677·10 ⁻³	-5,774·10 ⁻³	-3,303·10 ⁻⁵	-2,958·10 ⁻⁵	-8,699·10 ⁺³	-7,650·10 ⁺³
147	-4,188·10 ⁻³	-3,287·10 ⁻³	-2,088·10 ⁻⁵	-1,743·10 ⁻⁵	-6,710·10 ⁺³	-5,662·10 ⁺³
148	-4,187·10 ⁻³	-3,285·10 ⁻³	-2,067·10 ⁻⁵	-1,722·10 ⁻⁵	-6,708·10 ⁺³	-5,661·10 ⁺³
149	-6,559·10 ⁻³	-5,658·10 ⁻³	-3,176·10 ⁻⁵	-2,832·10 ⁻⁵	-7,766·10 ⁺³	-6,718·10 ⁺³
150	-6,558·10 ⁻³	-5,656·10 ⁻³	-3,155·10 ⁻⁵	-2,810·10 ⁻⁵	-7,764·10 ⁺³	-6,716·10 ⁺³
151	-2,462·10 ⁻³	-1,575·10 ⁻³	-1,308·10 ⁻⁵	-9,686·10 ⁻⁶	-3,993·10 ⁺³	-3,004·10 ⁺³
152	-2,462·10 ⁻³	-1,575·10 ⁻³	-1,308·10 ⁻⁵	-9,686·10 ⁻⁶	-3,993·10 ⁺³	-3,004·10 ⁺³
153	-2,751·10 ⁻³	-1,818·10 ⁻³	-1,432·10 ⁻⁵	-1,076·10 ⁻⁵	-5,233·10 ⁺³	-4,194·10 ⁺³
154	-2,476·10 ⁻³	-1,543·10 ⁻³	-1,386·10 ⁻⁵	-1,030·10 ⁻⁵	-4,002·10 ⁺³	-2,963·10 ⁺³
155	-3,233·10 ⁻³	-2,307·10 ⁻³	-1,596·10 ⁻⁵	-1,242·10 ⁻⁵	-5,243·10 ⁺³	-4,210·10 ⁺³
156	-3,011·10 ⁻³	-2,085·10 ⁻³	-1,535·10 ⁻⁵	-1,181·10 ⁻⁵	-4,272·10 ⁺³	-3,239·10 ⁺³
157	-3,282·10 ⁻³	-2,350·10 ⁻³	-1,624·10 ⁻⁵	-1,267·10 ⁻⁵	-6,119·10 ⁺³	-5,080·10 ⁺³
158	-3,013·10 ⁻³	-2,081·10 ⁻³	-1,568·10 ⁻⁵	-1,212·10 ⁻⁵	-4,911·10 ⁺³	-3,872·10 ⁺³
159	-3,567·10 ⁻³	-2,667·10 ⁻³	-1,761·10 ⁻⁵	-1,417·10 ⁻⁵	-5,646·10 ⁺³	-4,643·10 ⁺³
160	-3,512·10 ⁻³	-2,612·10 ⁻³	-1,731·10 ⁻⁵	-1,387·10 ⁻⁵	-5,405·10 ⁺³	-4,403·10 ⁺³
161	-2,732·10 ⁻³	-1,838·10 ⁻³	-1,358·10 ⁻⁵	-1,016·10 ⁻⁵	-5,227·10 ⁺³	-4,230·10 ⁺³
162	-2,715·10 ⁻³	-1,821·10 ⁻³	-1,332·10 ⁻⁵	-9,902·10 ⁻⁶	-5,183·10 ⁺³	-4,187·10 ⁺³
163	-1,646·10 ⁻³	-7,510·10 ⁻⁴	-8,746·10 ⁻⁶	-5,324·10 ⁻⁶	-4,167·10 ⁺³	-3,169·10 ⁺³
164	-1,591·10 ⁻³	-6,953·10 ⁻⁴	-8,363·10 ⁻⁶	-4,941·10 ⁻⁶	-4,100·10 ⁺³	-3,102·10 ⁺³
165	-2,510·10 ⁻³	-1,617·10 ⁻³	-1,369·10 ⁻⁵	-1,027·10 ⁻⁵	-4,698·10 ⁺³	-3,703·10 ⁺³
166	-2,467·10 ⁻³	-1,574·10 ⁻³	-1,339·10 ⁻⁵	-9,974·10 ⁻⁶	-4,646·10 ⁺³	-3,650·10 ⁺³
167	-3,247·10 ⁻³	-2,359·10 ⁻³	-1,439·10 ⁻⁵	-1,099·10 ⁻⁵	-4,455·10 ⁺³	-3,466·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
168	-3,244·10 ⁻³	-2,356·10 ⁻³	-1,437·10 ⁻⁵	-1,097·10 ⁻⁵	-4,452·10 ⁺³	-3,463·10 ⁺³
169	-1,818·10 ⁻³	-9,280·10 ⁻⁴	-9,382·10 ⁻⁶	-5,982·10 ⁻⁶	-4,364·10 ⁺³	-3,373·10 ⁺³
170	-1,813·10 ⁻³	-9,232·10 ⁻⁴	-9,273·10 ⁻⁶	-5,873·10 ⁻⁶	-4,359·10 ⁺³	-3,367·10 ⁺³
171	-2,938·10 ⁻³	-2,050·10 ⁻³	-1,480·10 ⁻⁵	-1,140·10 ⁻⁵	-3,744·10 ⁺³	-2,754·10 ⁺³
172	-2,934·10 ⁻³	-2,046·10 ⁻³	-1,477·10 ⁻⁵	-1,138·10 ⁻⁵	-3,739·10 ⁺³	-2,750·10 ⁺³
173	-1,842·10 ⁻³	-9,621·10 ⁻⁴	-6,586·10 ⁻⁶	-3,221·10 ⁻⁶	-4,186·10 ⁺³	-3,205·10 ⁺³
174	-1,840·10 ⁻³	-9,597·10 ⁻⁴	-6,223·10 ⁻⁶	-2,858·10 ⁻⁶	-4,183·10 ⁺³	-3,202·10 ⁺³
175	-2,937·10 ⁻³	-2,044·10 ⁻³	-1,474·10 ⁻⁵	-1,133·10 ⁻⁵	-5,151·10 ⁺³	-4,155·10 ⁺³
176	-2,906·10 ⁻³	-2,013·10 ⁻³	-1,444·10 ⁻⁵	-1,103·10 ⁻⁵	-5,113·10 ⁺³	-4,117·10 ⁺³
177	-4,166·10 ⁻⁴	4,746·10 ⁻⁴	-2,293·10 ⁻⁶	1,114·10 ⁻⁶	-3,123·10 ⁺³	-2,130·10 ⁺³
178	-4,153·10 ⁻⁴	4,760·10 ⁻⁴	-2,079·10 ⁻⁶	1,328·10 ⁻⁶	-3,122·10 ⁺³	-2,128·10 ⁺³
179	-2,788·10 ⁻³	-1,896·10 ⁻³	-1,318·10 ⁻⁵	-9,771·10 ⁻⁶	-4,179·10 ⁺³	-3,186·10 ⁺³
180	-2,786·10 ⁻³	-1,895·10 ⁻³	-1,296·10 ⁻⁵	-9,552·10 ⁻⁶	-4,178·10 ⁺³	-3,184·10 ⁺³
181	-4,795·10 ⁻³	-3,940·10 ⁻³	-2,610·10 ⁻⁵	-2,283·10 ⁻⁵	-6,684·10 ⁺³	-5,695·10 ⁺³
182	-4,795·10 ⁻³	-3,940·10 ⁻³	-2,610·10 ⁻⁵	-2,283·10 ⁻⁵	-6,684·10 ⁺³	-5,695·10 ⁺³
183	-5,084·10 ⁻³	-4,184·10 ⁻³	-2,734·10 ⁻⁵	-2,390·10 ⁻⁵	-7,925·10 ⁺³	-6,885·10 ⁺³
184	-4,809·10 ⁻³	-3,909·10 ⁻³	-2,688·10 ⁻⁵	-2,344·10 ⁻⁵	-6,694·10 ⁺³	-5,654·10 ⁺³
185	-5,566·10 ⁻³	-4,672·10 ⁻³	-2,898·10 ⁻⁵	-2,556·10 ⁻⁵	-7,934·10 ⁺³	-6,902·10 ⁺³
186	-5,344·10 ⁻³	-4,450·10 ⁻³	-2,837·10 ⁻⁵	-2,495·10 ⁻⁵	-6,963·10 ⁺³	-5,931·10 ⁺³
187	-5,615·10 ⁻³	-4,716·10 ⁻³	-2,925·10 ⁻⁵	-2,582·10 ⁻⁵	-8,810·10 ⁺³	-7,772·10 ⁺³
188	-5,346·10 ⁻³	-4,446·10 ⁻³	-2,870·10 ⁻⁵	-2,526·10 ⁻⁵	-7,603·10 ⁺³	-6,564·10 ⁺³
189	-5,900·10 ⁻³	-5,033·10 ⁻³	-3,063·10 ⁻⁵	-2,731·10 ⁻⁵	-8,338·10 ⁺³	-7,335·10 ⁺³
190	-5,845·10 ⁻³	-4,978·10 ⁻³	-3,033·10 ⁻⁵	-2,701·10 ⁻⁵	-8,097·10 ⁺³	-7,094·10 ⁺³
191	-5,065·10 ⁻³	-4,203·10 ⁻³	-2,659·10 ⁻⁵	-2,330·10 ⁻⁵	-7,918·10 ⁺³	-6,922·10 ⁺³
192	-5,048·10 ⁻³	-4,186·10 ⁻³	-2,633·10 ⁻⁵	-2,304·10 ⁻⁵	-7,875·10 ⁺³	-6,879·10 ⁺³
193	-3,979·10 ⁻³	-3,117·10 ⁻³	-2,176·10 ⁻⁵	-1,847·10 ⁻⁵	-6,859·10 ⁺³	-5,861·10 ⁺³
194	-3,924·10 ⁻³	-3,061·10 ⁻³	-2,138·10 ⁻⁵	-1,808·10 ⁻⁵	-6,791·10 ⁺³	-5,794·10 ⁺³
195	-4,843·10 ⁻³	-3,983·10 ⁻³	-2,670·10 ⁻⁵	-2,341·10 ⁻⁵	-7,390·10 ⁺³	-6,395·10 ⁺³
196	-4,800·10 ⁻³	-3,940·10 ⁻³	-2,641·10 ⁻⁵	-2,312·10 ⁻⁵	-7,337·10 ⁺³	-6,342·10 ⁺³
197	-5,580·10 ⁻³	-4,724·10 ⁻³	-2,740·10 ⁻⁵	-2,413·10 ⁻⁵	-7,147·10 ⁺³	-6,158·10 ⁺³
198	-5,577·10 ⁻³	-4,722·10 ⁻³	-2,739·10 ⁻⁵	-2,412·10 ⁻⁵	-7,144·10 ⁺³	-6,154·10 ⁺³
199	-4,151·10 ⁻³	-3,294·10 ⁻³	-2,240·10 ⁻⁵	-1,912·10 ⁻⁵	-7,056·10 ⁺³	-6,065·10 ⁺³
200	-4,146·10 ⁻³	-3,289·10 ⁻³	-2,229·10 ⁻⁵	-1,902·10 ⁻⁵	-7,050·10 ⁺³	-6,059·10 ⁺³
201	-5,271·10 ⁻³	-4,416·10 ⁻³	-2,782·10 ⁻⁵	-2,455·10 ⁻⁵	-6,435·10 ⁺³	-5,446·10 ⁺³
202	-5,267·10 ⁻³	-4,412·10 ⁻³	-2,779·10 ⁻⁵	-2,452·10 ⁻⁵	-6,431·10 ⁺³	-5,441·10 ⁺³
203	-4,175·10 ⁻³	-3,328·10 ⁻³	-1,960·10 ⁻⁵	-1,636·10 ⁻⁵	-6,877·10 ⁺³	-5,896·10 ⁺³
204	-4,173·10 ⁻³	-3,325·10 ⁻³	-1,924·10 ⁻⁵	-1,600·10 ⁻⁵	-6,874·10 ⁺³	-5,894·10 ⁺³
205	-5,270·10 ⁻³	-4,410·10 ⁻³	-2,776·10 ⁻⁵	-2,447·10 ⁻⁵	-7,842·10 ⁺³	-6,847·10 ⁺³
206	-5,239·10 ⁻³	-4,378·10 ⁻³	-2,746·10 ⁻⁵	-2,417·10 ⁻⁵	-7,804·10 ⁺³	-6,809·10 ⁺³
207	-2,750·10 ⁻³	-1,891·10 ⁻³	-1,531·10 ⁻⁵	-1,203·10 ⁻⁵	-5,815·10 ⁺³	-4,822·10 ⁺³
208	-2,748·10 ⁻³	-1,890·10 ⁻³	-1,510·10 ⁻⁵	-1,182·10 ⁻⁵	-5,813·10 ⁺³	-4,820·10 ⁺³
209	-5,121·10 ⁻³	-4,262·10 ⁻³	-2,620·10 ⁻⁵	-2,291·10 ⁻⁵	-6,871·10 ⁺³	-5,878·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
210	$-5,119 \cdot 10^{-3}$	$-4,261 \cdot 10^{-3}$	$-2,598 \cdot 10^{-5}$	$-2,270 \cdot 10^{-5}$	$-6,869 \cdot 10^{+3}$	$-5,876 \cdot 10^{+3}$
211	$-1,647 \cdot 10^{-3}$	$-8,002 \cdot 10^{-4}$	$-1,058 \cdot 10^{-5}$	$-7,343 \cdot 10^{-6}$	$-3,690 \cdot 10^{+3}$	$-2,747 \cdot 10^{+3}$
212	$-1,647 \cdot 10^{-3}$	$-8,002 \cdot 10^{-4}$	$-1,058 \cdot 10^{-5}$	$-7,343 \cdot 10^{-6}$	$-3,690 \cdot 10^{+3}$	$-2,747 \cdot 10^{+3}$
213	$-1,935 \cdot 10^{-3}$	$-1,043 \cdot 10^{-3}$	$-1,182 \cdot 10^{-5}$	$-8,414 \cdot 10^{-6}$	$-4,930 \cdot 10^{+3}$	$-3,936 \cdot 10^{+3}$
214	$-1,660 \cdot 10^{-3}$	$-7,683 \cdot 10^{-4}$	$-1,136 \cdot 10^{-5}$	$-7,953 \cdot 10^{-6}$	$-3,699 \cdot 10^{+3}$	$-2,705 \cdot 10^{+3}$
215	$-2,418 \cdot 10^{-3}$	$-1,532 \cdot 10^{-3}$	$-1,346 \cdot 10^{-5}$	$-1,007 \cdot 10^{-5}$	$-4,940 \cdot 10^{+3}$	$-3,953 \cdot 10^{+3}$
216	$-2,195 \cdot 10^{-3}$	$-1,310 \cdot 10^{-3}$	$-1,285 \cdot 10^{-5}$	$-9,468 \cdot 10^{-6}$	$-3,969 \cdot 10^{+3}$	$-2,982 \cdot 10^{+3}$
217	$-2,467 \cdot 10^{-3}$	$-1,576 \cdot 10^{-3}$	$-1,374 \cdot 10^{-5}$	$-1,033 \cdot 10^{-5}$	$-5,816 \cdot 10^{+3}$	$-4,823 \cdot 10^{+3}$
218	$-2,197 \cdot 10^{-3}$	$-1,306 \cdot 10^{-3}$	$-1,318 \cdot 10^{-5}$	$-9,774 \cdot 10^{-6}$	$-4,608 \cdot 10^{+3}$	$-3,615 \cdot 10^{+3}$
219	$-2,751 \cdot 10^{-3}$	$-1,892 \cdot 10^{-3}$	$-1,511 \cdot 10^{-5}$	$-1,183 \cdot 10^{-5}$	$-5,343 \cdot 10^{+3}$	$-4,386 \cdot 10^{+3}$
220	$-2,696 \cdot 10^{-3}$	$-1,838 \cdot 10^{-3}$	$-1,481 \cdot 10^{-5}$	$-1,153 \cdot 10^{-5}$	$-5,102 \cdot 10^{+3}$	$-4,145 \cdot 10^{+3}$
221	$-1,916 \cdot 10^{-3}$	$-1,063 \cdot 10^{-3}$	$-1,108 \cdot 10^{-5}$	$-7,814 \cdot 10^{-6}$	$-4,924 \cdot 10^{+3}$	$-3,973 \cdot 10^{+3}$
222	$-1,899 \cdot 10^{-3}$	$-1,046 \cdot 10^{-3}$	$-1,082 \cdot 10^{-5}$	$-7,559 \cdot 10^{-6}$	$-4,881 \cdot 10^{+3}$	$-3,930 \cdot 10^{+3}$
223	$-8,306 \cdot 10^{-4}$	$2,366 \cdot 10^{-5}$	$-6,246 \cdot 10^{-6}$	$-2,981 \cdot 10^{-6}$	$-3,864 \cdot 10^{+3}$	$-2,912 \cdot 10^{+3}$
224	$-7,749 \cdot 10^{-4}$	$7,929 \cdot 10^{-5}$	$-5,863 \cdot 10^{-6}$	$-2,598 \cdot 10^{-6}$	$-3,797 \cdot 10^{+3}$	$-2,845 \cdot 10^{+3}$
225	$-1,695 \cdot 10^{-3}$	$-8,426 \cdot 10^{-4}$	$-1,119 \cdot 10^{-5}$	$-7,929 \cdot 10^{-6}$	$-4,395 \cdot 10^{+3}$	$-3,446 \cdot 10^{+3}$
226	$-1,651 \cdot 10^{-3}$	$-7,993 \cdot 10^{-4}$	$-1,089 \cdot 10^{-5}$	$-7,631 \cdot 10^{-6}$	$-4,343 \cdot 10^{+3}$	$-3,393 \cdot 10^{+3}$
227	$-2,431 \cdot 10^{-3}$	$-1,584 \cdot 10^{-3}$	$-1,189 \cdot 10^{-5}$	$-8,648 \cdot 10^{-6}$	$-4,153 \cdot 10^{+3}$	$-3,209 \cdot 10^{+3}$
228	$-2,428 \cdot 10^{-3}$	$-1,582 \cdot 10^{-3}$	$-1,187 \cdot 10^{-5}$	$-8,631 \cdot 10^{-6}$	$-4,149 \cdot 10^{+3}$	$-3,206 \cdot 10^{+3}$
229	$-1,002 \cdot 10^{-3}$	$-1,534 \cdot 10^{-4}$	$-6,883 \cdot 10^{-6}$	$-3,639 \cdot 10^{-6}$	$-4,061 \cdot 10^{+3}$	$-3,116 \cdot 10^{+3}$
230	$-9,970 \cdot 10^{-4}$	$-1,485 \cdot 10^{-4}$	$-6,773 \cdot 10^{-6}$	$-3,530 \cdot 10^{-6}$	$-4,056 \cdot 10^{+3}$	$-3,110 \cdot 10^{+3}$
231	$-2,123 \cdot 10^{-3}$	$-1,275 \cdot 10^{-3}$	$-1,230 \cdot 10^{-5}$	$-9,060 \cdot 10^{-6}$	$-3,441 \cdot 10^{+3}$	$-2,497 \cdot 10^{+3}$
232	$-2,119 \cdot 10^{-3}$	$-1,272 \cdot 10^{-3}$	$-1,227 \cdot 10^{-5}$	$-9,034 \cdot 10^{-6}$	$-3,436 \cdot 10^{+3}$	$-2,492 \cdot 10^{+3}$
233	$-1,027 \cdot 10^{-3}$	$-1,874 \cdot 10^{-4}$	$-4,086 \cdot 10^{-6}$	$-8,776 \cdot 10^{-7}$	$-3,883 \cdot 10^{+3}$	$-2,947 \cdot 10^{+3}$
234	$-1,024 \cdot 10^{-3}$	$-1,851 \cdot 10^{-4}$	$-3,723 \cdot 10^{-6}$	$-5,148 \cdot 10^{-7}$	$-3,880 \cdot 10^{+3}$	$-2,945 \cdot 10^{+3}$
235	$-2,121 \cdot 10^{-3}$	$-1,269 \cdot 10^{-3}$	$-1,224 \cdot 10^{-5}$	$-8,982 \cdot 10^{-6}$	$-4,848 \cdot 10^{+3}$	$-3,898 \cdot 10^{+3}$
236	$-2,090 \cdot 10^{-3}$	$-1,238 \cdot 10^{-3}$	$-1,194 \cdot 10^{-5}$	$-8,684 \cdot 10^{-6}$	$-4,810 \cdot 10^{+3}$	$-3,860 \cdot 10^{+3}$
237	$3,990 \cdot 10^{-4}$	$1,249 \cdot 10^{-3}$	$2,072 \cdot 10^{-7}$	$3,457 \cdot 10^{-6}$	$-2,820 \cdot 10^{+3}$	$-1,873 \cdot 10^{+3}$
238	$4,004 \cdot 10^{-4}$	$1,251 \cdot 10^{-3}$	$4,206 \cdot 10^{-7}$	$3,671 \cdot 10^{-6}$	$-2,819 \cdot 10^{+3}$	$-1,871 \cdot 10^{+3}$
239	$-1,972 \cdot 10^{-3}$	$-1,122 \cdot 10^{-3}$	$-1,068 \cdot 10^{-5}$	$-7,428 \cdot 10^{-6}$	$-3,876 \cdot 10^{+3}$	$-2,929 \cdot 10^{+3}$
240	$-1,971 \cdot 10^{-3}$	$-1,120 \cdot 10^{-3}$	$-1,046 \cdot 10^{-5}$	$-7,209 \cdot 10^{-6}$	$-3,875 \cdot 10^{+3}$	$-2,927 \cdot 10^{+3}$
241	$-5,347 \cdot 10^{-3}$	$-4,377 \cdot 10^{-3}$	$-2,657 \cdot 10^{-5}$	$-2,287 \cdot 10^{-5}$	$-6,804 \cdot 10^{+3}$	$-5,688 \cdot 10^{+3}$
242	$-5,347 \cdot 10^{-3}$	$-4,377 \cdot 10^{-3}$	$-2,657 \cdot 10^{-5}$	$-2,287 \cdot 10^{-5}$	$-6,804 \cdot 10^{+3}$	$-5,688 \cdot 10^{+3}$
243	$-5,624 \cdot 10^{-3}$	$-4,610 \cdot 10^{-3}$	$-2,777 \cdot 10^{-5}$	$-2,389 \cdot 10^{-5}$	$-7,992 \cdot 10^{+3}$	$-6,828 \cdot 10^{+3}$
244	$-5,360 \cdot 10^{-3}$	$-4,347 \cdot 10^{-3}$	$-2,732 \cdot 10^{-5}$	$-2,345 \cdot 10^{-5}$	$-6,813 \cdot 10^{+3}$	$-5,649 \cdot 10^{+3}$
245	$-6,086 \cdot 10^{-3}$	$-5,079 \cdot 10^{-3}$	$-2,933 \cdot 10^{-5}$	$-2,548 \cdot 10^{-5}$	$-8,001 \cdot 10^{+3}$	$-6,844 \cdot 10^{+3}$
246	$-5,873 \cdot 10^{-3}$	$-4,866 \cdot 10^{-3}$	$-2,875 \cdot 10^{-5}$	$-2,490 \cdot 10^{-5}$	$-7,071 \cdot 10^{+3}$	$-5,914 \cdot 10^{+3}$
247	$-6,133 \cdot 10^{-3}$	$-5,120 \cdot 10^{-3}$	$-2,960 \cdot 10^{-5}$	$-2,573 \cdot 10^{-5}$	$-8,840 \cdot 10^{+3}$	$-7,677 \cdot 10^{+3}$
248	$-5,874 \cdot 10^{-3}$	$-4,862 \cdot 10^{-3}$	$-2,907 \cdot 10^{-5}$	$-2,520 \cdot 10^{-5}$	$-7,683 \cdot 10^{+3}$	$-6,520 \cdot 10^{+3}$
249	$-6,405 \cdot 10^{-3}$	$-5,424 \cdot 10^{-3}$	$-3,092 \cdot 10^{-5}$	$-2,716 \cdot 10^{-5}$	$-8,388 \cdot 10^{+3}$	$-7,259 \cdot 10^{+3}$
250	$-6,353 \cdot 10^{-3}$	$-5,371 \cdot 10^{-3}$	$-3,063 \cdot 10^{-5}$	$-2,687 \cdot 10^{-5}$	$-8,157 \cdot 10^{+3}$	$-7,028 \cdot 10^{+3}$
251	$-5,605 \cdot 10^{-3}$	$-4,629 \cdot 10^{-3}$	$-2,705 \cdot 10^{-5}$	$-2,332 \cdot 10^{-5}$	$-7,986 \cdot 10^{+3}$	$-6,863 \cdot 10^{+3}$

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
252	-5,589·10 ⁻³	-4,613·10 ⁻³	-2,680·10 ⁻⁵	-2,307·10 ⁻⁵	-7,944·10 ⁺³	-6,822·10 ⁺³
253	-4,565·10 ⁻³	-3,588·10 ⁻³	-2,242·10 ⁻⁵	-1,869·10 ⁻⁵	-6,971·10 ⁺³	-5,847·10 ⁺³
254	-4,512·10 ⁻³	-3,535·10 ⁻³	-2,206·10 ⁻⁵	-1,832·10 ⁻⁵	-6,906·10 ⁺³	-5,782·10 ⁺³
255	-5,393·10 ⁻³	-4,418·10 ⁻³	-2,716·10 ⁻⁵	-2,343·10 ⁻⁵	-7,480·10 ⁺³	-6,358·10 ⁺³
256	-5,352·10 ⁻³	-4,376·10 ⁻³	-2,687·10 ⁻⁵	-2,314·10 ⁻⁵	-7,429·10 ⁺³	-6,308·10 ⁺³
257	-6,099·10 ⁻³	-5,128·10 ⁻³	-2,783·10 ⁻⁵	-2,412·10 ⁻⁵	-7,247·10 ⁺³	-6,131·10 ⁺³
258	-6,096·10 ⁻³	-5,126·10 ⁻³	-2,781·10 ⁻⁵	-2,410·10 ⁻⁵	-7,244·10 ⁺³	-6,128·10 ⁺³
259	-4,729·10 ⁻³	-3,758·10 ⁻³	-2,303·10 ⁻⁵	-1,932·10 ⁻⁵	-7,160·10 ⁺³	-6,042·10 ⁺³
260	-4,725·10 ⁻³	-3,753·10 ⁻³	-2,293·10 ⁻⁵	-1,921·10 ⁻⁵	-7,154·10 ⁺³	-6,036·10 ⁺³
261	-5,803·10 ⁻³	-4,833·10 ⁻³	-2,822·10 ⁻⁵	-2,451·10 ⁻⁵	-6,565·10 ⁺³	-5,449·10 ⁺³
262	-5,799·10 ⁻³	-4,829·10 ⁻³	-2,820·10 ⁻⁵	-2,449·10 ⁻⁵	-6,561·10 ⁺³	-5,445·10 ⁺³
263	-4,753·10 ⁻³	-3,790·10 ⁻³	-2,035·10 ⁻⁵	-1,667·10 ⁻⁵	-6,988·10 ⁺³	-5,881·10 ⁺³
264	-4,751·10 ⁻³	-3,788·10 ⁻³	-2,001·10 ⁻⁵	-1,633·10 ⁻⁵	-6,986·10 ⁺³	-5,878·10 ⁺³
265	-5,802·10 ⁻³	-4,827·10 ⁻³	-2,817·10 ⁻⁵	-2,444·10 ⁻⁵	-7,913·10 ⁺³	-6,792·10 ⁺³
266	-5,772·10 ⁻³	-4,797·10 ⁻³	-2,788·10 ⁻⁵	-2,415·10 ⁻⁵	-7,877·10 ⁺³	-6,755·10 ⁺³
267	-3,387·10 ⁻³	-2,414·10 ⁻³	-1,624·10 ⁻⁵	-1,252·10 ⁻⁵	-5,971·10 ⁺³	-4,851·10 ⁺³
268	-3,386·10 ⁻³	-2,413·10 ⁻³	-1,604·10 ⁻⁵	-1,232·10 ⁻⁵	-5,969·10 ⁺³	-4,850·10 ⁺³
269	-5,659·10 ⁻³	-4,685·10 ⁻³	-2,667·10 ⁻⁵	-2,295·10 ⁻⁵	-6,982·10 ⁺³	-5,863·10 ⁺³
270	-5,658·10 ⁻³	-4,684·10 ⁻³	-2,646·10 ⁻⁵	-2,274·10 ⁻⁵	-6,981·10 ⁺³	-5,861·10 ⁺³
271	-2,338·10 ⁻³	-1,376·10 ⁻³	-1,175·10 ⁻⁵	-8,068·10 ⁻⁶	-3,942·10 ⁺³	-2,870·10 ⁺³
272	-2,338·10 ⁻³	-1,376·10 ⁻³	-1,175·10 ⁻⁵	-8,068·10 ⁻⁶	-3,942·10 ⁺³	-2,870·10 ⁺³
273	-2,615·10 ⁻³	-1,609·10 ⁻³	-1,294·10 ⁻⁵	-9,094·10 ⁻⁶	-5,130·10 ⁺³	-4,010·10 ⁺³
274	-2,351·10 ⁻³	-1,346·10 ⁻³	-1,250·10 ⁻⁵	-8,652·10 ⁻⁶	-3,951·10 ⁺³	-2,831·10 ⁺³
275	-3,077·10 ⁻³	-2,078·10 ⁻³	-1,450·10 ⁻⁵	-1,068·10 ⁻⁵	-5,139·10 ⁺³	-4,026·10 ⁺³
276	-2,864·10 ⁻³	-1,865·10 ⁻³	-1,392·10 ⁻⁵	-1,010·10 ⁻⁵	-4,209·10 ⁺³	-3,096·10 ⁺³
277	-3,124·10 ⁻³	-2,119·10 ⁻³	-1,477·10 ⁻⁵	-1,093·10 ⁻⁵	-5,979·10 ⁺³	-4,859·10 ⁺³
278	-2,865·10 ⁻³	-1,861·10 ⁻³	-1,424·10 ⁻⁵	-1,040·10 ⁻⁵	-4,822·10 ⁺³	-3,702·10 ⁺³
279	-3,396·10 ⁻³	-2,423·10 ⁻³	-1,609·10 ⁻⁵	-1,237·10 ⁻⁵	-5,526·10 ⁺³	-4,441·10 ⁺³
280	-3,344·10 ⁻³	-2,370·10 ⁻³	-1,580·10 ⁻⁵	-1,208·10 ⁻⁵	-5,295·10 ⁺³	-4,210·10 ⁺³
281	-2,596·10 ⁻³	-1,628·10 ⁻³	-1,222·10 ⁻⁵	-8,519·10 ⁻⁶	-5,124·10 ⁺³	-4,045·10 ⁺³
282	-2,580·10 ⁻³	-1,612·10 ⁻³	-1,197·10 ⁻⁵	-8,274·10 ⁻⁶	-5,083·10 ⁺³	-4,004·10 ⁺³
283	-1,556·10 ⁻³	-5,870·10 ⁻⁴	-7,594·10 ⁻⁶	-3,888·10 ⁻⁶	-4,109·10 ⁺³	-3,029·10 ⁺³
284	-1,503·10 ⁻³	-5,337·10 ⁻⁴	-7,227·10 ⁻⁶	-3,522·10 ⁻⁶	-4,044·10 ⁺³	-2,964·10 ⁺³
285	-2,384·10 ⁻³	-1,417·10 ⁻³	-1,233·10 ⁻⁵	-8,629·10 ⁻⁶	-4,618·10 ⁺³	-3,540·10 ⁺³
286	-2,343·10 ⁻³	-1,375·10 ⁻³	-1,204·10 ⁻⁵	-8,344·10 ⁻⁶	-4,568·10 ⁺³	-3,490·10 ⁺³
287	-3,090·10 ⁻³	-2,127·10 ⁻³	-1,300·10 ⁻⁵	-9,318·10 ⁻⁶	-4,385·10 ⁺³	-3,313·10 ⁺³
288	-3,087·10 ⁻³	-2,125·10 ⁻³	-1,298·10 ⁻⁵	-9,302·10 ⁻⁶	-4,382·10 ⁺³	-3,310·10 ⁺³
289	-1,720·10 ⁻³	-7,566·10 ⁻⁴	-8,204·10 ⁻⁶	-4,519·10 ⁻⁶	-4,298·10 ⁺³	-3,224·10 ⁺³
290	-1,716·10 ⁻³	-7,519·10 ⁻⁴	-8,099·10 ⁻⁶	-4,415·10 ⁻⁶	-4,292·10 ⁺³	-3,218·10 ⁺³
291	-2,794·10 ⁻³	-1,832·10 ⁻³	-1,339·10 ⁻⁵	-9,713·10 ⁻⁶	-3,704·10 ⁺³	-2,631·10 ⁺³
292	-2,790·10 ⁻³	-1,828·10 ⁻³	-1,337·10 ⁻⁵	-9,687·10 ⁻⁶	-3,699·10 ⁺³	-2,627·10 ⁺³
293	-1,744·10 ⁻³	-7,892·10 ⁻⁴	-5,524·10 ⁻⁶	-1,874·10 ⁻⁶	-4,127·10 ⁺³	-3,063·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
294	-1,742·10 ⁻³	-7,869·10 ⁻⁴	-5,177·10 ⁻⁶	-1,526·10 ⁻⁶	-4,124·10 ⁺³	-3,060·10 ⁺³
295	-2,793·10 ⁻³	-1,826·10 ⁻³	-1,334·10 ⁻⁵	-9,638·10 ⁻⁶	-5,051·10 ⁺³	-3,973·10 ⁺³
296	-2,763·10 ⁻³	-1,796·10 ⁻³	-1,305·10 ⁻⁵	-9,352·10 ⁻⁶	-5,015·10 ⁺³	-3,937·10 ⁺³
297	-3,783·10 ⁻⁴	5,872·10 ⁻⁴	-1,411·10 ⁻⁶	2,279·10 ⁻⁶	-3,109·10 ⁺³	-2,033·10 ⁺³
298	-3,770·10 ⁻⁴	5,885·10 ⁻⁴	-1,207·10 ⁻⁶	2,484·10 ⁻⁶	-3,108·10 ⁺³	-2,031·10 ⁺³
299	-2,650·10 ⁻³	-1,684·10 ⁻³	-1,184·10 ⁻⁵	-8,149·10 ⁻⁶	-4,121·10 ⁺³	-3,045·10 ⁺³
300	-2,649·10 ⁻³	-1,683·10 ⁻³	-1,163·10 ⁻⁵	-7,940·10 ⁻⁶	-4,119·10 ⁺³	-3,043·10 ⁺³
301	-4,203·10 ⁻³	-3,300·10 ⁻³	-2,214·10 ⁻⁵	-1,869·10 ⁻⁵	-6,093·10 ⁺³	-5,057·10 ⁺³
302	-4,203·10 ⁻³	-3,300·10 ⁻³	-2,214·10 ⁻⁵	-1,869·10 ⁻⁵	-6,093·10 ⁺³	-5,057·10 ⁺³
303	-4,433·10 ⁻³	-3,494·10 ⁻³	-2,314·10 ⁻⁵	-1,955·10 ⁻⁵	-7,082·10 ⁺³	-6,007·10 ⁺³
304	-4,214·10 ⁻³	-3,275·10 ⁻³	-2,277·10 ⁻⁵	-1,918·10 ⁻⁵	-6,100·10 ⁺³	-5,025·10 ⁺³
305	-4,818·10 ⁻³	-3,884·10 ⁻³	-2,444·10 ⁻⁵	-2,087·10 ⁻⁵	-7,090·10 ⁺³	-6,020·10 ⁺³
306	-4,641·10 ⁻³	-3,707·10 ⁻³	-2,395·10 ⁻⁵	-2,039·10 ⁻⁵	-6,315·10 ⁺³	-5,245·10 ⁺³
307	-4,857·10 ⁻³	-3,919·10 ⁻³	-2,466·10 ⁻⁵	-2,107·10 ⁻⁵	-7,789·10 ⁺³	-6,714·10 ⁺³
308	-4,642·10 ⁻³	-3,704·10 ⁻³	-2,422·10 ⁻⁵	-2,063·10 ⁻⁵	-6,825·10 ⁺³	-5,750·10 ⁺³
309	-5,084·10 ⁻³	-4,172·10 ⁻³	-2,576·10 ⁻⁵	-2,227·10 ⁻⁵	-7,412·10 ⁺³	-6,366·10 ⁺³
310	-5,041·10 ⁻³	-4,128·10 ⁻³	-2,552·10 ⁻⁵	-2,203·10 ⁻⁵	-7,220·10 ⁺³	-6,174·10 ⁺³
311	-4,418·10 ⁻³	-3,510·10 ⁻³	-2,254·10 ⁻⁵	-1,907·10 ⁻⁵	-7,077·10 ⁺³	-6,036·10 ⁺³
312	-4,405·10 ⁻³	-3,496·10 ⁻³	-2,233·10 ⁻⁵	-1,886·10 ⁻⁵	-7,043·10 ⁺³	-6,001·10 ⁺³
313	-3,552·10 ⁻³	-2,643·10 ⁻³	-1,869·10 ⁻⁵	-1,521·10 ⁻⁵	-6,232·10 ⁺³	-5,190·10 ⁺³
314	-3,508·10 ⁻³	-2,598·10 ⁻³	-1,838·10 ⁻⁵	-1,490·10 ⁻⁵	-6,178·10 ⁺³	-5,136·10 ⁺³
315	-4,242·10 ⁻³	-3,334·10 ⁻³	-2,263·10 ⁻⁵	-1,916·10 ⁻⁵	-6,656·10 ⁺³	-5,615·10 ⁺³
316	-4,207·10 ⁻³	-3,299·10 ⁻³	-2,239·10 ⁻⁵	-1,892·10 ⁻⁵	-6,614·10 ⁺³	-5,573·10 ⁺³
317	-4,829·10 ⁻³	-3,925·10 ⁻³	-2,319·10 ⁻⁵	-1,973·10 ⁻⁵	-6,462·10 ⁺³	-5,426·10 ⁺³
318	-4,827·10 ⁻³	-3,923·10 ⁻³	-2,317·10 ⁻⁵	-1,972·10 ⁻⁵	-6,459·10 ⁺³	-5,424·10 ⁺³
319	-3,689·10 ⁻³	-2,784·10 ⁻³	-1,919·10 ⁻⁵	-1,573·10 ⁻⁵	-6,389·10 ⁺³	-5,352·10 ⁺³
320	-3,685·10 ⁻³	-2,780·10 ⁻³	-1,911·10 ⁻⁵	-1,565·10 ⁻⁵	-6,384·10 ⁺³	-5,347·10 ⁺³
321	-4,583·10 ⁻³	-3,679·10 ⁻³	-2,351·10 ⁻⁵	-2,006·10 ⁻⁵	-5,894·10 ⁺³	-4,858·10 ⁺³
322	-4,580·10 ⁻³	-3,676·10 ⁻³	-2,349·10 ⁻⁵	-2,004·10 ⁻⁵	-5,890·10 ⁺³	-4,855·10 ⁺³
323	-3,709·10 ⁻³	-2,811·10 ⁻³	-1,696·10 ⁻⁵	-1,353·10 ⁻⁵	-6,247·10 ⁺³	-5,218·10 ⁺³
324	-3,707·10 ⁻³	-2,809·10 ⁻³	-1,667·10 ⁻⁵	-1,324·10 ⁻⁵	-6,244·10 ⁺³	-5,216·10 ⁺³
325	-4,582·10 ⁻³	-3,674·10 ⁻³	-2,347·10 ⁻⁵	-2,000·10 ⁻⁵	-7,017·10 ⁺³	-5,976·10 ⁺³
326	-4,557·10 ⁻³	-3,649·10 ⁻³	-2,323·10 ⁻⁵	-1,976·10 ⁻⁵	-6,986·10 ⁺³	-5,946·10 ⁺³
327	-2,571·10 ⁻³	-1,665·10 ⁻³	-1,354·10 ⁻⁵	-1,007·10 ⁻⁵	-5,399·10 ⁺³	-4,360·10 ⁺³
328	-2,570·10 ⁻³	-1,664·10 ⁻³	-1,337·10 ⁻⁵	-9,903·10 ⁻⁶	-5,398·10 ⁺³	-4,359·10 ⁺³
329	-4,463·10 ⁻³	-3,557·10 ⁻³	-2,222·10 ⁻⁵	-1,876·10 ⁻⁵	-6,242·10 ⁺³	-5,203·10 ⁺³
330	-4,462·10 ⁻³	-3,556·10 ⁻³	-2,205·10 ⁻⁵	-1,858·10 ⁻⁵	-6,240·10 ⁺³	-5,201·10 ⁺³
331	-1,691·10 ⁻³	-7,945·10 ⁻⁴	-9,762·10 ⁻⁶	-6,334·10 ⁻⁶	-3,704·10 ⁺³	-2,705·10 ⁺³
332	-1,691·10 ⁻³	-7,945·10 ⁻⁴	-9,762·10 ⁻⁶	-6,334·10 ⁻⁶	-3,704·10 ⁺³	-2,705·10 ⁺³
333	-1,921·10 ⁻³	-9,885·10 ⁻⁴	-1,075·10 ⁻⁵	-7,189·10 ⁻⁶	-4,693·10 ⁺³	-3,654·10 ⁺³
334	-1,702·10 ⁻³	-7,690·10 ⁻⁴	-1,039·10 ⁻⁵	-6,821·10 ⁻⁶	-3,711·10 ⁺³	-2,672·10 ⁺³
335	-2,306·10 ⁻³	-1,378·10 ⁻³	-1,206·10 ⁻⁵	-8,514·10 ⁻⁶	-4,701·10 ⁺³	-3,667·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
336	-2,129·10 ⁻³	-1,201·10 ⁻³	-1,157·10 ⁻⁵	-8,030·10 ⁻⁶	-3,926·10 ⁺³	-2,892·10 ⁺³
337	-2,345·10 ⁻³	-1,413·10 ⁻³	-1,228·10 ⁻⁵	-8,718·10 ⁻⁶	-5,400·10 ⁺³	-4,361·10 ⁺³
338	-2,130·10 ⁻³	-1,198·10 ⁻³	-1,184·10 ⁻⁵	-8,274·10 ⁻⁶	-4,436·10 ⁺³	-3,398·10 ⁺³
339	-2,572·10 ⁻³	-1,666·10 ⁻³	-1,338·10 ⁻⁵	-9,914·10 ⁻⁶	-5,023·10 ⁺³	-4,013·10 ⁺³
340	-2,529·10 ⁻³	-1,622·10 ⁻³	-1,314·10 ⁻⁵	-9,672·10 ⁻⁶	-4,831·10 ⁺³	-3,821·10 ⁺³
341	-1,906·10 ⁻³	-1,004·10 ⁻³	-1,016·10 ⁻⁵	-6,710·10 ⁻⁶	-4,688·10 ⁺³	-3,683·10 ⁺³
342	-1,892·10 ⁻³	-9,906·10 ⁻⁴	-9,951·10 ⁻⁶	-6,506·10 ⁻⁶	-4,654·10 ⁺³	-3,648·10 ⁺³
343	-1,040·10 ⁻³	-1,371·10 ⁻⁴	-6,304·10 ⁻⁶	-2,854·10 ⁻⁶	-3,843·10 ⁺³	-2,837·10 ⁺³
344	-9,955·10 ⁻⁴	-9,274·10 ⁻⁵	-5,999·10 ⁻⁶	-2,548·10 ⁻⁶	-3,789·10 ⁺³	-2,783·10 ⁺³
345	-1,729·10 ⁻³	-8,283·10 ⁻⁴	-1,025·10 ⁻⁵	-6,802·10 ⁻⁶	-4,267·10 ⁺³	-3,262·10 ⁺³
346	-1,695·10 ⁻³	-7,937·10 ⁻⁴	-1,001·10 ⁻⁵	-6,564·10 ⁻⁶	-4,225·10 ⁺³	-3,220·10 ⁺³
347	-2,317·10 ⁻³	-1,420·10 ⁻³	-1,080·10 ⁻⁵	-7,376·10 ⁻⁶	-4,073·10 ⁺³	-3,073·10 ⁺³
348	-2,315·10 ⁻³	-1,418·10 ⁻³	-1,079·10 ⁻⁵	-7,362·10 ⁻⁶	-4,070·10 ⁺³	-3,071·10 ⁺³
349	-1,177·10 ⁻³	-2,784·10 ⁻⁴	-6,812·10 ⁻⁶	-3,379·10 ⁻⁶	-4,000·10 ⁺³	-2,999·10 ⁺³
350	-1,173·10 ⁻³	-2,745·10 ⁻⁴	-6,725·10 ⁻⁶	-3,292·10 ⁻⁶	-3,995·10 ⁺³	-2,994·10 ⁺³
351	-2,071·10 ⁻³	-1,174·10 ⁻³	-1,113·10 ⁻⁵	-7,705·10 ⁻⁶	-3,505·10 ⁺³	-2,505·10 ⁺³
352	-2,068·10 ⁻³	-1,171·10 ⁻³	-1,111·10 ⁻⁵	-7,683·10 ⁻⁶	-3,501·10 ⁺³	-2,502·10 ⁺³
353	-1,196·10 ⁻³	-3,056·10 ⁻⁴	-4,581·10 ⁻⁶	-1,176·10 ⁻⁶	-3,858·10 ⁺³	-2,865·10 ⁺³
354	-1,194·10 ⁻³	-3,037·10 ⁻⁴	-4,291·10 ⁻⁶	-8,864·10 ⁻⁷	-3,855·10 ⁺³	-2,863·10 ⁺³
355	-2,070·10 ⁻³	-1,169·10 ⁻³	-1,109·10 ⁻⁵	-7,642·10 ⁻⁶	-4,627·10 ⁺³	-3,623·10 ⁺³
356	-2,045·10 ⁻³	-1,144·10 ⁻³	-1,085·10 ⁻⁵	-7,404·10 ⁻⁶	-4,597·10 ⁺³	-3,593·10 ⁺³
357	-5,878·10 ⁻⁵	8,407·10 ⁻⁴	-1,156·10 ⁻⁶	2,283·10 ⁻⁶	-3,010·10 ⁺³	-2,007·10 ⁺³
358	-5,767·10 ⁻⁵	8,419·10 ⁻⁴	-9,854·10 ⁻⁷	2,453·10 ⁻⁶	-3,009·10 ⁺³	-2,006·10 ⁺³
359	-1,951·10 ⁻³	-1,051·10 ⁻³	-9,841·10 ⁻⁶	-6,402·10 ⁻⁶	-3,852·10 ⁺³	-2,850·10 ⁺³
360	-1,950·10 ⁻³	-1,050·10 ⁻³	-9,667·10 ⁻⁶	-6,228·10 ⁻⁶	-3,851·10 ⁺³	-2,849·10 ⁺³
361	-5,081·10 ⁻³	-4,144·10 ⁻³	-2,571·10 ⁻⁵	-2,213·10 ⁻⁵	-6,118·10 ⁺³	-5,039·10 ⁺³
362	-5,081·10 ⁻³	-4,144·10 ⁻³	-2,571·10 ⁻⁵	-2,213·10 ⁻⁵	-6,118·10 ⁺³	-5,039·10 ⁺³
363	-5,311·10 ⁻³	-4,338·10 ⁻³	-2,670·10 ⁻⁵	-2,298·10 ⁻⁵	-7,108·10 ⁺³	-5,989·10 ⁺³
364	-5,092·10 ⁻³	-4,118·10 ⁻³	-2,633·10 ⁻⁵	-2,262·10 ⁻⁵	-6,126·10 ⁺³	-5,006·10 ⁺³
365	-5,696·10 ⁻³	-4,728·10 ⁻³	-2,801·10 ⁻⁵	-2,431·10 ⁻⁵	-7,115·10 ⁺³	-6,002·10 ⁺³
366	-5,519·10 ⁻³	-4,550·10 ⁻³	-2,752·10 ⁻⁵	-2,382·10 ⁻⁵	-6,341·10 ⁺³	-5,227·10 ⁺³
367	-5,735·10 ⁻³	-4,762·10 ⁻³	-2,823·10 ⁻⁵	-2,451·10 ⁻⁵	-7,815·10 ⁺³	-6,696·10 ⁺³
368	-5,520·10 ⁻³	-4,547·10 ⁻³	-2,779·10 ⁻⁵	-2,407·10 ⁻⁵	-6,851·10 ⁺³	-5,732·10 ⁺³
369	-5,962·10 ⁻³	-5,015·10 ⁻³	-2,933·10 ⁻⁵	-2,571·10 ⁻⁵	-7,437·10 ⁺³	-6,347·10 ⁺³
370	-5,918·10 ⁻³	-4,971·10 ⁻³	-2,908·10 ⁻⁵	-2,547·10 ⁻⁵	-7,245·10 ⁺³	-6,155·10 ⁺³
371	-5,296·10 ⁻³	-4,353·10 ⁻³	-2,611·10 ⁻⁵	-2,250·10 ⁻⁵	-7,103·10 ⁺³	-6,018·10 ⁺³
372	-5,282·10 ⁻³	-4,340·10 ⁻³	-2,590·10 ⁻⁵	-2,230·10 ⁻⁵	-7,068·10 ⁺³	-5,983·10 ⁺³
373	-4,430·10 ⁻³	-3,486·10 ⁻³	-2,225·10 ⁻⁵	-1,865·10 ⁻⁵	-6,257·10 ⁺³	-5,171·10 ⁺³
374	-4,385·10 ⁻³	-3,442·10 ⁻³	-2,195·10 ⁻⁵	-1,834·10 ⁻⁵	-6,204·10 ⁺³	-5,118·10 ⁺³
375	-5,119·10 ⁻³	-4,177·10 ⁻³	-2,619·10 ⁻⁵	-2,260·10 ⁻⁵	-6,681·10 ⁺³	-5,597·10 ⁺³
376	-5,085·10 ⁻³	-4,143·10 ⁻³	-2,596·10 ⁻⁵	-2,236·10 ⁻⁵	-6,639·10 ⁺³	-5,555·10 ⁺³
377	-5,706·10 ⁻³	-4,769·10 ⁻³	-2,675·10 ⁻⁵	-2,317·10 ⁻⁵	-6,487·10 ⁺³	-5,408·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
378	$-5,704 \cdot 10^{-3}$	$-4,767 \cdot 10^{-3}$	$-2,674 \cdot 10^{-5}$	$-2,316 \cdot 10^{-5}$	$-6,485 \cdot 10^{+3}$	$-5,405 \cdot 10^{+3}$
379	$-4,566 \cdot 10^{-3}$	$-3,628 \cdot 10^{-3}$	$-2,276 \cdot 10^{-5}$	$-1,917 \cdot 10^{-5}$	$-6,415 \cdot 10^{+3}$	$-5,334 \cdot 10^{+3}$
380	$-4,562 \cdot 10^{-3}$	$-3,624 \cdot 10^{-3}$	$-2,267 \cdot 10^{-5}$	$-1,909 \cdot 10^{-5}$	$-6,410 \cdot 10^{+3}$	$-5,329 \cdot 10^{+3}$
381	$-5,460 \cdot 10^{-3}$	$-4,523 \cdot 10^{-3}$	$-2,708 \cdot 10^{-5}$	$-2,350 \cdot 10^{-5}$	$-5,920 \cdot 10^{+3}$	$-4,840 \cdot 10^{+3}$
382	$-5,457 \cdot 10^{-3}$	$-4,520 \cdot 10^{-3}$	$-2,706 \cdot 10^{-5}$	$-2,348 \cdot 10^{-5}$	$-5,916 \cdot 10^{+3}$	$-4,836 \cdot 10^{+3}$
383	$-4,586 \cdot 10^{-3}$	$-3,655 \cdot 10^{-3}$	$-2,053 \cdot 10^{-5}$	$-1,697 \cdot 10^{-5}$	$-6,272 \cdot 10^{+3}$	$-5,199 \cdot 10^{+3}$
384	$-4,584 \cdot 10^{-3}$	$-3,653 \cdot 10^{-3}$	$-2,024 \cdot 10^{-5}$	$-1,668 \cdot 10^{-5}$	$-6,270 \cdot 10^{+3}$	$-5,197 \cdot 10^{+3}$
385	$-5,460 \cdot 10^{-3}$	$-4,518 \cdot 10^{-3}$	$-2,703 \cdot 10^{-5}$	$-2,344 \cdot 10^{-5}$	$-7,042 \cdot 10^{+3}$	$-5,958 \cdot 10^{+3}$
386	$-5,435 \cdot 10^{-3}$	$-4,493 \cdot 10^{-3}$	$-2,680 \cdot 10^{-5}$	$-2,320 \cdot 10^{-5}$	$-7,012 \cdot 10^{+3}$	$-5,928 \cdot 10^{+3}$
387	$-3,449 \cdot 10^{-3}$	$-2,508 \cdot 10^{-3}$	$-1,710 \cdot 10^{-5}$	$-1,351 \cdot 10^{-5}$	$-5,424 \cdot 10^{+3}$	$-4,342 \cdot 10^{+3}$
388	$-3,447 \cdot 10^{-3}$	$-2,507 \cdot 10^{-3}$	$-1,693 \cdot 10^{-5}$	$-1,334 \cdot 10^{-5}$	$-5,423 \cdot 10^{+3}$	$-4,341 \cdot 10^{+3}$
389	$-5,340 \cdot 10^{-3}$	$-4,400 \cdot 10^{-3}$	$-2,579 \cdot 10^{-5}$	$-2,220 \cdot 10^{-5}$	$-6,267 \cdot 10^{+3}$	$-5,185 \cdot 10^{+3}$
390	$-5,339 \cdot 10^{-3}$	$-4,399 \cdot 10^{-3}$	$-2,561 \cdot 10^{-5}$	$-2,202 \cdot 10^{-5}$	$-6,266 \cdot 10^{+3}$	$-5,183 \cdot 10^{+3}$
391	$-2,072 \cdot 10^{-3}$	$-1,143 \cdot 10^{-3}$	$-1,088 \cdot 10^{-5}$	$-7,330 \cdot 10^{-6}$	$-3,257 \cdot 10^{+3}$	$-2,221 \cdot 10^{+3}$
392	$-2,072 \cdot 10^{-3}$	$-1,143 \cdot 10^{-3}$	$-1,088 \cdot 10^{-5}$	$-7,330 \cdot 10^{-6}$	$-3,257 \cdot 10^{+3}$	$-2,221 \cdot 10^{+3}$
393	$-2,302 \cdot 10^{-3}$	$-1,337 \cdot 10^{-3}$	$-1,187 \cdot 10^{-5}$	$-8,185 \cdot 10^{-6}$	$-4,246 \cdot 10^{+3}$	$-3,170 \cdot 10^{+3}$
394	$-2,083 \cdot 10^{-3}$	$-1,117 \cdot 10^{-3}$	$-1,151 \cdot 10^{-5}$	$-7,817 \cdot 10^{-6}$	$-3,264 \cdot 10^{+3}$	$-2,188 \cdot 10^{+3}$
395	$-2,687 \cdot 10^{-3}$	$-1,727 \cdot 10^{-3}$	$-1,318 \cdot 10^{-5}$	$-9,509 \cdot 10^{-6}$	$-4,254 \cdot 10^{+3}$	$-3,183 \cdot 10^{+3}$
396	$-2,510 \cdot 10^{-3}$	$-1,549 \cdot 10^{-3}$	$-1,269 \cdot 10^{-5}$	$-9,026 \cdot 10^{-6}$	$-3,479 \cdot 10^{+3}$	$-2,409 \cdot 10^{+3}$
397	$-2,726 \cdot 10^{-3}$	$-1,761 \cdot 10^{-3}$	$-1,340 \cdot 10^{-5}$	$-9,713 \cdot 10^{-6}$	$-4,953 \cdot 10^{+3}$	$-3,878 \cdot 10^{+3}$
398	$-2,511 \cdot 10^{-3}$	$-1,546 \cdot 10^{-3}$	$-1,296 \cdot 10^{-5}$	$-9,270 \cdot 10^{-6}$	$-3,989 \cdot 10^{+3}$	$-2,914 \cdot 10^{+3}$
399	$-2,953 \cdot 10^{-3}$	$-2,014 \cdot 10^{-3}$	$-1,450 \cdot 10^{-5}$	$-1,091 \cdot 10^{-5}$	$-4,576 \cdot 10^{+3}$	$-3,529 \cdot 10^{+3}$
400	$-2,909 \cdot 10^{-3}$	$-1,970 \cdot 10^{-3}$	$-1,425 \cdot 10^{-5}$	$-1,067 \cdot 10^{-5}$	$-4,384 \cdot 10^{+3}$	$-3,337 \cdot 10^{+3}$
401	$-2,287 \cdot 10^{-3}$	$-1,352 \cdot 10^{-3}$	$-1,128 \cdot 10^{-5}$	$-7,706 \cdot 10^{-6}$	$-4,241 \cdot 10^{+3}$	$-3,200 \cdot 10^{+3}$
402	$-2,273 \cdot 10^{-3}$	$-1,339 \cdot 10^{-3}$	$-1,107 \cdot 10^{-5}$	$-7,502 \cdot 10^{-6}$	$-4,207 \cdot 10^{+3}$	$-3,165 \cdot 10^{+3}$
403	$-1,421 \cdot 10^{-3}$	$-4,853 \cdot 10^{-4}$	$-7,423 \cdot 10^{-6}$	$-3,849 \cdot 10^{-6}$	$-3,396 \cdot 10^{+3}$	$-2,353 \cdot 10^{+3}$
404	$-1,376 \cdot 10^{-3}$	$-4,409 \cdot 10^{-4}$	$-7,118 \cdot 10^{-6}$	$-3,544 \cdot 10^{-6}$	$-3,342 \cdot 10^{+3}$	$-2,299 \cdot 10^{+3}$
405	$-2,110 \cdot 10^{-3}$	$-1,176 \cdot 10^{-3}$	$-1,137 \cdot 10^{-5}$	$-7,798 \cdot 10^{-6}$	$-3,820 \cdot 10^{+3}$	$-2,779 \cdot 10^{+3}$
406	$-2,076 \cdot 10^{-3}$	$-1,142 \cdot 10^{-3}$	$-1,113 \cdot 10^{-5}$	$-7,560 \cdot 10^{-6}$	$-3,778 \cdot 10^{+3}$	$-2,737 \cdot 10^{+3}$
407	$-2,698 \cdot 10^{-3}$	$-1,768 \cdot 10^{-3}$	$-1,192 \cdot 10^{-5}$	$-8,371 \cdot 10^{-6}$	$-3,626 \cdot 10^{+3}$	$-2,590 \cdot 10^{+3}$
408	$-2,695 \cdot 10^{-3}$	$-1,766 \cdot 10^{-3}$	$-1,191 \cdot 10^{-5}$	$-8,358 \cdot 10^{-6}$	$-3,623 \cdot 10^{+3}$	$-2,587 \cdot 10^{+3}$
409	$-1,557 \cdot 10^{-3}$	$-6,265 \cdot 10^{-4}$	$-7,931 \cdot 10^{-6}$	$-4,375 \cdot 10^{-6}$	$-3,553 \cdot 10^{+3}$	$-2,516 \cdot 10^{+3}$
410	$-1,553 \cdot 10^{-3}$	$-6,227 \cdot 10^{-4}$	$-7,844 \cdot 10^{-6}$	$-4,288 \cdot 10^{-6}$	$-3,548 \cdot 10^{+3}$	$-2,511 \cdot 10^{+3}$
411	$-2,451 \cdot 10^{-3}$	$-1,522 \cdot 10^{-3}$	$-1,225 \cdot 10^{-5}$	$-8,700 \cdot 10^{-6}$	$-3,058 \cdot 10^{+3}$	$-2,022 \cdot 10^{+3}$
412	$-2,448 \cdot 10^{-3}$	$-1,519 \cdot 10^{-3}$	$-1,223 \cdot 10^{-5}$	$-8,679 \cdot 10^{-6}$	$-3,054 \cdot 10^{+3}$	$-2,018 \cdot 10^{+3}$
413	$-1,577 \cdot 10^{-3}$	$-6,537 \cdot 10^{-4}$	$-5,700 \cdot 10^{-6}$	$-2,171 \cdot 10^{-6}$	$-3,411 \cdot 10^{+3}$	$-2,381 \cdot 10^{+3}$
414	$-1,575 \cdot 10^{-3}$	$-6,518 \cdot 10^{-4}$	$-5,410 \cdot 10^{-6}$	$-1,882 \cdot 10^{-6}$	$-3,408 \cdot 10^{+3}$	$-2,379 \cdot 10^{+3}$
415	$-2,451 \cdot 10^{-3}$	$-1,517 \cdot 10^{-3}$	$-1,221 \cdot 10^{-5}$	$-8,638 \cdot 10^{-6}$	$-4,181 \cdot 10^{+3}$	$-3,140 \cdot 10^{+3}$
416	$-2,426 \cdot 10^{-3}$	$-1,492 \cdot 10^{-3}$	$-1,197 \cdot 10^{-5}$	$-8,400 \cdot 10^{-6}$	$-4,150 \cdot 10^{+3}$	$-3,110 \cdot 10^{+3}$
417	$-4,396 \cdot 10^{-4}$	$4,926 \cdot 10^{-4}$	$-2,274 \cdot 10^{-6}$	$1,287 \cdot 10^{-6}$	$-2,563 \cdot 10^{+3}$	$-1,524 \cdot 10^{+3}$
418	$-4,384 \cdot 10^{-4}$	$4,937 \cdot 10^{-4}$	$-2,104 \cdot 10^{-6}$	$1,458 \cdot 10^{-6}$	$-2,562 \cdot 10^{+3}$	$-1,523 \cdot 10^{+3}$
419	$-2,331 \cdot 10^{-3}$	$-1,399 \cdot 10^{-3}$	$-1,096 \cdot 10^{-5}$	$-7,398 \cdot 10^{-6}$	$-3,405 \cdot 10^{+3}$	$-2,366 \cdot 10^{+3}$

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
420	-2,330·10 ⁻³	-1,398·10 ⁻³	-1,079·10 ⁻⁵	-7,223·10 ⁻⁶	-3,404·10 ⁺³	-2,365·10 ⁺³
421	-3,933·10 ⁻³	-3,030·10 ⁻³	-2,127·10 ⁻⁵	-1,782·10 ⁻⁵	-5,404·10 ⁺³	-4,369·10 ⁺³
422	-3,933·10 ⁻³	-3,030·10 ⁻³	-2,127·10 ⁻⁵	-1,782·10 ⁻⁵	-5,404·10 ⁺³	-4,369·10 ⁺³
423	-4,163·10 ⁻³	-3,224·10 ⁻³	-2,226·10 ⁻⁵	-1,867·10 ⁻⁵	-6,394·10 ⁺³	-5,318·10 ⁺³
424	-3,944·10 ⁻³	-3,005·10 ⁻³	-2,189·10 ⁻⁵	-1,830·10 ⁻⁵	-5,412·10 ⁺³	-4,336·10 ⁺³
425	-4,548·10 ⁻³	-3,614·10 ⁻³	-2,356·10 ⁻⁵	-2,000·10 ⁻⁵	-6,401·10 ⁺³	-5,331·10 ⁺³
426	-4,371·10 ⁻³	-3,437·10 ⁻³	-2,308·10 ⁻⁵	-1,951·10 ⁻⁵	-5,627·10 ⁺³	-4,557·10 ⁺³
427	-4,587·10 ⁻³	-3,649·10 ⁻³	-2,379·10 ⁻⁵	-2,020·10 ⁻⁵	-7,100·10 ⁺³	-6,025·10 ⁺³
428	-4,372·10 ⁻³	-3,434·10 ⁻³	-2,334·10 ⁻⁵	-1,976·10 ⁻⁵	-6,137·10 ⁺³	-5,062·10 ⁺³
429	-4,814·10 ⁻³	-3,902·10 ⁻³	-2,488·10 ⁻⁵	-2,140·10 ⁻⁵	-6,723·10 ⁺³	-5,677·10 ⁺³
430	-4,771·10 ⁻³	-3,858·10 ⁻³	-2,464·10 ⁻⁵	-2,115·10 ⁻⁵	-6,531·10 ⁺³	-5,485·10 ⁺³
431	-4,148·10 ⁻³	-3,240·10 ⁻³	-2,166·10 ⁻⁵	-1,819·10 ⁻⁵	-6,389·10 ⁺³	-5,347·10 ⁺³
432	-4,135·10 ⁻³	-3,226·10 ⁻³	-2,146·10 ⁻⁵	-1,799·10 ⁻⁵	-6,354·10 ⁺³	-5,313·10 ⁺³
433	-3,282·10 ⁻³	-2,373·10 ⁻³	-1,781·10 ⁻⁵	-1,434·10 ⁻⁵	-5,543·10 ⁺³	-4,501·10 ⁺³
434	-3,238·10 ⁻³	-2,328·10 ⁻³	-1,750·10 ⁻⁵	-1,403·10 ⁻⁵	-5,489·10 ⁺³	-4,447·10 ⁺³
435	-3,972·10 ⁻³	-3,064·10 ⁻³	-2,175·10 ⁻⁵	-1,828·10 ⁻⁵	-5,967·10 ⁺³	-4,926·10 ⁺³
436	-3,937·10 ⁻³	-3,029·10 ⁻³	-2,151·10 ⁻⁵	-1,805·10 ⁻⁵	-5,925·10 ⁺³	-4,885·10 ⁺³
437	-4,559·10 ⁻³	-3,655·10 ⁻³	-2,231·10 ⁻⁵	-1,886·10 ⁻⁵	-5,773·10 ⁺³	-4,737·10 ⁺³
438	-4,557·10 ⁻³	-3,653·10 ⁻³	-2,230·10 ⁻⁵	-1,884·10 ⁻⁵	-5,771·10 ⁺³	-4,735·10 ⁺³
439	-3,419·10 ⁻³	-2,514·10 ⁻³	-1,832·10 ⁻⁵	-1,486·10 ⁻⁵	-5,700·10 ⁺³	-4,663·10 ⁺³
440	-3,415·10 ⁻³	-2,510·10 ⁻³	-1,823·10 ⁻⁵	-1,477·10 ⁻⁵	-5,696·10 ⁺³	-4,659·10 ⁺³
441	-4,313·10 ⁻³	-3,409·10 ⁻³	-2,264·10 ⁻⁵	-1,919·10 ⁻⁵	-5,206·10 ⁺³	-4,170·10 ⁺³
442	-4,310·10 ⁻³	-3,406·10 ⁻³	-2,262·10 ⁻⁵	-1,917·10 ⁻⁵	-5,202·10 ⁺³	-4,166·10 ⁺³
443	-3,439·10 ⁻³	-2,541·10 ⁻³	-1,609·10 ⁻⁵	-1,266·10 ⁻⁵	-5,558·10 ⁺³	-4,529·10 ⁺³
444	-3,437·10 ⁻³	-2,539·10 ⁻³	-1,580·10 ⁻⁵	-1,237·10 ⁻⁵	-5,556·10 ⁺³	-4,527·10 ⁺³
445	-4,312·10 ⁻³	-3,404·10 ⁻³	-2,259·10 ⁻⁵	-1,912·10 ⁻⁵	-6,328·10 ⁺³	-5,288·10 ⁺³
446	-4,287·10 ⁻³	-3,379·10 ⁻³	-2,235·10 ⁻⁵	-1,889·10 ⁻⁵	-6,298·10 ⁺³	-5,257·10 ⁺³
447	-2,301·10 ⁻³	-1,395·10 ⁻³	-1,266·10 ⁻⁵	-9,199·10 ⁻⁶	-4,710·10 ⁺³	-3,672·10 ⁺³
448	-2,300·10 ⁻³	-1,394·10 ⁻³	-1,249·10 ⁻⁵	-9,029·10 ⁻⁶	-4,709·10 ⁺³	-3,670·10 ⁺³
449	-4,193·10 ⁻³	-3,287·10 ⁻³	-2,135·10 ⁻⁵	-1,788·10 ⁻⁵	-5,553·10 ⁺³	-4,514·10 ⁺³
450	-4,192·10 ⁻³	-3,286·10 ⁻³	-2,117·10 ⁻⁵	-1,771·10 ⁻⁵	-5,552·10 ⁺³	-4,513·10 ⁺³
451	-1,421·10 ⁻³	-5,246·10 ⁻⁴	-8,886·10 ⁻⁶	-5,461·10 ⁻⁶	-3,015·10 ⁺³	-2,016·10 ⁺³
452	-1,421·10 ⁻³	-5,246·10 ⁻⁴	-8,886·10 ⁻⁶	-5,461·10 ⁻⁶	-3,015·10 ⁺³	-2,016·10 ⁺³
453	-1,651·10 ⁻³	-7,186·10 ⁻⁴	-9,879·10 ⁻⁶	-6,315·10 ⁻⁶	-4,005·10 ⁺³	-2,965·10 ⁺³
454	-1,432·10 ⁻³	-4,991·10 ⁻⁴	-9,511·10 ⁻⁶	-5,947·10 ⁻⁶	-3,023·10 ⁺³	-1,983·10 ⁺³
455	-2,036·10 ⁻³	-1,109·10 ⁻³	-1,118·10 ⁻⁵	-7,640·10 ⁻⁶	-4,012·10 ⁺³	-2,978·10 ⁺³
456	-1,859·10 ⁻³	-9,313·10 ⁻⁴	-1,070·10 ⁻⁵	-7,156·10 ⁻⁶	-3,237·10 ⁺³	-2,204·10 ⁺³
457	-2,075·10 ⁻³	-1,143·10 ⁻³	-1,140·10 ⁻⁵	-7,844·10 ⁻⁶	-4,711·10 ⁺³	-3,672·10 ⁺³
458	-1,860·10 ⁻³	-9,281·10 ⁻⁴	-1,096·10 ⁻⁵	-7,400·10 ⁻⁶	-3,748·10 ⁺³	-2,709·10 ⁺³
459	-2,302·10 ⁻³	-1,396·10 ⁻³	-1,250·10 ⁻⁵	-9,040·10 ⁻⁶	-4,334·10 ⁺³	-3,324·10 ⁺³
460	-2,258·10 ⁻³	-1,352·10 ⁻³	-1,226·10 ⁻⁵	-8,798·10 ⁻⁶	-4,142·10 ⁺³	-3,132·10 ⁺³
461	-1,636·10 ⁻³	-7,343·10 ⁻⁴	-9,282·10 ⁻⁶	-5,836·10 ⁻⁶	-4,000·10 ⁺³	-2,994·10 ⁺³

Daño a la Transporte	Salud humana		Diversidad del ecosistema		Disponibilidad de recursos	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	DALY/t de VFU		especies-año/t de VFU		\$/t de VFU	
462	$-1,622 \cdot 10^{-3}$	$-7,207 \cdot 10^{-4}$	$-9,075 \cdot 10^{-6}$	$-5,633 \cdot 10^{-6}$	$-3,965 \cdot 10^{+3}$	$-2,960 \cdot 10^{+3}$
463	$-7,698 \cdot 10^{-4}$	$1,328 \cdot 10^{-4}$	$-5,428 \cdot 10^{-6}$	$-1,980 \cdot 10^{-6}$	$-3,154 \cdot 10^{+3}$	$-2,148 \cdot 10^{+3}$
464	$-7,254 \cdot 10^{-4}$	$1,772 \cdot 10^{-4}$	$-5,123 \cdot 10^{-6}$	$-1,674 \cdot 10^{-6}$	$-3,100 \cdot 10^{+3}$	$-2,094 \cdot 10^{+3}$
465	$-1,459 \cdot 10^{-3}$	$-5,583 \cdot 10^{-4}$	$-9,370 \cdot 10^{-6}$	$-5,928 \cdot 10^{-6}$	$-3,578 \cdot 10^{+3}$	$-2,574 \cdot 10^{+3}$
466	$-1,425 \cdot 10^{-3}$	$-5,238 \cdot 10^{-4}$	$-9,133 \cdot 10^{-6}$	$-5,690 \cdot 10^{-6}$	$-3,536 \cdot 10^{+3}$	$-2,532 \cdot 10^{+3}$
467	$-2,047 \cdot 10^{-3}$	$-1,150 \cdot 10^{-3}$	$-9,928 \cdot 10^{-6}$	$-6,502 \cdot 10^{-6}$	$-3,384 \cdot 10^{+3}$	$-2,384 \cdot 10^{+3}$
468	$-2,045 \cdot 10^{-3}$	$-1,148 \cdot 10^{-3}$	$-9,914 \cdot 10^{-6}$	$-6,488 \cdot 10^{-6}$	$-3,382 \cdot 10^{+3}$	$-2,382 \cdot 10^{+3}$
469	$-9,065 \cdot 10^{-4}$	$-8,466 \cdot 10^{-6}$	$-5,936 \cdot 10^{-6}$	$-2,505 \cdot 10^{-6}$	$-3,311 \cdot 10^{+3}$	$-2,310 \cdot 10^{+3}$
470	$-9,026 \cdot 10^{-4}$	$-4,598 \cdot 10^{-6}$	$-5,849 \cdot 10^{-6}$	$-2,418 \cdot 10^{-6}$	$-3,307 \cdot 10^{+3}$	$-2,306 \cdot 10^{+3}$
471	$-1,801 \cdot 10^{-3}$	$-9,038 \cdot 10^{-4}$	$-1,026 \cdot 10^{-5}$	$-6,831 \cdot 10^{-6}$	$-2,816 \cdot 10^{+3}$	$-1,817 \cdot 10^{+3}$
472	$-1,798 \cdot 10^{-3}$	$-9,007 \cdot 10^{-4}$	$-1,024 \cdot 10^{-5}$	$-6,809 \cdot 10^{-6}$	$-2,813 \cdot 10^{+3}$	$-1,813 \cdot 10^{+3}$
473	$-9,263 \cdot 10^{-4}$	$-3,563 \cdot 10^{-5}$	$-3,705 \cdot 10^{-6}$	$-3,019 \cdot 10^{-7}$	$-3,169 \cdot 10^{+3}$	$-2,176 \cdot 10^{+3}$
474	$-9,244 \cdot 10^{-4}$	$-3,374 \cdot 10^{-5}$	$-3,415 \cdot 10^{-6}$	$-1,244 \cdot 10^{-8}$	$-3,167 \cdot 10^{+3}$	$-2,174 \cdot 10^{+3}$
475	$-1,800 \cdot 10^{-3}$	$-8,989 \cdot 10^{-4}$	$-1,021 \cdot 10^{-5}$	$-6,768 \cdot 10^{-6}$	$-3,939 \cdot 10^{+3}$	$-2,935 \cdot 10^{+3}$
476	$-1,775 \cdot 10^{-3}$	$-8,739 \cdot 10^{-4}$	$-9,972 \cdot 10^{-6}$	$-6,530 \cdot 10^{-6}$	$-3,909 \cdot 10^{+3}$	$-2,904 \cdot 10^{+3}$
477	$2,112 \cdot 10^{-4}$	$1,111 \cdot 10^{-3}$	$-2,797 \cdot 10^{-7}$	$3,157 \cdot 10^{-6}$	$-2,321 \cdot 10^{+3}$	$-1,319 \cdot 10^{+3}$
478	$2,124 \cdot 10^{-4}$	$1,112 \cdot 10^{-3}$	$-1,094 \cdot 10^{-7}$	$3,327 \cdot 10^{-6}$	$-2,320 \cdot 10^{+3}$	$-1,317 \cdot 10^{+3}$
479	$-1,681 \cdot 10^{-3}$	$-7,812 \cdot 10^{-4}$	$-8,965 \cdot 10^{-6}$	$-5,528 \cdot 10^{-6}$	$-3,164 \cdot 10^{+3}$	$-2,161 \cdot 10^{+3}$
480	$-1,680 \cdot 10^{-3}$	$-7,801 \cdot 10^{-4}$	$-8,791 \cdot 10^{-6}$	$-5,354 \cdot 10^{-6}$	$-3,162 \cdot 10^{+3}$	$-2,160 \cdot 10^{+3}$

Tabla 172. Análisis de sensibilidad, resultados totales, puntuación única

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
1	-1,400·10 ⁺²	-1,216·10 ⁺²	-1,375·10 ⁺²	-1,182·10 ⁺²	-1,709·10 ⁺²	-1,487·10 ⁺²
2	-1,400·10 ⁺²	-1,216·10 ⁺²	-1,375·10 ⁺²	-1,182·10 ⁺²	-1,709·10 ⁺²	-1,487·10 ⁺²
3	-1,527·10 ⁺²	-1,332·10 ⁺²	-1,500·10 ⁺²	-1,295·10 ⁺²	-1,877·10 ⁺²	-1,641·10 ⁺²
4	-1,420·10 ⁺²	-1,225·10 ⁺²	-1,393·10 ⁺²	-1,189·10 ⁺²	-1,744·10 ⁺²	-1,509·10 ⁺²
5	-1,575·10 ⁺²	-1,382·10 ⁺²	-1,546·10 ⁺²	-1,344·10 ⁺²	-1,963·10 ⁺²	-1,730·10 ⁺²
6	-1,489·10 ⁺²	-1,296·10 ⁺²	-1,461·10 ⁺²	-1,258·10 ⁺²	-1,853·10 ⁺²	-1,620·10 ⁺²
7	-1,678·10 ⁺²	-1,484·10 ⁺²	-1,647·10 ⁺²	-1,443·10 ⁺²	-2,052·10 ⁺²	-1,817·10 ⁺²
8	-1,573·10 ⁺²	-1,379·10 ⁺²	-1,542·10 ⁺²	-1,338·10 ⁺²	-1,920·10 ⁺²	-1,685·10 ⁺²
9	-1,686·10 ⁺²	-1,499·10 ⁺²	-1,649·10 ⁺²	-1,453·10 ⁺²	-2,068·10 ⁺²	-1,842·10 ⁺²
10	-1,664·10 ⁺²	-1,477·10 ⁺²	-1,628·10 ⁺²	-1,432·10 ⁺²	-2,038·10 ⁺²	-1,812·10 ⁺²
11	-1,526·10 ⁺²	-1,341·10 ⁺²	-1,501·10 ⁺²	-1,306·10 ⁺²	-1,860·10 ⁺²	-1,636·10 ⁺²
12	-1,521·10 ⁺²	-1,335·10 ⁺²	-1,495·10 ⁺²	-1,300·10 ⁺²	-1,850·10 ⁺²	-1,626·10 ⁺²
13	-1,266·10 ⁺²	-1,080·10 ⁺²	-1,246·10 ⁺²	-1,051·10 ⁺²	-1,552·10 ⁺²	-1,327·10 ⁺²
14	-1,250·10 ⁺²	-1,064·10 ⁺²	-1,229·10 ⁺²	-1,034·10 ⁺²	-1,532·10 ⁺²	-1,308·10 ⁺²
15	-1,495·10 ⁺²	-1,310·10 ⁺²	-1,454·10 ⁺²	-1,260·10 ⁺²	-1,789·10 ⁺²	-1,565·10 ⁺²
16	-1,482·10 ⁺²	-1,297·10 ⁺²	-1,440·10 ⁺²	-1,246·10 ⁺²	-1,774·10 ⁺²	-1,550·10 ⁺²
17	-1,486·10 ⁺²	-1,302·10 ⁺²	-1,463·10 ⁺²	-1,270·10 ⁺²	-1,866·10 ⁺²	-1,644·10 ⁺²
18	-1,486·10 ⁺²	-1,301·10 ⁺²	-1,462·10 ⁺²	-1,269·10 ⁺²	-1,865·10 ⁺²	-1,643·10 ⁺²
19	-1,340·10 ⁺²	-1,155·10 ⁺²	-1,299·10 ⁺²	-1,105·10 ⁺²	-1,601·10 ⁺²	-1,378·10 ⁺²
20	-1,338·10 ⁺²	-1,154·10 ⁺²	-1,297·10 ⁺²	-1,104·10 ⁺²	-1,598·10 ⁺²	-1,375·10 ⁺²
21	-1,411·10 ⁺²	-1,226·10 ⁺²	-1,409·10 ⁺²	-1,216·10 ⁺²	-1,774·10 ⁺²	-1,551·10 ⁺²
22	-1,409·10 ⁺²	-1,225·10 ⁺²	-1,408·10 ⁺²	-1,214·10 ⁺²	-1,772·10 ⁺²	-1,550·10 ⁺²
23	-1,236·10 ⁺²	-1,054·10 ⁺²	-1,223·10 ⁺²	-1,031·10 ⁺²	-1,538·10 ⁺²	-1,318·10 ⁺²
24	-1,235·10 ⁺²	-1,053·10 ⁺²	-1,222·10 ⁺²	-1,030·10 ⁺²	-1,531·10 ⁺²	-1,311·10 ⁺²
25	-1,552·10 ⁺²	-1,367·10 ⁺²	-1,513·10 ⁺²	-1,319·10 ⁺²	-1,898·10 ⁺²	-1,675·10 ⁺²
26	-1,543·10 ⁺²	-1,357·10 ⁺²	-1,503·10 ⁺²	-1,309·10 ⁺²	-1,886·10 ⁺²	-1,662·10 ⁺²
27	-1,167·10 ⁺²	-9,819·10 ⁺¹	-1,014·10 ⁺²	-8,204·10 ⁺¹	-1,198·10 ⁺²	-9,747·10 ⁺¹
28	-1,166·10 ⁺²	-9,815·10 ⁺¹	-1,014·10 ⁺²	-8,200·10 ⁺¹	-1,194·10 ⁺²	-9,706·10 ⁺¹
29	-1,540·10 ⁺²	-1,355·10 ⁺²	-1,420·10 ⁺²	-1,226·10 ⁺²	-1,765·10 ⁺²	-1,542·10 ⁺²
30	-1,540·10 ⁺²	-1,355·10 ⁺²	-1,420·10 ⁺²	-1,226·10 ⁺²	-1,761·10 ⁺²	-1,538·10 ⁺²
31	-8,829·10 ⁺¹	-7,008·10 ⁺¹	-7,423·10 ⁺¹	-5,512·10 ⁺¹	-8,384·10 ⁺¹	-6,184·10 ⁺¹
32	-8,829·10 ⁺¹	-7,008·10 ⁺¹	-7,423·10 ⁺¹	-5,512·10 ⁺¹	-8,384·10 ⁺¹	-6,184·10 ⁺¹
33	-1,009·10 ⁺²	-8,167·10 ⁺¹	-8,666·10 ⁺¹	-6,643·10 ⁺¹	-1,006·10 ⁺²	-7,727·10 ⁺¹
34	-9,023·10 ⁺¹	-7,096·10 ⁺¹	-7,597·10 ⁺¹	-5,575·10 ⁺¹	-8,727·10 ⁺¹	-6,399·10 ⁺¹
35	-1,058·10 ⁺²	-8,664·10 ⁺¹	-9,132·10 ⁺¹	-7,125·10 ⁺¹	-1,092·10 ⁺²	-8,608·10 ⁺¹
36	-9,718·10 ⁺¹	-7,806·10 ⁺¹	-8,278·10 ⁺¹	-6,272·10 ⁺¹	-9,817·10 ⁺¹	-7,510·10 ⁺¹
37	-1,161·10 ⁺²	-9,685·10 ⁺¹	-1,014·10 ⁺²	-8,119·10 ⁺¹	-1,181·10 ⁺²	-9,486·10 ⁺¹
38	-1,056·10 ⁺²	-8,633·10 ⁺¹	-9,093·10 ⁺¹	-7,072·10 ⁺¹	-1,049·10 ⁺²	-8,163·10 ⁺¹
39	-1,168·10 ⁺²	-9,832·10 ⁺¹	-1,016·10 ⁺²	-8,221·10 ⁺¹	-1,197·10 ⁺²	-9,735·10 ⁺¹
40	-1,147·10 ⁺²	-9,620·10 ⁺¹	-9,951·10 ⁺¹	-8,010·10 ⁺¹	-1,167·10 ⁺²	-9,436·10 ⁺¹
41	-1,009·10 ⁺²	-8,252·10 ⁺¹	-8,674·10 ⁺¹	-6,747·10 ⁺¹	-9,893·10 ⁺¹	-7,675·10 ⁺¹

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
42	-1,003·10 ⁺²	-8,198·10 ⁺¹	-8,621·10 ⁺¹	-6,693·10 ⁺¹	-9,792·10 ⁺¹	-7,577·10 ⁺¹
43	-7,490·10 ⁺¹	-5,651·10 ⁺¹	-6,133·10 ⁺¹	-4,203·10 ⁺¹	-6,806·10 ⁺¹	-4,585·10 ⁺¹
44	-7,325·10 ⁺¹	-5,486·10 ⁺¹	-5,954·10 ⁺¹	-4,024·10 ⁺¹	-6,612·10 ⁺¹	-4,391·10 ⁺¹
45	-9,779·10 ⁺¹	-7,944·10 ⁺¹	-8,210·10 ⁺¹	-6,285·10 ⁺¹	-9,180·10 ⁺¹	-6,965·10 ⁺¹
46	-9,650·10 ⁺¹	-7,816·10 ⁺¹	-8,071·10 ⁺¹	-6,146·10 ⁺¹	-9,029·10 ⁺¹	-6,814·10 ⁺¹
47	-9,690·10 ⁺¹	-7,868·10 ⁺¹	-8,299·10 ⁺¹	-6,387·10 ⁺¹	-9,951·10 ⁺¹	-7,751·10 ⁺¹
48	-9,682·10 ⁺¹	-7,860·10 ⁺¹	-8,291·10 ⁺¹	-6,379·10 ⁺¹	-9,942·10 ⁺¹	-7,742·10 ⁺¹
49	-8,224·10 ⁺¹	-6,399·10 ⁺¹	-6,656·10 ⁺¹	-4,740·10 ⁺¹	-7,300·10 ⁺¹	-5,095·10 ⁺¹
50	-8,210·10 ⁺¹	-6,385·10 ⁺¹	-6,640·10 ⁺¹	-4,724·10 ⁺¹	-7,269·10 ⁺¹	-5,064·10 ⁺¹
51	-8,932·10 ⁺¹	-7,110·10 ⁺¹	-7,757·10 ⁺¹	-5,845·10 ⁺¹	-9,027·10 ⁺¹	-6,826·10 ⁺¹
52	-8,921·10 ⁺¹	-7,099·10 ⁺¹	-7,745·10 ⁺¹	-5,833·10 ⁺¹	-9,014·10 ⁺¹	-6,813·10 ⁺¹
53	-7,186·10 ⁺¹	-5,383·10 ⁺¹	-5,893·10 ⁺¹	-4,000·10 ⁺¹	-6,672·10 ⁺¹	-4,493·10 ⁺¹
54	-7,180·10 ⁺¹	-5,377·10 ⁺¹	-5,886·10 ⁺¹	-3,994·10 ⁺¹	-6,601·10 ⁺¹	-4,423·10 ⁺¹
55	-1,035·10 ⁺²	-8,513·10 ⁺¹	-8,800·10 ⁺¹	-6,876·10 ⁺¹	-1,027·10 ⁺²	-8,059·10 ⁺¹
56	-1,025·10 ⁺²	-8,420·10 ⁺¹	-8,700·10 ⁺¹	-6,776·10 ⁺¹	-1,015·10 ⁺²	-7,935·10 ⁺¹
57	-6,494·10 ⁺¹	-4,664·10 ⁺¹	-3,813·10 ⁺¹	-1,893·10 ⁺¹	-3,270·10 ⁺¹	-1,060·10 ⁺¹
58	-6,490·10 ⁺¹	-4,661·10 ⁺¹	-3,809·10 ⁺¹	-1,889·10 ⁺¹	-3,229·10 ⁺¹	-1,019·10 ⁺¹
59	-1,023·10 ⁺²	-8,398·10 ⁺¹	-7,871·10 ⁺¹	-5,950·10 ⁺¹	-8,944·10 ⁺¹	-6,734·10 ⁺¹
60	-1,022·10 ⁺²	-8,394·10 ⁺¹	-7,867·10 ⁺¹	-5,946·10 ⁺¹	-8,902·10 ⁺¹	-6,692·10 ⁺¹
61	-1,219·10 ⁺²	-1,051·10 ⁺²	-1,201·10 ⁺²	-1,025·10 ⁺²	-1,427·10 ⁺²	-1,225·10 ⁺²
62	-1,219·10 ⁺²	-1,051·10 ⁺²	-1,201·10 ⁺²	-1,025·10 ⁺²	-1,427·10 ⁺²	-1,225·10 ⁺²
63	-1,324·10 ⁺²	-1,148·10 ⁺²	-1,305·10 ⁺²	-1,120·10 ⁺²	-1,566·10 ⁺²	-1,353·10 ⁺²
64	-1,235·10 ⁺²	-1,058·10 ⁺²	-1,216·10 ⁺²	-1,031·10 ⁺²	-1,456·10 ⁺²	-1,243·10 ⁺²
65	-1,364·10 ⁺²	-1,189·10 ⁺²	-1,344·10 ⁺²	-1,160·10 ⁺²	-1,638·10 ⁺²	-1,427·10 ⁺²
66	-1,293·10 ⁺²	-1,118·10 ⁺²	-1,273·10 ⁺²	-1,089·10 ⁺²	-1,547·10 ⁺²	-1,335·10 ⁺²
67	-1,450·10 ⁺²	-1,274·10 ⁺²	-1,428·10 ⁺²	-1,243·10 ⁺²	-1,713·10 ⁺²	-1,500·10 ⁺²
68	-1,363·10 ⁺²	-1,186·10 ⁺²	-1,340·10 ⁺²	-1,155·10 ⁺²	-1,603·10 ⁺²	-1,389·10 ⁺²
69	-1,456·10 ⁺²	-1,286·10 ⁺²	-1,429·10 ⁺²	-1,251·10 ⁺²	-1,726·10 ⁺²	-1,520·10 ⁺²
70	-1,439·10 ⁺²	-1,269·10 ⁺²	-1,412·10 ⁺²	-1,233·10 ⁺²	-1,701·10 ⁺²	-1,495·10 ⁺²
71	-1,324·10 ⁺²	-1,155·10 ⁺²	-1,306·10 ⁺²	-1,128·10 ⁺²	-1,553·10 ⁺²	-1,349·10 ⁺²
72	-1,319·10 ⁺²	-1,150·10 ⁺²	-1,301·10 ⁺²	-1,124·10 ⁺²	-1,544·10 ⁺²	-1,341·10 ⁺²
73	-1,107·10 ⁺²	-9,381·10 ⁺¹	-1,094·10 ⁺²	-9,164·10 ⁺¹	-1,296·10 ⁺²	-1,091·10 ⁺²
74	-1,093·10 ⁺²	-9,243·10 ⁺¹	-1,079·10 ⁺²	-9,015·10 ⁺¹	-1,280·10 ⁺²	-1,075·10 ⁺²
75	-1,298·10 ⁺²	-1,129·10 ⁺²	-1,267·10 ⁺²	-1,090·10 ⁺²	-1,493·10 ⁺²	-1,290·10 ⁺²
76	-1,287·10 ⁺²	-1,118·10 ⁺²	-1,255·10 ⁺²	-1,078·10 ⁺²	-1,481·10 ⁺²	-1,277·10 ⁺²
77	-1,290·10 ⁺²	-1,123·10 ⁺²	-1,274·10 ⁺²	-1,098·10 ⁺²	-1,558·10 ⁺²	-1,355·10 ⁺²
78	-1,290·10 ⁺²	-1,122·10 ⁺²	-1,274·10 ⁺²	-1,098·10 ⁺²	-1,557·10 ⁺²	-1,354·10 ⁺²
79	-1,168·10 ⁺²	-1,000·10 ⁺²	-1,137·10 ⁺²	-9,611·10 ⁺¹	-1,337·10 ⁺²	-1,134·10 ⁺²
80	-1,167·10 ⁺²	-9,992·10 ⁺¹	-1,136·10 ⁺²	-9,598·10 ⁺¹	-1,334·10 ⁺²	-1,131·10 ⁺²
81	-1,227·10 ⁺²	-1,060·10 ⁺²	-1,229·10 ⁺²	-1,053·10 ⁺²	-1,481·10 ⁺²	-1,278·10 ⁺²
82	-1,226·10 ⁺²	-1,059·10 ⁺²	-1,228·10 ⁺²	-1,052·10 ⁺²	-1,480·10 ⁺²	-1,277·10 ⁺²
83	-1,082·10 ⁺²	-9,157·10 ⁺¹	-1,074·10 ⁺²	-8,995·10 ⁺¹	-1,285·10 ⁺²	-1,084·10 ⁺²

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
84	-1,081·10 ⁺²	-9,152·10 ⁺¹	-1,073·10 ⁺²	-8,989·10 ⁺¹	-1,279·10 ⁺²	-1,078·10 ⁺²
85	-1,345·10 ⁺²	-1,176·10 ⁺²	-1,316·10 ⁺²	-1,139·10 ⁺²	-1,585·10 ⁺²	-1,381·10 ⁺²
86	-1,337·10 ⁺²	-1,169·10 ⁺²	-1,308·10 ⁺²	-1,131·10 ⁺²	-1,574·10 ⁺²	-1,370·10 ⁺²
87	-1,024·10 ⁺²	-8,559·10 ⁺¹	-9,007·10 ⁺¹	-7,240·10 ⁺¹	-1,001·10 ⁺²	-7,979·10 ⁺¹
88	-1,024·10 ⁺²	-8,556·10 ⁺¹	-9,003·10 ⁺¹	-7,236·10 ⁺¹	-9,978·10 ⁺¹	-7,945·10 ⁺¹
89	-1,335·10 ⁺²	-1,167·10 ⁺²	-1,239·10 ⁺²	-1,062·10 ⁺²	-1,474·10 ⁺²	-1,270·10 ⁺²
90	-1,335·10 ⁺²	-1,167·10 ⁺²	-1,238·10 ⁺²	-1,062·10 ⁺²	-1,470·10 ⁺²	-1,267·10 ⁺²
91	-7,868·10 ⁺¹	-6,207·10 ⁺¹	-6,727·10 ⁺¹	-4,984·10 ⁺¹	-6,999·10 ⁺¹	-4,994·10 ⁺¹
92	-7,868·10 ⁺¹	-6,207·10 ⁺¹	-6,727·10 ⁺¹	-4,984·10 ⁺¹	-6,999·10 ⁺¹	-4,994·10 ⁺¹
93	-8,922·10 ⁺¹	-7,173·10 ⁺¹	-7,762·10 ⁺¹	-5,927·10 ⁺¹	-8,391·10 ⁺¹	-6,279·10 ⁺¹
94	-8,030·10 ⁺¹	-6,281·10 ⁺¹	-6,872·10 ⁺¹	-5,037·10 ⁺¹	-7,285·10 ⁺¹	-5,172·10 ⁺¹
95	-9,323·10 ⁺¹	-7,587·10 ⁺¹	-8,150·10 ⁺¹	-6,328·10 ⁺¹	-9,110·10 ⁺¹	-7,013·10 ⁺¹
96	-8,609·10 ⁺¹	-6,873·10 ⁺¹	-7,439·10 ⁺¹	-5,617·10 ⁺¹	-8,193·10 ⁺¹	-6,098·10 ⁺¹
97	-1,018·10 ⁺²	-8,437·10 ⁺¹	-8,989·10 ⁺¹	-7,156·10 ⁺¹	-9,854·10 ⁺¹	-7,744·10 ⁺¹
98	-9,308·10 ⁺¹	-7,561·10 ⁺¹	-8,117·10 ⁺¹	-6,284·10 ⁺¹	-8,753·10 ⁺¹	-6,642·10 ⁺¹
99	-1,024·10 ⁺²	-8,560·10 ⁺¹	-9,008·10 ⁺¹	-7,241·10 ⁺¹	-9,985·10 ⁺¹	-7,951·10 ⁺¹
100	-1,007·10 ⁺²	-8,383·10 ⁺¹	-8,832·10 ⁺¹	-7,065·10 ⁺¹	-9,736·10 ⁺¹	-7,702·10 ⁺¹
101	-8,917·10 ⁺¹	-7,244·10 ⁺¹	-7,769·10 ⁺¹	-6,013·10 ⁺¹	-8,256·10 ⁺¹	-6,235·10 ⁺¹
102	-8,872·10 ⁺¹	-7,199·10 ⁺¹	-7,724·10 ⁺¹	-5,968·10 ⁺¹	-8,172·10 ⁺¹	-6,154·10 ⁺¹
103	-6,752·10 ⁺¹	-5,077·10 ⁺¹	-5,652·10 ⁺¹	-3,894·10 ⁺¹	-5,686·10 ⁺¹	-3,662·10 ⁺¹
104	-6,615·10 ⁺¹	-4,940·10 ⁺¹	-5,504·10 ⁺¹	-3,746·10 ⁺¹	-5,524·10 ⁺¹	-3,500·10 ⁺¹
105	-8,659·10 ⁺¹	-6,988·10 ⁺¹	-7,382·10 ⁺¹	-5,628·10 ⁺¹	-7,662·10 ⁺¹	-5,644·10 ⁺¹
106	-8,552·10 ⁺¹	-6,881·10 ⁺¹	-7,267·10 ⁺¹	-5,513·10 ⁺¹	-7,537·10 ⁺¹	-5,518·10 ⁺¹
107	-8,585·10 ⁺¹	-6,924·10 ⁺¹	-7,456·10 ⁺¹	-5,713·10 ⁺¹	-8,304·10 ⁺¹	-6,298·10 ⁺¹
108	-8,578·10 ⁺¹	-6,918·10 ⁺¹	-7,450·10 ⁺¹	-5,707·10 ⁺¹	-8,297·10 ⁺¹	-6,291·10 ⁺¹
109	-7,364·10 ⁺¹	-5,700·10 ⁺¹	-6,088·10 ⁺¹	-4,341·10 ⁺¹	-6,096·10 ⁺¹	-4,087·10 ⁺¹
110	-7,352·10 ⁺¹	-5,689·10 ⁺¹	-6,075·10 ⁺¹	-4,329·10 ⁺¹	-6,071·10 ⁺¹	-4,061·10 ⁺¹
111	-7,954·10 ⁺¹	-6,293·10 ⁺¹	-7,005·10 ⁺¹	-5,262·10 ⁺¹	-7,535·10 ⁺¹	-5,529·10 ⁺¹
112	-7,944·10 ⁺¹	-6,283·10 ⁺¹	-6,995·10 ⁺¹	-5,252·10 ⁺¹	-7,524·10 ⁺¹	-5,517·10 ⁺¹
113	-6,500·10 ⁺¹	-4,854·10 ⁺¹	-5,453·10 ⁺¹	-3,726·10 ⁺¹	-5,573·10 ⁺¹	-3,585·10 ⁺¹
114	-6,495·10 ⁺¹	-4,849·10 ⁺¹	-5,447·10 ⁺¹	-3,720·10 ⁺¹	-5,515·10 ⁺¹	-3,527·10 ⁺¹
115	-9,132·10 ⁺¹	-7,461·10 ⁺¹	-7,874·10 ⁺¹	-6,121·10 ⁺¹	-8,573·10 ⁺¹	-6,555·10 ⁺¹
116	-9,055·10 ⁺¹	-7,384·10 ⁺¹	-7,791·10 ⁺¹	-6,037·10 ⁺¹	-8,470·10 ⁺¹	-6,452·10 ⁺¹
117	-5,923·10 ⁺¹	-4,256·10 ⁺¹	-3,720·10 ⁺¹	-1,970·10 ⁺¹	-2,740·10 ⁺¹	-7,264
118	-5,920·10 ⁺¹	-4,253·10 ⁺¹	-3,717·10 ⁺¹	-1,967·10 ⁺¹	-2,706·10 ⁺¹	-6,920
119	-9,033·10 ⁺¹	-7,365·10 ⁺¹	-7,100·10 ⁺¹	-5,350·10 ⁺¹	-7,466·10 ⁺¹	-5,452·10 ⁺¹
120	-9,030·10 ⁺¹	-7,362·10 ⁺¹	-7,096·10 ⁺¹	-5,346·10 ⁺¹	-7,431·10 ⁺¹	-5,417·10 ⁺¹
121	-1,320·10 ⁺²	-1,144·10 ⁺²	-1,293·10 ⁺²	-1,108·10 ⁺²	-1,609·10 ⁺²	-1,396·10 ⁺²
122	-1,320·10 ⁺²	-1,144·10 ⁺²	-1,293·10 ⁺²	-1,108·10 ⁺²	-1,609·10 ⁺²	-1,396·10 ⁺²
123	-1,426·10 ⁺²	-1,241·10 ⁺²	-1,396·10 ⁺²	-1,202·10 ⁺²	-1,748·10 ⁺²	-1,524·10 ⁺²
124	-1,337·10 ⁺²	-1,152·10 ⁺²	-1,307·10 ⁺²	-1,113·10 ⁺²	-1,637·10 ⁺²	-1,414·10 ⁺²
125	-1,466·10 ⁺²	-1,282·10 ⁺²	-1,435·10 ⁺²	-1,242·10 ⁺²	-1,820·10 ⁺²	-1,598·10 ⁺²

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
126	-1,395·10 ⁺²	-1,211·10 ⁺²	-1,364·10 ⁺²	-1,171·10 ⁺²	-1,728·10 ⁺²	-1,506·10 ⁺²
127	-1,552·10 ⁺²	-1,367·10 ⁺²	-1,519·10 ⁺²	-1,325·10 ⁺²	-1,894·10 ⁺²	-1,671·10 ⁺²
128	-1,464·10 ⁺²	-1,280·10 ⁺²	-1,432·10 ⁺²	-1,238·10 ⁺²	-1,784·10 ⁺²	-1,561·10 ⁺²
129	-1,558·10 ⁺²	-1,380·10 ⁺²	-1,521·10 ⁺²	-1,334·10 ⁺²	-1,907·10 ⁺²	-1,692·10 ⁺²
130	-1,540·10 ⁺²	-1,362·10 ⁺²	-1,503·10 ⁺²	-1,316·10 ⁺²	-1,882·10 ⁺²	-1,667·10 ⁺²
131	-1,425·10 ⁺²	-1,248·10 ⁺²	-1,397·10 ⁺²	-1,211·10 ⁺²	-1,734·10 ⁺²	-1,520·10 ⁺²
132	-1,421·10 ⁺²	-1,244·10 ⁺²	-1,393·10 ⁺²	-1,207·10 ⁺²	-1,726·10 ⁺²	-1,512·10 ⁺²
133	-1,209·10 ⁺²	-1,031·10 ⁺²	-1,185·10 ⁺²	-9,991·10 ⁺¹	-1,477·10 ⁺²	-1,263·10 ⁺²
134	-1,195·10 ⁺²	-1,018·10 ⁺²	-1,171·10 ⁺²	-9,842·10 ⁺¹	-1,461·10 ⁺²	-1,247·10 ⁺²
135	-1,400·10 ⁺²	-1,222·10 ⁺²	-1,358·10 ⁺²	-1,172·10 ⁺²	-1,675·10 ⁺²	-1,461·10 ⁺²
136	-1,389·10 ⁺²	-1,212·10 ⁺²	-1,347·10 ⁺²	-1,161·10 ⁺²	-1,662·10 ⁺²	-1,448·10 ⁺²
137	-1,392·10 ⁺²	-1,216·10 ⁺²	-1,366·10 ⁺²	-1,181·10 ⁺²	-1,739·10 ⁺²	-1,526·10 ⁺²
138	-1,392·10 ⁺²	-1,215·10 ⁺²	-1,365·10 ⁺²	-1,180·10 ⁺²	-1,738·10 ⁺²	-1,526·10 ⁺²
139	-1,270·10 ⁺²	-1,094·10 ⁺²	-1,229·10 ⁺²	-1,044·10 ⁺²	-1,518·10 ⁺²	-1,305·10 ⁺²
140	-1,269·10 ⁺²	-1,093·10 ⁺²	-1,228·10 ⁺²	-1,043·10 ⁺²	-1,516·10 ⁺²	-1,303·10 ⁺²
141	-1,329·10 ⁺²	-1,153·10 ⁺²	-1,321·10 ⁺²	-1,136·10 ⁺²	-1,662·10 ⁺²	-1,449·10 ⁺²
142	-1,328·10 ⁺²	-1,152·10 ⁺²	-1,320·10 ⁺²	-1,135·10 ⁺²	-1,661·10 ⁺²	-1,448·10 ⁺²
143	-1,184·10 ⁺²	-1,009·10 ⁺²	-1,165·10 ⁺²	-9,822·10 ⁺¹	-1,466·10 ⁺²	-1,255·10 ⁺²
144	-1,183·10 ⁺²	-1,009·10 ⁺²	-1,165·10 ⁺²	-9,817·10 ⁺¹	-1,460·10 ⁺²	-1,249·10 ⁺²
145	-1,447·10 ⁺²	-1,270·10 ⁺²	-1,408·10 ⁺²	-1,222·10 ⁺²	-1,766·10 ⁺²	-1,552·10 ⁺²
146	-1,439·10 ⁺²	-1,262·10 ⁺²	-1,399·10 ⁺²	-1,213·10 ⁺²	-1,756·10 ⁺²	-1,542·10 ⁺²
147	-1,126·10 ⁺²	-9,492·10 ⁺¹	-9,922·10 ⁺¹	-8,067·10 ⁺¹	-1,183·10 ⁺²	-9,692·10 ⁺¹
148	-1,126·10 ⁺²	-9,489·10 ⁺¹	-9,919·10 ⁺¹	-8,064·10 ⁺¹	-1,179·10 ⁺²	-9,658·10 ⁺¹
149	-1,437·10 ⁺²	-1,260·10 ⁺²	-1,330·10 ⁺²	-1,145·10 ⁺²	-1,655·10 ⁺²	-1,442·10 ⁺²
150	-1,437·10 ⁺²	-1,260·10 ⁺²	-1,330·10 ⁺²	-1,144·10 ⁺²	-1,652·10 ⁺²	-1,438·10 ⁺²
151	-8,031·10 ⁺¹	-6,290·10 ⁺¹	-6,597·10 ⁺¹	-4,770·10 ⁺¹	-7,375·10 ⁺¹	-5,272·10 ⁺¹
152	-8,031·10 ⁺¹	-6,290·10 ⁺¹	-6,597·10 ⁺¹	-4,770·10 ⁺¹	-7,375·10 ⁺¹	-5,272·10 ⁺¹
153	-9,085·10 ⁺¹	-7,255·10 ⁺¹	-7,632·10 ⁺¹	-5,712·10 ⁺¹	-8,767·10 ⁺¹	-6,558·10 ⁺¹
154	-8,193·10 ⁺¹	-6,363·10 ⁺¹	-6,742·10 ⁺¹	-4,822·10 ⁺¹	-7,661·10 ⁺¹	-5,451·10 ⁺¹
155	-9,486·10 ⁺¹	-7,669·10 ⁺¹	-8,020·10 ⁺¹	-6,113·10 ⁺¹	-9,486·10 ⁺¹	-7,291·10 ⁺¹
156	-8,771·10 ⁺¹	-6,955·10 ⁺¹	-7,309·10 ⁺¹	-5,402·10 ⁺¹	-8,569·10 ⁺¹	-6,377·10 ⁺¹
157	-1,035·10 ⁺²	-8,519·10 ⁺¹	-8,859·10 ⁺¹	-6,941·10 ⁺¹	-1,023·10 ⁺²	-8,022·10 ⁺¹
158	-9,471·10 ⁺¹	-7,643·10 ⁺¹	-7,987·10 ⁺¹	-6,069·10 ⁺¹	-9,129·10 ⁺¹	-6,921·10 ⁺¹
159	-1,041·10 ⁺²	-8,642·10 ⁺¹	-8,878·10 ⁺¹	-7,026·10 ⁺¹	-1,036·10 ⁺²	-8,230·10 ⁺¹
160	-1,023·10 ⁺²	-8,466·10 ⁺¹	-8,702·10 ⁺¹	-6,850·10 ⁺¹	-1,011·10 ⁺²	-7,980·10 ⁺¹
161	-9,080·10 ⁺¹	-7,326·10 ⁺¹	-7,639·10 ⁺¹	-5,798·10 ⁺¹	-8,632·10 ⁺¹	-6,514·10 ⁺¹
162	-9,035·10 ⁺¹	-7,281·10 ⁺¹	-7,594·10 ⁺¹	-5,754·10 ⁺¹	-8,548·10 ⁺¹	-6,432·10 ⁺¹
163	-6,915·10 ⁺¹	-5,160·10 ⁺¹	-5,522·10 ⁺¹	-3,679·10 ⁺¹	-6,062·10 ⁺¹	-3,941·10 ⁺¹
164	-6,778·10 ⁺¹	-5,022·10 ⁺¹	-5,374·10 ⁺¹	-3,531·10 ⁺¹	-5,900·10 ⁺¹	-3,779·10 ⁺¹
165	-8,822·10 ⁺¹	-7,070·10 ⁺¹	-7,252·10 ⁺¹	-5,414·10 ⁺¹	-8,038·10 ⁺¹	-5,922·10 ⁺¹
166	-8,715·10 ⁺¹	-6,963·10 ⁺¹	-7,136·10 ⁺¹	-5,298·10 ⁺¹	-7,913·10 ⁺¹	-5,797·10 ⁺¹
167	-8,748·10 ⁺¹	-7,006·10 ⁺¹	-7,326·10 ⁺¹	-5,499·10 ⁺¹	-8,680·10 ⁺¹	-6,577·10 ⁺¹

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
168	-8,741·10 ⁺¹	-7,000·10 ⁺¹	-7,319·10 ⁺¹	-5,492·10 ⁺¹	-8,673·10 ⁺¹	-6,570·10 ⁺¹
169	-7,527·10 ⁺¹	-5,783·10 ⁺¹	-5,958·10 ⁺¹	-4,127·10 ⁺¹	-6,472·10 ⁺¹	-4,365·10 ⁺¹
170	-7,515·10 ⁺¹	-5,771·10 ⁺¹	-5,945·10 ⁺¹	-4,114·10 ⁺¹	-6,447·10 ⁺¹	-4,340·10 ⁺¹
171	-8,117·10 ⁺¹	-6,375·10 ⁺¹	-6,875·10 ⁺¹	-5,047·10 ⁺¹	-7,911·10 ⁺¹	-5,807·10 ⁺¹
172	-8,107·10 ⁺¹	-6,366·10 ⁺¹	-6,865·10 ⁺¹	-5,037·10 ⁺¹	-7,900·10 ⁺¹	-5,796·10 ⁺¹
173	-6,663·10 ⁺¹	-4,936·10 ⁺¹	-5,323·10 ⁺¹	-3,511·10 ⁺¹	-5,949·10 ⁺¹	-3,864·10 ⁺¹
174	-6,658·10 ⁺¹	-4,931·10 ⁺¹	-5,317·10 ⁺¹	-3,505·10 ⁺¹	-5,891·10 ⁺¹	-3,805·10 ⁺¹
175	-9,295·10 ⁺¹	-7,543·10 ⁺¹	-7,744·10 ⁺¹	-5,906·10 ⁺¹	-8,950·10 ⁺¹	-6,834·10 ⁺¹
176	-9,218·10 ⁺¹	-7,466·10 ⁺¹	-7,660·10 ⁺¹	-5,822·10 ⁺¹	-8,846·10 ⁺¹	-6,730·10 ⁺¹
177	-6,086·10 ⁺¹	-4,338·10 ⁺¹	-3,590·10 ⁺¹	-1,755·10 ⁺¹	-3,116·10 ⁺¹	-1,005·10 ⁺¹
178	-6,083·10 ⁺¹	-4,335·10 ⁺¹	-3,587·10 ⁺¹	-1,752·10 ⁺¹	-3,082·10 ⁺¹	-9,706
179	-9,196·10 ⁺¹	-7,448·10 ⁺¹	-6,969·10 ⁺¹	-5,135·10 ⁺¹	-7,842·10 ⁺¹	-5,730·10 ⁺¹
180	-9,192·10 ⁺¹	-7,444·10 ⁺¹	-6,966·10 ⁺¹	-5,131·10 ⁺¹	-7,807·10 ⁺¹	-5,695·10 ⁺¹
181	-1,138·10 ⁺²	-9,704·10 ⁺¹	-1,118·10 ⁺²	-9,418·10 ⁺¹	-1,325·10 ⁺²	-1,123·10 ⁺²
182	-1,138·10 ⁺²	-9,704·10 ⁺¹	-1,118·10 ⁺²	-9,418·10 ⁺¹	-1,325·10 ⁺²	-1,123·10 ⁺²
183	-1,243·10 ⁺²	-1,067·10 ⁺²	-1,221·10 ⁺²	-1,036·10 ⁺²	-1,465·10 ⁺²	-1,251·10 ⁺²
184	-1,154·10 ⁺²	-9,777·10 ⁺¹	-1,132·10 ⁺²	-9,471·10 ⁺¹	-1,354·10 ⁺²	-1,141·10 ⁺²
185	-1,284·10 ⁺²	-1,108·10 ⁺²	-1,260·10 ⁺²	-1,076·10 ⁺²	-1,536·10 ⁺²	-1,325·10 ⁺²
186	-1,212·10 ⁺²	-1,037·10 ⁺²	-1,189·10 ⁺²	-1,005·10 ⁺²	-1,445·10 ⁺²	-1,233·10 ⁺²
187	-1,370·10 ⁺²	-1,193·10 ⁺²	-1,344·10 ⁺²	-1,159·10 ⁺²	-1,611·10 ⁺²	-1,398·10 ⁺²
188	-1,282·10 ⁺²	-1,106·10 ⁺²	-1,257·10 ⁺²	-1,072·10 ⁺²	-1,501·10 ⁺²	-1,288·10 ⁺²
189	-1,376·10 ⁺²	-1,206·10 ⁺²	-1,346·10 ⁺²	-1,167·10 ⁺²	-1,624·10 ⁺²	-1,419·10 ⁺²
190	-1,358·10 ⁺²	-1,188·10 ⁺²	-1,328·10 ⁺²	-1,150·10 ⁺²	-1,599·10 ⁺²	-1,394·10 ⁺²
191	-1,243·10 ⁺²	-1,074·10 ⁺²	-1,222·10 ⁺²	-1,045·10 ⁺²	-1,451·10 ⁺²	-1,247·10 ⁺²
192	-1,238·10 ⁺²	-1,070·10 ⁺²	-1,218·10 ⁺²	-1,040·10 ⁺²	-1,443·10 ⁺²	-1,239·10 ⁺²
193	-1,027·10 ⁺²	-8,574·10 ⁺¹	-1,010·10 ⁺²	-8,328·10 ⁺¹	-1,194·10 ⁺²	-9,897·10 ⁺¹
194	-1,013·10 ⁺²	-8,436·10 ⁺¹	-9,955·10 ⁺¹	-8,180·10 ⁺¹	-1,178·10 ⁺²	-9,735·10 ⁺¹
195	-1,217·10 ⁺²	-1,048·10 ⁺²	-1,183·10 ⁺²	-1,006·10 ⁺²	-1,392·10 ⁺²	-1,188·10 ⁺²
196	-1,206·10 ⁺²	-1,038·10 ⁺²	-1,172·10 ⁺²	-9,947·10 ⁺¹	-1,379·10 ⁺²	-1,175·10 ⁺²
197	-1,210·10 ⁺²	-1,042·10 ⁺²	-1,191·10 ⁺²	-1,015·10 ⁺²	-1,456·10 ⁺²	-1,253·10 ⁺²
198	-1,209·10 ⁺²	-1,041·10 ⁺²	-1,190·10 ⁺²	-1,014·10 ⁺²	-1,455·10 ⁺²	-1,253·10 ⁺²
199	-1,088·10 ⁺²	-9,197·10 ⁺¹	-1,054·10 ⁺²	-8,775·10 ⁺¹	-1,235·10 ⁺²	-1,032·10 ⁺²
200	-1,087·10 ⁺²	-9,185·10 ⁺¹	-1,053·10 ⁺²	-8,763·10 ⁺¹	-1,233·10 ⁺²	-1,030·10 ⁺²
201	-1,147·10 ⁺²	-9,789·10 ⁺¹	-1,146·10 ⁺²	-9,696·10 ⁺¹	-1,379·10 ⁺²	-1,176·10 ⁺²
202	-1,146·10 ⁺²	-9,779·10 ⁺¹	-1,145·10 ⁺²	-9,685·10 ⁺¹	-1,378·10 ⁺²	-1,175·10 ⁺²
203	-1,001·10 ⁺²	-8,350·10 ⁺¹	-9,904·10 ⁺¹	-8,159·10 ⁺¹	-1,183·10 ⁺²	-9,820·10 ⁺¹
204	-1,001·10 ⁺²	-8,345·10 ⁺¹	-9,898·10 ⁺¹	-8,154·10 ⁺¹	-1,177·10 ⁺²	-9,761·10 ⁺¹
205	-1,264·10 ⁺²	-1,096·10 ⁺²	-1,233·10 ⁺²	-1,055·10 ⁺²	-1,483·10 ⁺²	-1,279·10 ⁺²
206	-1,257·10 ⁺²	-1,088·10 ⁺²	-1,224·10 ⁺²	-1,047·10 ⁺²	-1,472·10 ⁺²	-1,269·10 ⁺²
207	-9,436·10 ⁺¹	-7,752·10 ⁺¹	-8,171·10 ⁺¹	-6,404·10 ⁺¹	-8,995·10 ⁺¹	-6,961·10 ⁺¹
208	-9,433·10 ⁺¹	-7,749·10 ⁺¹	-8,168·10 ⁺¹	-6,401·10 ⁺¹	-8,960·10 ⁺¹	-6,926·10 ⁺¹
209	-1,255·10 ⁺²	-1,086·10 ⁺²	-1,155·10 ⁺²	-9,783·10 ⁺¹	-1,372·10 ⁺²	-1,169·10 ⁺²

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
210	$-1,254 \cdot 10^{+2}$	$-1,086 \cdot 10^{+2}$	$-1,155 \cdot 10^{+2}$	$-9,780 \cdot 10^{+1}$	$-1,369 \cdot 10^{+2}$	$-1,165 \cdot 10^{+2}$
211	$-7,061 \cdot 10^{+1}$	$-5,400 \cdot 10^{+1}$	$-5,891 \cdot 10^{+1}$	$-4,149 \cdot 10^{+1}$	$-5,981 \cdot 10^{+1}$	$-3,975 \cdot 10^{+1}$
212	$-7,061 \cdot 10^{+1}$	$-5,400 \cdot 10^{+1}$	$-5,891 \cdot 10^{+1}$	$-4,149 \cdot 10^{+1}$	$-5,981 \cdot 10^{+1}$	$-3,975 \cdot 10^{+1}$
213	$-8,115 \cdot 10^{+1}$	$-6,366 \cdot 10^{+1}$	$-6,927 \cdot 10^{+1}$	$-5,091 \cdot 10^{+1}$	$-7,373 \cdot 10^{+1}$	$-5,261 \cdot 10^{+1}$
214	$-7,223 \cdot 10^{+1}$	$-5,474 \cdot 10^{+1}$	$-6,037 \cdot 10^{+1}$	$-4,201 \cdot 10^{+1}$	$-6,267 \cdot 10^{+1}$	$-4,154 \cdot 10^{+1}$
215	$-8,516 \cdot 10^{+1}$	$-6,780 \cdot 10^{+1}$	$-7,315 \cdot 10^{+1}$	$-5,493 \cdot 10^{+1}$	$-8,092 \cdot 10^{+1}$	$-5,994 \cdot 10^{+1}$
216	$-7,802 \cdot 10^{+1}$	$-6,065 \cdot 10^{+1}$	$-6,604 \cdot 10^{+1}$	$-4,782 \cdot 10^{+1}$	$-7,175 \cdot 10^{+1}$	$-5,080 \cdot 10^{+1}$
217	$-9,377 \cdot 10^{+1}$	$-7,630 \cdot 10^{+1}$	$-8,154 \cdot 10^{+1}$	$-6,320 \cdot 10^{+1}$	$-8,836 \cdot 10^{+1}$	$-6,725 \cdot 10^{+1}$
218	$-8,501 \cdot 10^{+1}$	$-6,754 \cdot 10^{+1}$	$-7,282 \cdot 10^{+1}$	$-5,448 \cdot 10^{+1}$	$-7,735 \cdot 10^{+1}$	$-5,624 \cdot 10^{+1}$
219	$-9,437 \cdot 10^{+1}$	$-7,753 \cdot 10^{+1}$	$-8,173 \cdot 10^{+1}$	$-6,406 \cdot 10^{+1}$	$-8,967 \cdot 10^{+1}$	$-6,933 \cdot 10^{+1}$
220	$-9,260 \cdot 10^{+1}$	$-7,576 \cdot 10^{+1}$	$-7,997 \cdot 10^{+1}$	$-6,230 \cdot 10^{+1}$	$-8,717 \cdot 10^{+1}$	$-6,684 \cdot 10^{+1}$
221	$-8,110 \cdot 10^{+1}$	$-6,437 \cdot 10^{+1}$	$-6,934 \cdot 10^{+1}$	$-5,177 \cdot 10^{+1}$	$-7,238 \cdot 10^{+1}$	$-5,217 \cdot 10^{+1}$
222	$-8,065 \cdot 10^{+1}$	$-6,392 \cdot 10^{+1}$	$-6,889 \cdot 10^{+1}$	$-5,133 \cdot 10^{+1}$	$-7,154 \cdot 10^{+1}$	$-5,135 \cdot 10^{+1}$
223	$-5,946 \cdot 10^{+1}$	$-4,270 \cdot 10^{+1}$	$-4,817 \cdot 10^{+1}$	$-3,059 \cdot 10^{+1}$	$-4,667 \cdot 10^{+1}$	$-2,644 \cdot 10^{+1}$
224	$-5,808 \cdot 10^{+1}$	$-4,133 \cdot 10^{+1}$	$-4,668 \cdot 10^{+1}$	$-2,910 \cdot 10^{+1}$	$-4,506 \cdot 10^{+1}$	$-2,482 \cdot 10^{+1}$
225	$-7,852 \cdot 10^{+1}$	$-6,181 \cdot 10^{+1}$	$-6,547 \cdot 10^{+1}$	$-4,793 \cdot 10^{+1}$	$-6,644 \cdot 10^{+1}$	$-4,626 \cdot 10^{+1}$
226	$-7,745 \cdot 10^{+1}$	$-6,074 \cdot 10^{+1}$	$-6,431 \cdot 10^{+1}$	$-4,677 \cdot 10^{+1}$	$-6,518 \cdot 10^{+1}$	$-4,500 \cdot 10^{+1}$
227	$-7,778 \cdot 10^{+1}$	$-6,117 \cdot 10^{+1}$	$-6,621 \cdot 10^{+1}$	$-4,878 \cdot 10^{+1}$	$-7,286 \cdot 10^{+1}$	$-5,280 \cdot 10^{+1}$
228	$-7,772 \cdot 10^{+1}$	$-6,111 \cdot 10^{+1}$	$-6,614 \cdot 10^{+1}$	$-4,871 \cdot 10^{+1}$	$-7,279 \cdot 10^{+1}$	$-5,273 \cdot 10^{+1}$
229	$-6,557 \cdot 10^{+1}$	$-4,893 \cdot 10^{+1}$	$-5,252 \cdot 10^{+1}$	$-3,506 \cdot 10^{+1}$	$-5,078 \cdot 10^{+1}$	$-3,068 \cdot 10^{+1}$
230	$-6,546 \cdot 10^{+1}$	$-4,882 \cdot 10^{+1}$	$-5,240 \cdot 10^{+1}$	$-3,493 \cdot 10^{+1}$	$-5,053 \cdot 10^{+1}$	$-3,043 \cdot 10^{+1}$
231	$-7,147 \cdot 10^{+1}$	$-5,486 \cdot 10^{+1}$	$-6,170 \cdot 10^{+1}$	$-4,426 \cdot 10^{+1}$	$-6,517 \cdot 10^{+1}$	$-4,510 \cdot 10^{+1}$
232	$-7,138 \cdot 10^{+1}$	$-5,476 \cdot 10^{+1}$	$-6,160 \cdot 10^{+1}$	$-4,416 \cdot 10^{+1}$	$-6,506 \cdot 10^{+1}$	$-4,499 \cdot 10^{+1}$
233	$-5,693 \cdot 10^{+1}$	$-4,047 \cdot 10^{+1}$	$-4,617 \cdot 10^{+1}$	$-2,890 \cdot 10^{+1}$	$-4,555 \cdot 10^{+1}$	$-2,567 \cdot 10^{+1}$
234	$-5,688 \cdot 10^{+1}$	$-4,042 \cdot 10^{+1}$	$-4,612 \cdot 10^{+1}$	$-2,884 \cdot 10^{+1}$	$-4,497 \cdot 10^{+1}$	$-2,508 \cdot 10^{+1}$
235	$-8,325 \cdot 10^{+1}$	$-6,654 \cdot 10^{+1}$	$-7,039 \cdot 10^{+1}$	$-5,285 \cdot 10^{+1}$	$-7,555 \cdot 10^{+1}$	$-5,537 \cdot 10^{+1}$
236	$-8,248 \cdot 10^{+1}$	$-6,577 \cdot 10^{+1}$	$-6,955 \cdot 10^{+1}$	$-5,201 \cdot 10^{+1}$	$-7,452 \cdot 10^{+1}$	$-5,433 \cdot 10^{+1}$
237	$-5,116 \cdot 10^{+1}$	$-3,449 \cdot 10^{+1}$	$-2,885 \cdot 10^{+1}$	$-1,135 \cdot 10^{+1}$	$-1,722 \cdot 10^{+1}$	2,919
238	$-5,113 \cdot 10^{+1}$	$-3,446 \cdot 10^{+1}$	$-2,881 \cdot 10^{+1}$	$-1,131 \cdot 10^{+1}$	$-1,688 \cdot 10^{+1}$	3,263
239	$-8,226 \cdot 10^{+1}$	$-6,558 \cdot 10^{+1}$	$-6,264 \cdot 10^{+1}$	$-4,514 \cdot 10^{+1}$	$-6,448 \cdot 10^{+1}$	$-4,434 \cdot 10^{+1}$
240	$-8,223 \cdot 10^{+1}$	$-6,555 \cdot 10^{+1}$	$-6,261 \cdot 10^{+1}$	$-4,511 \cdot 10^{+1}$	$-6,413 \cdot 10^{+1}$	$-4,398 \cdot 10^{+1}$
241	$-1,147 \cdot 10^{+2}$	$-9,573 \cdot 10^{+1}$	$-1,128 \cdot 10^{+2}$	$-9,289 \cdot 10^{+1}$	$-1,392 \cdot 10^{+2}$	$-1,162 \cdot 10^{+2}$
242	$-1,147 \cdot 10^{+2}$	$-9,573 \cdot 10^{+1}$	$-1,128 \cdot 10^{+2}$	$-9,289 \cdot 10^{+1}$	$-1,392 \cdot 10^{+2}$	$-1,162 \cdot 10^{+2}$
243	$-1,248 \cdot 10^{+2}$	$-1,050 \cdot 10^{+2}$	$-1,228 \cdot 10^{+2}$	$-1,019 \cdot 10^{+2}$	$-1,525 \cdot 10^{+2}$	$-1,285 \cdot 10^{+2}$
244	$-1,163 \cdot 10^{+2}$	$-9,643 \cdot 10^{+1}$	$-1,142 \cdot 10^{+2}$	$-9,339 \cdot 10^{+1}$	$-1,419 \cdot 10^{+2}$	$-1,179 \cdot 10^{+2}$
245	$-1,287 \cdot 10^{+2}$	$-1,089 \cdot 10^{+2}$	$-1,265 \cdot 10^{+2}$	$-1,058 \cdot 10^{+2}$	$-1,594 \cdot 10^{+2}$	$-1,355 \cdot 10^{+2}$
246	$-1,218 \cdot 10^{+2}$	$-1,021 \cdot 10^{+2}$	$-1,197 \cdot 10^{+2}$	$-9,895 \cdot 10^{+1}$	$-1,506 \cdot 10^{+2}$	$-1,268 \cdot 10^{+2}$
247	$-1,369 \cdot 10^{+2}$	$-1,171 \cdot 10^{+2}$	$-1,345 \cdot 10^{+2}$	$-1,137 \cdot 10^{+2}$	$-1,665 \cdot 10^{+2}$	$-1,425 \cdot 10^{+2}$
248	$-1,285 \cdot 10^{+2}$	$-1,087 \cdot 10^{+2}$	$-1,262 \cdot 10^{+2}$	$-1,053 \cdot 10^{+2}$	$-1,560 \cdot 10^{+2}$	$-1,320 \cdot 10^{+2}$
249	$-1,375 \cdot 10^{+2}$	$-1,183 \cdot 10^{+2}$	$-1,347 \cdot 10^{+2}$	$-1,145 \cdot 10^{+2}$	$-1,678 \cdot 10^{+2}$	$-1,445 \cdot 10^{+2}$
250	$-1,358 \cdot 10^{+2}$	$-1,166 \cdot 10^{+2}$	$-1,330 \cdot 10^{+2}$	$-1,128 \cdot 10^{+2}$	$-1,654 \cdot 10^{+2}$	$-1,421 \cdot 10^{+2}$
251	$-1,248 \cdot 10^{+2}$	$-1,057 \cdot 10^{+2}$	$-1,228 \cdot 10^{+2}$	$-1,027 \cdot 10^{+2}$	$-1,512 \cdot 10^{+2}$	$-1,281 \cdot 10^{+2}$

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
252	-1,244·10 ⁺²	-1,052·10 ⁺²	-1,224·10 ⁺²	-1,023·10 ⁺²	-1,504·10 ⁺²	-1,273·10 ⁺²
253	-1,041·10 ⁺²	-8,490·10 ⁺¹	-1,026·10 ⁺²	-8,244·10 ⁺¹	-1,266·10 ⁺²	-1,034·10 ⁺²
254	-1,027·10 ⁺²	-8,358·10 ⁺¹	-1,011·10 ⁺²	-8,102·10 ⁺¹	-1,250·10 ⁺²	-1,019·10 ⁺²
255	-1,223·10 ⁺²	-1,032·10 ⁺²	-1,191·10 ⁺²	-9,906·10 ⁺¹	-1,455·10 ⁺²	-1,224·10 ⁺²
256	-1,213·10 ⁺²	-1,022·10 ⁺²	-1,180·10 ⁺²	-9,795·10 ⁺¹	-1,443·10 ⁺²	-1,212·10 ⁺²
257	-1,216·10 ⁺²	-1,026·10 ⁺²	-1,198·10 ⁺²	-9,987·10 ⁺¹	-1,517·10 ⁺²	-1,287·10 ⁺²
258	-1,216·10 ⁺²	-1,025·10 ⁺²	-1,198·10 ⁺²	-9,981·10 ⁺¹	-1,516·10 ⁺²	-1,286·10 ⁺²
259	-1,099·10 ⁺²	-9,087·10 ⁺¹	-1,067·10 ⁺²	-8,673·10 ⁺¹	-1,305·10 ⁺²	-1,075·10 ⁺²
260	-1,098·10 ⁺²	-9,076·10 ⁺¹	-1,066·10 ⁺²	-8,660·10 ⁺¹	-1,303·10 ⁺²	-1,073·10 ⁺²
261	-1,156·10 ⁺²	-9,654·10 ⁺¹	-1,155·10 ⁺²	-9,554·10 ⁺¹	-1,443·10 ⁺²	-1,213·10 ⁺²
262	-1,155·10 ⁺²	-9,645·10 ⁺¹	-1,154·10 ⁺²	-9,545·10 ⁺¹	-1,442·10 ⁺²	-1,212·10 ⁺²
263	-1,016·10 ⁺²	-8,276·10 ⁺¹	-1,006·10 ⁺²	-8,083·10 ⁺¹	-1,255·10 ⁺²	-1,027·10 ⁺²
264	-1,016·10 ⁺²	-8,271·10 ⁺¹	-1,006·10 ⁺²	-8,077·10 ⁺¹	-1,249·10 ⁺²	-1,021·10 ⁺²
265	-1,269·10 ⁺²	-1,077·10 ⁺²	-1,238·10 ⁺²	-1,038·10 ⁺²	-1,542·10 ⁺²	-1,311·10 ⁺²
266	-1,261·10 ⁺²	-1,070·10 ⁺²	-1,230·10 ⁺²	-1,030·10 ⁺²	-1,533·10 ⁺²	-1,302·10 ⁺²
267	-9,612·10 ⁺¹	-7,703·10 ⁺¹	-8,404·10 ⁺¹	-6,401·10 ⁺¹	-9,836·10 ⁺¹	-7,530·10 ⁺¹
268	-9,609·10 ⁺¹	-7,700·10 ⁺¹	-8,401·10 ⁺¹	-6,398·10 ⁺¹	-9,803·10 ⁺¹	-7,497·10 ⁺¹
269	-1,259·10 ⁺²	-1,068·10 ⁺²	-1,164·10 ⁺²	-9,639·10 ⁺¹	-1,436·10 ⁺²	-1,206·10 ⁺²
270	-1,259·10 ⁺²	-1,068·10 ⁺²	-1,164·10 ⁺²	-9,635·10 ⁺¹	-1,433·10 ⁺²	-1,202·10 ⁺²
271	-7,347·10 ⁺¹	-5,460·10 ⁺¹	-6,233·10 ⁺¹	-4,253·10 ⁺¹	-6,966·10 ⁺¹	-4,687·10 ⁺¹
272	-7,347·10 ⁺¹	-5,460·10 ⁺¹	-6,233·10 ⁺¹	-4,253·10 ⁺¹	-6,966·10 ⁺¹	-4,687·10 ⁺¹
273	-8,357·10 ⁺¹	-6,385·10 ⁺¹	-7,225·10 ⁺¹	-5,155·10 ⁺¹	-8,300·10 ⁺¹	-5,919·10 ⁺¹
274	-7,502·10 ⁺¹	-5,530·10 ⁺¹	-6,372·10 ⁺¹	-4,303·10 ⁺¹	-7,240·10 ⁺¹	-4,858·10 ⁺¹
275	-8,741·10 ⁺¹	-6,782·10 ⁺¹	-7,596·10 ⁺¹	-5,540·10 ⁺¹	-8,988·10 ⁺¹	-6,621·10 ⁺¹
276	-8,057·10 ⁺¹	-6,097·10 ⁺¹	-6,915·10 ⁺¹	-4,859·10 ⁺¹	-8,110·10 ⁺¹	-5,745·10 ⁺¹
277	-9,566·10 ⁺¹	-7,596·10 ⁺¹	-8,400·10 ⁺¹	-6,333·10 ⁺¹	-9,702·10 ⁺¹	-7,322·10 ⁺¹
278	-8,727·10 ⁺¹	-6,757·10 ⁺¹	-7,565·10 ⁺¹	-5,498·10 ⁺¹	-8,646·10 ⁺¹	-6,267·10 ⁺¹
279	-9,623·10 ⁺¹	-7,714·10 ⁺¹	-8,418·10 ⁺¹	-6,415·10 ⁺¹	-9,827·10 ⁺¹	-7,521·10 ⁺¹
280	-9,454·10 ⁺¹	-7,545·10 ⁺¹	-8,250·10 ⁺¹	-6,246·10 ⁺¹	-9,588·10 ⁺¹	-7,282·10 ⁺¹
281	-8,352·10 ⁺¹	-6,453·10 ⁺¹	-7,231·10 ⁺¹	-5,238·10 ⁺¹	-8,171·10 ⁺¹	-5,877·10 ⁺¹
282	-8,309·10 ⁺¹	-6,410·10 ⁺¹	-7,188·10 ⁺¹	-5,196·10 ⁺¹	-8,090·10 ⁺¹	-5,798·10 ⁺¹
283	-6,279·10 ⁺¹	-4,378·10 ⁺¹	-5,203·10 ⁺¹	-3,208·10 ⁺¹	-5,708·10 ⁺¹	-3,412·10 ⁺¹
284	-6,147·10 ⁺¹	-4,246·10 ⁺¹	-5,061·10 ⁺¹	-3,066·10 ⁺¹	-5,553·10 ⁺¹	-3,257·10 ⁺¹
285	-8,105·10 ⁺¹	-6,208·10 ⁺¹	-6,861·10 ⁺¹	-4,870·10 ⁺¹	-7,602·10 ⁺¹	-5,310·10 ⁺¹
286	-8,002·10 ⁺¹	-6,105·10 ⁺¹	-6,750·10 ⁺¹	-4,759·10 ⁺¹	-7,481·10 ⁺¹	-5,190·10 ⁺¹
287	-8,034·10 ⁺¹	-6,147·10 ⁺¹	-6,932·10 ⁺¹	-4,951·10 ⁺¹	-8,217·10 ⁺¹	-5,937·10 ⁺¹
288	-8,028·10 ⁺¹	-6,141·10 ⁺¹	-6,925·10 ⁺¹	-4,945·10 ⁺¹	-8,210·10 ⁺¹	-5,930·10 ⁺¹
289	-6,865·10 ⁺¹	-4,975·10 ⁺¹	-5,621·10 ⁺¹	-3,637·10 ⁺¹	-6,101·10 ⁺¹	-3,818·10 ⁺¹
290	-6,853·10 ⁺¹	-4,963·10 ⁺¹	-5,608·10 ⁺¹	-3,625·10 ⁺¹	-6,077·10 ⁺¹	-3,794·10 ⁺¹
291	-7,430·10 ⁺¹	-5,542·10 ⁺¹	-6,500·10 ⁺¹	-4,519·10 ⁺¹	-7,479·10 ⁺¹	-5,200·10 ⁺¹
292	-7,420·10 ⁺¹	-5,533·10 ⁺¹	-6,490·10 ⁺¹	-4,509·10 ⁺¹	-7,469·10 ⁺¹	-5,189·10 ⁺¹
293	-6,037·10 ⁺¹	-4,164·10 ⁺¹	-5,012·10 ⁺¹	-3,047·10 ⁺¹	-5,600·10 ⁺¹	-3,338·10 ⁺¹

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
294	-6,032·10 ⁺¹	-4,159·10 ⁺¹	-5,007·10 ⁺¹	-3,042·10 ⁺¹	-5,544·10 ⁺¹	-3,282·10 ⁺¹
295	-8,558·10 ⁺¹	-6,661·10 ⁺¹	-7,332·10 ⁺¹	-5,341·10 ⁺¹	-8,474·10 ⁺¹	-6,183·10 ⁺¹
296	-8,484·10 ⁺¹	-6,587·10 ⁺¹	-7,252·10 ⁺¹	-5,261·10 ⁺¹	-8,375·10 ⁺¹	-6,084·10 ⁺¹
297	-5,484·10 ⁺¹	-3,591·10 ⁺¹	-3,352·10 ⁺¹	-1,365·10 ⁺¹	-2,886·10 ⁺¹	-5,991
298	-5,481·10 ⁺¹	-3,588·10 ⁺¹	-3,349·10 ⁺¹	-1,362·10 ⁺¹	-2,853·10 ⁺¹	-5,661
299	-8,463·10 ⁺¹	-6,570·10 ⁺¹	-6,590·10 ⁺¹	-4,603·10 ⁺¹	-7,413·10 ⁺¹	-5,126·10 ⁺¹
300	-8,460·10 ⁺¹	-6,567·10 ⁺¹	-6,587·10 ⁺¹	-4,600·10 ⁺¹	-7,380·10 ⁺¹	-5,092·10 ⁺¹
301	-1,003·10 ⁺²	-8,255·10 ⁺¹	-9,895·10 ⁺¹	-8,037·10 ⁺¹	-1,166·10 ⁺²	-9,524·10 ⁺¹
302	-1,003·10 ⁺²	-8,255·10 ⁺¹	-9,895·10 ⁺¹	-8,037·10 ⁺¹	-1,166·10 ⁺²	-9,524·10 ⁺¹
303	-1,087·10 ⁺²	-9,025·10 ⁺¹	-1,072·10 ⁺²	-8,788·10 ⁺¹	-1,277·10 ⁺²	-1,055·10 ⁺²
304	-1,016·10 ⁺²	-8,314·10 ⁺¹	-1,001·10 ⁺²	-8,078·10 ⁺¹	-1,189·10 ⁺²	-9,667·10 ⁺¹
305	-1,119·10 ⁺²	-9,356·10 ⁺¹	-1,103·10 ⁺²	-9,109·10 ⁺¹	-1,335·10 ⁺²	-1,114·10 ⁺²
306	-1,062·10 ⁺²	-8,786·10 ⁺¹	-1,046·10 ⁺²	-8,541·10 ⁺¹	-1,262·10 ⁺²	-1,041·10 ⁺²
307	-1,187·10 ⁺²	-1,003·10 ⁺²	-1,170·10 ⁺²	-9,769·10 ⁺¹	-1,394·10 ⁺²	-1,172·10 ⁺²
308	-1,118·10 ⁺²	-9,335·10 ⁺¹	-1,101·10 ⁺²	-9,073·10 ⁺¹	-1,306·10 ⁺²	-1,084·10 ⁺²
309	-1,192·10 ⁺²	-1,013·10 ⁺²	-1,172·10 ⁺²	-9,837·10 ⁺¹	-1,405·10 ⁺²	-1,188·10 ⁺²
310	-1,178·10 ⁺²	-9,991·10 ⁺¹	-1,158·10 ⁺²	-9,697·10 ⁺¹	-1,385·10 ⁺²	-1,169·10 ⁺²
311	-1,086·10 ⁺²	-9,082·10 ⁺¹	-1,073·10 ⁺²	-8,857·10 ⁺¹	-1,267·10 ⁺²	-1,052·10 ⁺²
312	-1,083·10 ⁺²	-9,046·10 ⁺¹	-1,069·10 ⁺²	-8,822·10 ⁺¹	-1,260·10 ⁺²	-1,045·10 ⁺²
313	-9,137·10 ⁺¹	-7,354·10 ⁺¹	-9,038·10 ⁺¹	-7,167·10 ⁺¹	-1,062·10 ⁺²	-8,462·10 ⁺¹
314	-9,027·10 ⁺¹	-7,244·10 ⁺¹	-8,920·10 ⁺¹	-7,048·10 ⁺¹	-1,049·10 ⁺²	-8,333·10 ⁺¹
315	-1,066·10 ⁺²	-8,878·10 ⁺¹	-1,042·10 ⁺²	-8,550·10 ⁺¹	-1,219·10 ⁺²	-1,004·10 ⁺²
316	-1,057·10 ⁺²	-8,792·10 ⁺¹	-1,033·10 ⁺²	-8,458·10 ⁺¹	-1,209·10 ⁺²	-9,943·10 ⁺¹
317	-1,060·10 ⁺²	-8,827·10 ⁺¹	-1,048·10 ⁺²	-8,618·10 ⁺¹	-1,271·10 ⁺²	-1,057·10 ⁺²
318	-1,059·10 ⁺²	-8,822·10 ⁺¹	-1,047·10 ⁺²	-8,613·10 ⁺¹	-1,270·10 ⁺²	-1,056·10 ⁺²
319	-9,625·10 ⁺¹	-7,851·10 ⁺¹	-9,386·10 ⁺¹	-7,524·10 ⁺¹	-1,094·10 ⁺²	-8,800·10 ⁺¹
320	-9,616·10 ⁺¹	-7,841·10 ⁺¹	-9,375·10 ⁺¹	-7,513·10 ⁺¹	-1,092·10 ⁺²	-8,780·10 ⁺¹
321	-1,010·10 ⁺²	-8,323·10 ⁺¹	-1,012·10 ⁺²	-8,258·10 ⁺¹	-1,209·10 ⁺²	-9,951·10 ⁺¹
322	-1,009·10 ⁺²	-8,316·10 ⁺¹	-1,011·10 ⁺²	-8,250·10 ⁺¹	-1,208·10 ⁺²	-9,942·10 ⁺¹
323	-8,935·10 ⁺¹	-7,176·10 ⁺¹	-8,879·10 ⁺¹	-7,032·10 ⁺¹	-1,053·10 ⁺²	-8,401·10 ⁺¹
324	-8,931·10 ⁺¹	-7,171·10 ⁺¹	-8,875·10 ⁺¹	-7,028·10 ⁺¹	-1,048·10 ⁺²	-8,354·10 ⁺¹
325	-1,104·10 ⁺²	-9,256·10 ⁺¹	-1,081·10 ⁺²	-8,943·10 ⁺¹	-1,292·10 ⁺²	-1,077·10 ⁺²
326	-1,097·10 ⁺²	-9,194·10 ⁺¹	-1,074·10 ⁺²	-8,876·10 ⁺¹	-1,284·10 ⁺²	-1,069·10 ⁺²
327	-8,475·10 ⁺¹	-6,698·10 ⁺¹	-7,496·10 ⁺¹	-5,632·10 ⁺¹	-8,266·10 ⁺¹	-6,120·10 ⁺¹
328	-8,473·10 ⁺¹	-6,696·10 ⁺¹	-7,494·10 ⁺¹	-5,629·10 ⁺¹	-8,238·10 ⁺¹	-6,092·10 ⁺¹
329	-1,096·10 ⁺²	-9,179·10 ⁺¹	-1,019·10 ⁺²	-8,328·10 ⁺¹	-1,204·10 ⁺²	-9,890·10 ⁺¹
330	-1,095·10 ⁺²	-9,177·10 ⁺¹	-1,019·10 ⁺²	-8,325·10 ⁺¹	-1,201·10 ⁺²	-9,862·10 ⁺¹
331	-6,580·10 ⁺¹	-4,822·10 ⁺¹	-5,677·10 ⁺¹	-3,832·10 ⁺¹	-5,861·10 ⁺¹	-3,737·10 ⁺¹
332	-6,580·10 ⁺¹	-4,822·10 ⁺¹	-5,677·10 ⁺¹	-3,832·10 ⁺¹	-5,861·10 ⁺¹	-3,737·10 ⁺¹
333	-7,421·10 ⁺¹	-5,592·10 ⁺¹	-6,503·10 ⁺¹	-4,584·10 ⁺¹	-6,972·10 ⁺¹	-4,763·10 ⁺¹
334	-6,709·10 ⁺¹	-4,880·10 ⁺¹	-5,793·10 ⁺¹	-3,874·10 ⁺¹	-6,089·10 ⁺¹	-3,880·10 ⁺¹
335	-7,741·10 ⁺¹	-5,922·10 ⁺¹	-6,813·10 ⁺¹	-4,904·10 ⁺¹	-7,545·10 ⁺¹	-5,348·10 ⁺¹

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
336	-7,171·10 ⁺¹	-5,352·10 ⁺¹	-6,246·10 ⁺¹	-4,337·10 ⁺¹	-6,814·10 ⁺¹	-4,619·10 ⁺¹
337	-8,428·10 ⁺¹	-6,601·10 ⁺¹	-7,483·10 ⁺¹	-5,564·10 ⁺¹	-8,139·10 ⁺¹	-5,932·10 ⁺¹
338	-7,729·10 ⁺¹	-5,902·10 ⁺¹	-6,787·10 ⁺¹	-4,869·10 ⁺¹	-7,260·10 ⁺¹	-5,053·10 ⁺¹
339	-8,476·10 ⁺¹	-6,699·10 ⁺¹	-7,498·10 ⁺¹	-5,633·10 ⁺¹	-8,244·10 ⁺¹	-6,097·10 ⁺¹
340	-8,335·10 ⁺¹	-6,558·10 ⁺¹	-7,357·10 ⁺¹	-5,492·10 ⁺¹	-8,045·10 ⁺¹	-5,898·10 ⁺¹
341	-7,417·10 ⁺¹	-5,649·10 ⁺¹	-6,509·10 ⁺¹	-4,653·10 ⁺¹	-6,864·10 ⁺¹	-4,728·10 ⁺¹
342	-7,381·10 ⁺¹	-5,613·10 ⁺¹	-6,473·10 ⁺¹	-4,617·10 ⁺¹	-6,797·10 ⁺¹	-4,663·10 ⁺¹
343	-5,690·10 ⁺¹	-3,920·10 ⁺¹	-4,820·10 ⁺¹	-2,962·10 ⁺¹	-4,813·10 ⁺¹	-2,675·10 ⁺¹
344	-5,581·10 ⁺¹	-3,811·10 ⁺¹	-4,702·10 ⁺¹	-2,844·10 ⁺¹	-4,684·10 ⁺¹	-2,546·10 ⁺¹
345	-7,211·10 ⁺¹	-5,444·10 ⁺¹	-6,200·10 ⁺¹	-4,346·10 ⁺¹	-6,391·10 ⁺¹	-4,256·10 ⁺¹
346	-7,126·10 ⁺¹	-5,359·10 ⁺¹	-6,108·10 ⁺¹	-4,254·10 ⁺¹	-6,290·10 ⁺¹	-4,156·10 ⁺¹
347	-7,152·10 ⁺¹	-5,393·10 ⁺¹	-6,260·10 ⁺¹	-4,414·10 ⁺¹	-6,903·10 ⁺¹	-4,778·10 ⁺¹
348	-7,147·10 ⁺¹	-5,388·10 ⁺¹	-6,254·10 ⁺¹	-4,408·10 ⁺¹	-6,897·10 ⁺¹	-4,773·10 ⁺¹
349	-6,178·10 ⁺¹	-4,417·10 ⁺¹	-5,168·10 ⁺¹	-3,319·10 ⁺¹	-5,141·10 ⁺¹	-3,014·10 ⁺¹
350	-6,169·10 ⁺¹	-4,408·10 ⁺¹	-5,157·10 ⁺¹	-3,309·10 ⁺¹	-5,121·10 ⁺¹	-2,993·10 ⁺¹
351	-6,649·10 ⁺¹	-4,890·10 ⁺¹	-5,900·10 ⁺¹	-4,054·10 ⁺¹	-6,289·10 ⁺¹	-4,164·10 ⁺¹
352	-6,641·10 ⁺¹	-4,882·10 ⁺¹	-5,891·10 ⁺¹	-4,045·10 ⁺¹	-6,280·10 ⁺¹	-4,155·10 ⁺¹
353	-5,489·10 ⁺¹	-3,742·10 ⁺¹	-4,661·10 ⁺¹	-2,828·10 ⁺¹	-4,724·10 ⁺¹	-2,614·10 ⁺¹
354	-5,485·10 ⁺¹	-3,738·10 ⁺¹	-4,657·10 ⁺¹	-2,823·10 ⁺¹	-4,677·10 ⁺¹	-2,567·10 ⁺¹
355	-7,589·10 ⁺¹	-5,822·10 ⁺¹	-6,593·10 ⁺¹	-4,739·10 ⁺¹	-7,117·10 ⁺¹	-4,983·10 ⁺¹
356	-7,527·10 ⁺¹	-5,760·10 ⁺¹	-6,526·10 ⁺¹	-4,672·10 ⁺¹	-7,035·10 ⁺¹	-4,901·10 ⁺¹
357	-5,029·10 ⁺¹	-3,265·10 ⁺¹	-3,278·10 ⁺¹	-1,427·10 ⁺¹	-2,463·10 ⁺¹	-3,327
358	-5,026·10 ⁺¹	-3,262·10 ⁺¹	-3,276·10 ⁺¹	-1,425·10 ⁺¹	-2,436·10 ⁺¹	-3,052
359	-7,510·10 ⁺¹	-5,746·10 ⁺¹	-5,975·10 ⁺¹	-4,124·10 ⁺¹	-6,234·10 ⁺¹	-4,103·10 ⁺¹
360	-7,507·10 ⁺¹	-5,743·10 ⁺¹	-5,972·10 ⁺¹	-4,121·10 ⁺¹	-6,206·10 ⁺¹	-4,075·10 ⁺¹
361	-1,078·10 ⁺²	-8,939·10 ⁺¹	-1,059·10 ⁺²	-8,660·10 ⁺¹	-1,312·10 ⁺²	-1,090·10 ⁺²
362	-1,078·10 ⁺²	-8,939·10 ⁺¹	-1,059·10 ⁺²	-8,660·10 ⁺¹	-1,312·10 ⁺²	-1,090·10 ⁺²
363	-1,162·10 ⁺²	-9,709·10 ⁺¹	-1,142·10 ⁺²	-9,412·10 ⁺¹	-1,423·10 ⁺²	-1,193·10 ⁺²
364	-1,091·10 ⁺²	-8,997·10 ⁺¹	-1,071·10 ⁺²	-8,702·10 ⁺¹	-1,335·10 ⁺²	-1,105·10 ⁺²
365	-1,194·10 ⁺²	-1,004·10 ⁺²	-1,172·10 ⁺²	-9,732·10 ⁺¹	-1,481·10 ⁺²	-1,251·10 ⁺²
366	-1,137·10 ⁺²	-9,469·10 ⁺¹	-1,116·10 ⁺²	-9,165·10 ⁺¹	-1,408·10 ⁺²	-1,178·10 ⁺²
367	-1,263·10 ⁺²	-1,072·10 ⁺²	-1,239·10 ⁺²	-1,039·10 ⁺²	-1,540·10 ⁺²	-1,310·10 ⁺²
368	-1,193·10 ⁺²	-1,002·10 ⁺²	-1,170·10 ⁺²	-9,696·10 ⁺¹	-1,452·10 ⁺²	-1,222·10 ⁺²
369	-1,267·10 ⁺²	-1,082·10 ⁺²	-1,241·10 ⁺²	-1,046·10 ⁺²	-1,551·10 ⁺²	-1,326·10 ⁺²
370	-1,253·10 ⁺²	-1,067·10 ⁺²	-1,227·10 ⁺²	-1,032·10 ⁺²	-1,531·10 ⁺²	-1,306·10 ⁺²
371	-1,161·10 ⁺²	-9,766·10 ⁺¹	-1,142·10 ⁺²	-9,481·10 ⁺¹	-1,413·10 ⁺²	-1,189·10 ⁺²
372	-1,158·10 ⁺²	-9,730·10 ⁺¹	-1,138·10 ⁺²	-9,445·10 ⁺¹	-1,406·10 ⁺²	-1,183·10 ⁺²
373	-9,887·10 ⁺¹	-8,037·10 ⁺¹	-9,732·10 ⁺¹	-7,790·10 ⁺¹	-1,207·10 ⁺²	-9,841·10 ⁺¹
374	-9,778·10 ⁺¹	-7,927·10 ⁺¹	-9,613·10 ⁺¹	-7,671·10 ⁺¹	-1,195·10 ⁺²	-9,712·10 ⁺¹
375	-1,141·10 ⁺²	-9,561·10 ⁺¹	-1,111·10 ⁺²	-9,174·10 ⁺¹	-1,365·10 ⁺²	-1,142·10 ⁺²
376	-1,132·10 ⁺²	-9,476·10 ⁺¹	-1,102·10 ⁺²	-9,081·10 ⁺¹	-1,355·10 ⁺²	-1,132·10 ⁺²
377	-1,135·10 ⁺²	-9,510·10 ⁺¹	-1,117·10 ⁺²	-9,241·10 ⁺¹	-1,416·10 ⁺²	-1,194·10 ⁺²

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
378	$-1,134 \cdot 10^{+2}$	$-9,505 \cdot 10^{+1}$	$-1,117 \cdot 10^{+2}$	$-9,236 \cdot 10^{+1}$	$-1,416 \cdot 10^{+2}$	$-1,194 \cdot 10^{+2}$
379	$-1,038 \cdot 10^{+2}$	$-8,534 \cdot 10^{+1}$	$-1,008 \cdot 10^{+2}$	$-8,147 \cdot 10^{+1}$	$-1,240 \cdot 10^{+2}$	$-1,018 \cdot 10^{+2}$
380	$-1,037 \cdot 10^{+2}$	$-8,525 \cdot 10^{+1}$	$-1,007 \cdot 10^{+2}$	$-8,137 \cdot 10^{+1}$	$-1,238 \cdot 10^{+2}$	$-1,016 \cdot 10^{+2}$
381	$-1,085 \cdot 10^{+2}$	$-9,007 \cdot 10^{+1}$	$-1,081 \cdot 10^{+2}$	$-8,881 \cdot 10^{+1}$	$-1,355 \cdot 10^{+2}$	$-1,133 \cdot 10^{+2}$
382	$-1,084 \cdot 10^{+2}$	$-8,999 \cdot 10^{+1}$	$-1,080 \cdot 10^{+2}$	$-8,873 \cdot 10^{+1}$	$-1,354 \cdot 10^{+2}$	$-1,132 \cdot 10^{+2}$
383	$-9,686 \cdot 10^{+1}$	$-7,859 \cdot 10^{+1}$	$-9,573 \cdot 10^{+1}$	$-7,655 \cdot 10^{+1}$	$-1,199 \cdot 10^{+2}$	$-9,780 \cdot 10^{+1}$
384	$-9,682 \cdot 10^{+1}$	$-7,855 \cdot 10^{+1}$	$-9,568 \cdot 10^{+1}$	$-7,651 \cdot 10^{+1}$	$-1,194 \cdot 10^{+2}$	$-9,733 \cdot 10^{+1}$
385	$-1,179 \cdot 10^{+2}$	$-9,939 \cdot 10^{+1}$	$-1,150 \cdot 10^{+2}$	$-9,566 \cdot 10^{+1}$	$-1,438 \cdot 10^{+2}$	$-1,215 \cdot 10^{+2}$
386	$-1,172 \cdot 10^{+2}$	$-9,877 \cdot 10^{+1}$	$-1,144 \cdot 10^{+2}$	$-9,500 \cdot 10^{+1}$	$-1,430 \cdot 10^{+2}$	$-1,207 \cdot 10^{+2}$
387	$-9,225 \cdot 10^{+1}$	$-7,382 \cdot 10^{+1}$	$-8,190 \cdot 10^{+1}$	$-6,255 \cdot 10^{+1}$	$-9,725 \cdot 10^{+1}$	$-7,499 \cdot 10^{+1}$
388	$-9,223 \cdot 10^{+1}$	$-7,379 \cdot 10^{+1}$	$-8,187 \cdot 10^{+1}$	$-6,252 \cdot 10^{+1}$	$-9,697 \cdot 10^{+1}$	$-7,471 \cdot 10^{+1}$
389	$-1,171 \cdot 10^{+2}$	$-9,863 \cdot 10^{+1}$	$-1,089 \cdot 10^{+2}$	$-8,951 \cdot 10^{+1}$	$-1,350 \cdot 10^{+2}$	$-1,127 \cdot 10^{+2}$
390	$-1,170 \cdot 10^{+2}$	$-9,860 \cdot 10^{+1}$	$-1,088 \cdot 10^{+2}$	$-8,949 \cdot 10^{+1}$	$-1,347 \cdot 10^{+2}$	$-1,124 \cdot 10^{+2}$
391	$-6,649 \cdot 10^{+1}$	$-4,826 \cdot 10^{+1}$	$-5,537 \cdot 10^{+1}$	$-3,624 \cdot 10^{+1}$	$-6,173 \cdot 10^{+1}$	$-3,972 \cdot 10^{+1}$
392	$-6,649 \cdot 10^{+1}$	$-4,826 \cdot 10^{+1}$	$-5,537 \cdot 10^{+1}$	$-3,624 \cdot 10^{+1}$	$-6,173 \cdot 10^{+1}$	$-3,972 \cdot 10^{+1}$
393	$-7,490 \cdot 10^{+1}$	$-5,597 \cdot 10^{+1}$	$-6,363 \cdot 10^{+1}$	$-4,376 \cdot 10^{+1}$	$-7,284 \cdot 10^{+1}$	$-4,998 \cdot 10^{+1}$
394	$-6,778 \cdot 10^{+1}$	$-4,885 \cdot 10^{+1}$	$-5,653 \cdot 10^{+1}$	$-3,666 \cdot 10^{+1}$	$-6,401 \cdot 10^{+1}$	$-4,115 \cdot 10^{+1}$
395	$-7,810 \cdot 10^{+1}$	$-5,927 \cdot 10^{+1}$	$-6,673 \cdot 10^{+1}$	$-4,696 \cdot 10^{+1}$	$-7,857 \cdot 10^{+1}$	$-5,583 \cdot 10^{+1}$
396	$-7,240 \cdot 10^{+1}$	$-5,357 \cdot 10^{+1}$	$-6,106 \cdot 10^{+1}$	$-4,129 \cdot 10^{+1}$	$-7,126 \cdot 10^{+1}$	$-4,853 \cdot 10^{+1}$
397	$-8,497 \cdot 10^{+1}$	$-6,605 \cdot 10^{+1}$	$-7,342 \cdot 10^{+1}$	$-5,356 \cdot 10^{+1}$	$-8,451 \cdot 10^{+1}$	$-6,166 \cdot 10^{+1}$
398	$-7,798 \cdot 10^{+1}$	$-5,906 \cdot 10^{+1}$	$-6,647 \cdot 10^{+1}$	$-4,661 \cdot 10^{+1}$	$-7,572 \cdot 10^{+1}$	$-5,287 \cdot 10^{+1}$
399	$-8,545 \cdot 10^{+1}$	$-6,703 \cdot 10^{+1}$	$-7,357 \cdot 10^{+1}$	$-5,425 \cdot 10^{+1}$	$-8,555 \cdot 10^{+1}$	$-6,332 \cdot 10^{+1}$
400	$-8,404 \cdot 10^{+1}$	$-6,563 \cdot 10^{+1}$	$-7,217 \cdot 10^{+1}$	$-5,284 \cdot 10^{+1}$	$-8,356 \cdot 10^{+1}$	$-6,133 \cdot 10^{+1}$
401	$-7,486 \cdot 10^{+1}$	$-5,653 \cdot 10^{+1}$	$-6,368 \cdot 10^{+1}$	$-4,445 \cdot 10^{+1}$	$-7,176 \cdot 10^{+1}$	$-4,963 \cdot 10^{+1}$
402	$-7,450 \cdot 10^{+1}$	$-5,617 \cdot 10^{+1}$	$-6,333 \cdot 10^{+1}$	$-4,409 \cdot 10^{+1}$	$-7,109 \cdot 10^{+1}$	$-4,898 \cdot 10^{+1}$
403	$-5,759 \cdot 10^{+1}$	$-3,925 \cdot 10^{+1}$	$-4,680 \cdot 10^{+1}$	$-2,754 \cdot 10^{+1}$	$-5,125 \cdot 10^{+1}$	$-2,910 \cdot 10^{+1}$
404	$-5,650 \cdot 10^{+1}$	$-3,815 \cdot 10^{+1}$	$-4,561 \cdot 10^{+1}$	$-2,636 \cdot 10^{+1}$	$-4,996 \cdot 10^{+1}$	$-2,781 \cdot 10^{+1}$
405	$-7,280 \cdot 10^{+1}$	$-5,449 \cdot 10^{+1}$	$-6,060 \cdot 10^{+1}$	$-4,138 \cdot 10^{+1}$	$-6,702 \cdot 10^{+1}$	$-4,491 \cdot 10^{+1}$
406	$-7,195 \cdot 10^{+1}$	$-5,363 \cdot 10^{+1}$	$-5,968 \cdot 10^{+1}$	$-4,046 \cdot 10^{+1}$	$-6,602 \cdot 10^{+1}$	$-4,391 \cdot 10^{+1}$
407	$-7,221 \cdot 10^{+1}$	$-5,398 \cdot 10^{+1}$	$-6,119 \cdot 10^{+1}$	$-4,206 \cdot 10^{+1}$	$-7,214 \cdot 10^{+1}$	$-5,013 \cdot 10^{+1}$
408	$-7,216 \cdot 10^{+1}$	$-5,393 \cdot 10^{+1}$	$-6,114 \cdot 10^{+1}$	$-4,200 \cdot 10^{+1}$	$-7,209 \cdot 10^{+1}$	$-5,007 \cdot 10^{+1}$
409	$-6,247 \cdot 10^{+1}$	$-4,422 \cdot 10^{+1}$	$-5,027 \cdot 10^{+1}$	$-3,111 \cdot 10^{+1}$	$-5,453 \cdot 10^{+1}$	$-3,248 \cdot 10^{+1}$
410	$-6,238 \cdot 10^{+1}$	$-4,412 \cdot 10^{+1}$	$-5,017 \cdot 10^{+1}$	$-3,101 \cdot 10^{+1}$	$-5,432 \cdot 10^{+1}$	$-3,228 \cdot 10^{+1}$
411	$-6,718 \cdot 10^{+1}$	$-4,894 \cdot 10^{+1}$	$-5,759 \cdot 10^{+1}$	$-3,846 \cdot 10^{+1}$	$-6,600 \cdot 10^{+1}$	$-4,399 \cdot 10^{+1}$
412	$-6,710 \cdot 10^{+1}$	$-4,887 \cdot 10^{+1}$	$-5,751 \cdot 10^{+1}$	$-3,837 \cdot 10^{+1}$	$-6,591 \cdot 10^{+1}$	$-4,390 \cdot 10^{+1}$
413	$-5,558 \cdot 10^{+1}$	$-3,747 \cdot 10^{+1}$	$-4,520 \cdot 10^{+1}$	$-2,620 \cdot 10^{+1}$	$-5,035 \cdot 10^{+1}$	$-2,848 \cdot 10^{+1}$
414	$-5,554 \cdot 10^{+1}$	$-3,742 \cdot 10^{+1}$	$-4,516 \cdot 10^{+1}$	$-2,615 \cdot 10^{+1}$	$-4,988 \cdot 10^{+1}$	$-2,802 \cdot 10^{+1}$
415	$-7,658 \cdot 10^{+1}$	$-5,827 \cdot 10^{+1}$	$-6,452 \cdot 10^{+1}$	$-4,531 \cdot 10^{+1}$	$-7,429 \cdot 10^{+1}$	$-5,218 \cdot 10^{+1}$
416	$-7,596 \cdot 10^{+1}$	$-5,765 \cdot 10^{+1}$	$-6,386 \cdot 10^{+1}$	$-4,464 \cdot 10^{+1}$	$-7,346 \cdot 10^{+1}$	$-5,136 \cdot 10^{+1}$
417	$-5,097 \cdot 10^{+1}$	$-3,269 \cdot 10^{+1}$	$-3,138 \cdot 10^{+1}$	$-1,219 \cdot 10^{+1}$	$-2,775 \cdot 10^{+1}$	$-5,675$
418	$-5,095 \cdot 10^{+1}$	$-3,267 \cdot 10^{+1}$	$-3,135 \cdot 10^{+1}$	$-1,217 \cdot 10^{+1}$	$-2,747 \cdot 10^{+1}$	$-5,400$
419	$-7,579 \cdot 10^{+1}$	$-5,750 \cdot 10^{+1}$	$-5,834 \cdot 10^{+1}$	$-3,915 \cdot 10^{+1}$	$-6,545 \cdot 10^{+1}$	$-4,338 \cdot 10^{+1}$

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
420	-7,576·10 ⁺¹	-5,748·10 ⁺¹	-5,832·10 ⁺¹	-3,913·10 ⁺¹	-6,517·10 ⁺¹	-4,310·10 ⁺¹
421	-9,322·10 ⁺¹	-7,550·10 ⁺¹	-9,192·10 ⁺¹	-7,333·10 ⁺¹	-1,086·10 ⁺²	-8,724·10 ⁺¹
422	-9,322·10 ⁺¹	-7,550·10 ⁺¹	-9,192·10 ⁺¹	-7,333·10 ⁺¹	-1,086·10 ⁺²	-8,724·10 ⁺¹
423	-1,016·10 ⁺²	-8,320·10 ⁺¹	-1,002·10 ⁺²	-8,085·10 ⁺¹	-1,197·10 ⁺²	-9,750·10 ⁺¹
424	-9,451·10 ⁺¹	-7,609·10 ⁺¹	-9,308·10 ⁺¹	-7,375·10 ⁺¹	-1,109·10 ⁺²	-8,867·10 ⁺¹
425	-1,048·10 ⁺²	-8,651·10 ⁺¹	-1,033·10 ⁺²	-8,405·10 ⁺¹	-1,255·10 ⁺²	-1,034·10 ⁺²
426	-9,913·10 ⁺¹	-8,081·10 ⁺¹	-9,761·10 ⁺¹	-7,838·10 ⁺¹	-1,182·10 ⁺²	-9,605·10 ⁺¹
427	-1,117·10 ⁺²	-9,329·10 ⁺¹	-1,100·10 ⁺²	-9,065·10 ⁺¹	-1,314·10 ⁺²	-1,092·10 ⁺²
428	-1,047·10 ⁺²	-8,630·10 ⁺¹	-1,030·10 ⁺²	-8,370·10 ⁺¹	-1,226·10 ⁺²	-1,004·10 ⁺²
429	-1,122·10 ⁺²	-9,427·10 ⁺¹	-1,101·10 ⁺²	-9,134·10 ⁺¹	-1,325·10 ⁺²	-1,108·10 ⁺²
430	-1,108·10 ⁺²	-9,286·10 ⁺¹	-1,087·10 ⁺²	-8,993·10 ⁺¹	-1,305·10 ⁺²	-1,089·10 ⁺²
431	-1,016·10 ⁺²	-8,377·10 ⁺¹	-1,002·10 ⁺²	-8,154·10 ⁺¹	-1,187·10 ⁺²	-9,715·10 ⁺¹
432	-1,012·10 ⁺²	-8,341·10 ⁺¹	-9,988·10 ⁺¹	-8,118·10 ⁺¹	-1,180·10 ⁺²	-9,650·10 ⁺¹
433	-8,432·10 ⁺¹	-6,649·10 ⁺¹	-8,335·10 ⁺¹	-6,463·10 ⁺¹	-9,815·10 ⁺¹	-7,662·10 ⁺¹
434	-8,322·10 ⁺¹	-6,539·10 ⁺¹	-8,216·10 ⁺¹	-6,345·10 ⁺¹	-9,686·10 ⁺¹	-7,533·10 ⁺¹
435	-9,953·10 ⁺¹	-8,173·10 ⁺¹	-9,715·10 ⁺¹	-7,847·10 ⁺¹	-1,139·10 ⁺²	-9,243·10 ⁺¹
436	-9,867·10 ⁺¹	-8,087·10 ⁺¹	-9,623·10 ⁺¹	-7,755·10 ⁺¹	-1,129·10 ⁺²	-9,143·10 ⁺¹
437	-9,894·10 ⁺¹	-8,122·10 ⁺¹	-9,774·10 ⁺¹	-7,915·10 ⁺¹	-1,190·10 ⁺²	-9,765·10 ⁺¹
438	-9,889·10 ⁺¹	-8,117·10 ⁺¹	-9,769·10 ⁺¹	-7,909·10 ⁺¹	-1,190·10 ⁺²	-9,759·10 ⁺¹
439	-8,920·10 ⁺¹	-7,146·10 ⁺¹	-8,682·10 ⁺¹	-6,820·10 ⁺¹	-1,014·10 ⁺²	-8,000·10 ⁺¹
440	-8,911·10 ⁺¹	-7,136·10 ⁺¹	-8,672·10 ⁺¹	-6,810·10 ⁺¹	-1,012·10 ⁺²	-7,980·10 ⁺¹
441	-9,390·10 ⁺¹	-7,618·10 ⁺¹	-9,415·10 ⁺¹	-7,555·10 ⁺¹	-1,129·10 ⁺²	-9,151·10 ⁺¹
442	-9,383·10 ⁺¹	-7,611·10 ⁺¹	-9,406·10 ⁺¹	-7,546·10 ⁺¹	-1,128·10 ⁺²	-9,142·10 ⁺¹
443	-8,230·10 ⁺¹	-6,470·10 ⁺¹	-8,176·10 ⁺¹	-6,329·10 ⁺¹	-9,725·10 ⁺¹	-7,601·10 ⁺¹
444	-8,226·10 ⁺¹	-6,466·10 ⁺¹	-8,171·10 ⁺¹	-6,324·10 ⁺¹	-9,679·10 ⁺¹	-7,554·10 ⁺¹
445	-1,033·10 ⁺²	-8,551·10 ⁺¹	-1,011·10 ⁺²	-8,240·10 ⁺¹	-1,212·10 ⁺²	-9,970·10 ⁺¹
446	-1,027·10 ⁺²	-8,489·10 ⁺¹	-1,004·10 ⁺²	-8,173·10 ⁺¹	-1,204·10 ⁺²	-9,888·10 ⁺¹
447	-7,770·10 ⁺¹	-5,993·10 ⁺¹	-6,793·10 ⁺¹	-4,928·10 ⁺¹	-7,465·10 ⁺¹	-5,320·10 ⁺¹
448	-7,768·10 ⁺¹	-5,991·10 ⁺¹	-6,791·10 ⁺¹	-4,926·10 ⁺¹	-7,438·10 ⁺¹	-5,292·10 ⁺¹
449	-1,025·10 ⁺²	-8,474·10 ⁺¹	-9,490·10 ⁺¹	-7,625·10 ⁺¹	-1,124·10 ⁺²	-9,090·10 ⁺¹
450	-1,025·10 ⁺²	-8,471·10 ⁺¹	-9,487·10 ⁺¹	-7,622·10 ⁺¹	-1,121·10 ⁺²	-9,062·10 ⁺¹
451	-5,875·10 ⁺¹	-4,117·10 ⁺¹	-4,974·10 ⁺¹	-3,129·10 ⁺¹	-5,060·10 ⁺¹	-2,937·10 ⁺¹
452	-5,875·10 ⁺¹	-4,117·10 ⁺¹	-4,974·10 ⁺¹	-3,129·10 ⁺¹	-5,060·10 ⁺¹	-2,937·10 ⁺¹
453	-6,716·10 ⁺¹	-4,887·10 ⁺¹	-5,800·10 ⁺¹	-3,880·10 ⁺¹	-6,171·10 ⁺¹	-3,963·10 ⁺¹
454	-6,004·10 ⁺¹	-4,175·10 ⁺¹	-5,090·10 ⁺¹	-3,171·10 ⁺¹	-5,288·10 ⁺¹	-3,080·10 ⁺¹
455	-7,036·10 ⁺¹	-5,217·10 ⁺¹	-6,110·10 ⁺¹	-4,201·10 ⁺¹	-6,745·10 ⁺¹	-4,548·10 ⁺¹
456	-6,466·10 ⁺¹	-4,647·10 ⁺¹	-5,543·10 ⁺¹	-3,634·10 ⁺¹	-6,013·10 ⁺¹	-3,819·10 ⁺¹
457	-7,724·10 ⁺¹	-5,896·10 ⁺¹	-6,780·10 ⁺¹	-4,861·10 ⁺¹	-7,339·10 ⁺¹	-5,132·10 ⁺¹
458	-7,025·10 ⁺¹	-5,197·10 ⁺¹	-6,084·10 ⁺¹	-4,165·10 ⁺¹	-6,460·10 ⁺¹	-4,253·10 ⁺¹
459	-7,771·10 ⁺¹	-5,994·10 ⁺¹	-6,794·10 ⁺¹	-4,929·10 ⁺¹	-7,443·10 ⁺¹	-5,297·10 ⁺¹
460	-7,630·10 ⁺¹	-5,853·10 ⁺¹	-6,654·10 ⁺¹	-4,789·10 ⁺¹	-7,244·10 ⁺¹	-5,098·10 ⁺¹
461	-6,712·10 ⁺¹	-4,944·10 ⁺¹	-5,806·10 ⁺¹	-3,950·10 ⁺¹	-6,064·10 ⁺¹	-3,928·10 ⁺¹

Perspectiva	Individualista		Jerárquica		Igualitaria	
Transporte	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Subconjunto	Pt/t de VFU		Pt/t de VFU		Pt/t de VFU	
462	$-6,676 \cdot 10^{+1}$	$-4,908 \cdot 10^{+1}$	$-5,770 \cdot 10^{+1}$	$-3,914 \cdot 10^{+1}$	$-5,996 \cdot 10^{+1}$	$-3,863 \cdot 10^{+1}$
463	$-4,985 \cdot 10^{+1}$	$-3,215 \cdot 10^{+1}$	$-4,117 \cdot 10^{+1}$	$-2,259 \cdot 10^{+1}$	$-4,012 \cdot 10^{+1}$	$-1,875 \cdot 10^{+1}$
464	$-4,876 \cdot 10^{+1}$	$-3,105 \cdot 10^{+1}$	$-3,998 \cdot 10^{+1}$	$-2,140 \cdot 10^{+1}$	$-3,883 \cdot 10^{+1}$	$-1,746 \cdot 10^{+1}$
465	$-6,506 \cdot 10^{+1}$	$-4,739 \cdot 10^{+1}$	$-5,497 \cdot 10^{+1}$	$-3,643 \cdot 10^{+1}$	$-5,590 \cdot 10^{+1}$	$-3,456 \cdot 10^{+1}$
466	$-6,421 \cdot 10^{+1}$	$-4,654 \cdot 10^{+1}$	$-5,405 \cdot 10^{+1}$	$-3,550 \cdot 10^{+1}$	$-5,489 \cdot 10^{+1}$	$-3,356 \cdot 10^{+1}$
467	$-6,447 \cdot 10^{+1}$	$-4,688 \cdot 10^{+1}$	$-5,556 \cdot 10^{+1}$	$-3,710 \cdot 10^{+1}$	$-6,102 \cdot 10^{+1}$	$-3,978 \cdot 10^{+1}$
468	$-6,442 \cdot 10^{+1}$	$-4,683 \cdot 10^{+1}$	$-5,551 \cdot 10^{+1}$	$-3,705 \cdot 10^{+1}$	$-6,096 \cdot 10^{+1}$	$-3,973 \cdot 10^{+1}$
469	$-5,474 \cdot 10^{+1}$	$-3,712 \cdot 10^{+1}$	$-4,464 \cdot 10^{+1}$	$-2,616 \cdot 10^{+1}$	$-4,340 \cdot 10^{+1}$	$-2,214 \cdot 10^{+1}$
470	$-5,464 \cdot 10^{+1}$	$-3,703 \cdot 10^{+1}$	$-4,454 \cdot 10^{+1}$	$-2,606 \cdot 10^{+1}$	$-4,320 \cdot 10^{+1}$	$-2,193 \cdot 10^{+1}$
471	$-5,944 \cdot 10^{+1}$	$-4,185 \cdot 10^{+1}$	$-5,196 \cdot 10^{+1}$	$-3,350 \cdot 10^{+1}$	$-5,488 \cdot 10^{+1}$	$-3,364 \cdot 10^{+1}$
472	$-5,936 \cdot 10^{+1}$	$-4,177 \cdot 10^{+1}$	$-5,188 \cdot 10^{+1}$	$-3,342 \cdot 10^{+1}$	$-5,479 \cdot 10^{+1}$	$-3,355 \cdot 10^{+1}$
473	$-4,784 \cdot 10^{+1}$	$-3,037 \cdot 10^{+1}$	$-3,958 \cdot 10^{+1}$	$-2,124 \cdot 10^{+1}$	$-3,923 \cdot 10^{+1}$	$-1,814 \cdot 10^{+1}$
474	$-4,780 \cdot 10^{+1}$	$-3,033 \cdot 10^{+1}$	$-3,953 \cdot 10^{+1}$	$-2,120 \cdot 10^{+1}$	$-3,876 \cdot 10^{+1}$	$-1,767 \cdot 10^{+1}$
475	$-6,884 \cdot 10^{+1}$	$-5,117 \cdot 10^{+1}$	$-5,890 \cdot 10^{+1}$	$-4,035 \cdot 10^{+1}$	$-6,317 \cdot 10^{+1}$	$-4,183 \cdot 10^{+1}$
476	$-6,822 \cdot 10^{+1}$	$-5,055 \cdot 10^{+1}$	$-5,823 \cdot 10^{+1}$	$-3,969 \cdot 10^{+1}$	$-6,234 \cdot 10^{+1}$	$-4,101 \cdot 10^{+1}$
477	$-4,324 \cdot 10^{+1}$	$-2,560 \cdot 10^{+1}$	$-2,575 \cdot 10^{+1}$	-7,238	$-1,663 \cdot 10^{+1}$	4,673
478	$-4,321 \cdot 10^{+1}$	$-2,557 \cdot 10^{+1}$	$-2,573 \cdot 10^{+1}$	-7,212	$-1,635 \cdot 10^{+1}$	4,948
479	$-6,805 \cdot 10^{+1}$	$-5,041 \cdot 10^{+1}$	$-5,272 \cdot 10^{+1}$	$-3,420 \cdot 10^{+1}$	$-5,433 \cdot 10^{+1}$	$-3,303 \cdot 10^{+1}$
480	$-6,802 \cdot 10^{+1}$	$-5,038 \cdot 10^{+1}$	$-5,269 \cdot 10^{+1}$	$-3,418 \cdot 10^{+1}$	$-5,405 \cdot 10^{+1}$	$-3,275 \cdot 10^{+1}$