



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

Programa de doctorado
Proyectos de innovación tecnológica en ingeniería del producto y del proceso

DESARROLLO Y APLICACIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO AMBIENTAL DE RUIDO Y DE USO DE SUELO EN LA METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

Memoria de tesis presentada por

Daniel Garraín Cordero

para optar al grado de doctor, dirigida por

Dra. Rosario Vidal Nadal

Castellón (España). Marzo 2009

A mis padres

Agradecimientos

En primer lugar me gustaría expresar mi más sincero agradecimiento y gran admiración a mi directora de tesis, la Dra. Rosario Vidal, por haber depositado su confianza en mí para la realización tanto de esta investigación doctoral como de otros proyectos dentro del Grupo de Ingeniería del Diseño (GID) de la Universitat Jaume I de Castellón. Esto me ha permitido introducirme de lleno en el difícil, pero a la vez apasionante, mundo de la investigación. Gracias *Sari*, por tu asesoramiento, consejos, opiniones, reflexiones y constante apoyo.

Hay personas a las que les debo un agradecimiento muy especial. En principio, a Vicente Franco. Gracias *Tín*, por tu esfuerzo, generosidad, disponibilidad y especial dedicación durante todo este tiempo. La mayoría de mi productividad científica te la debo a ti, tanto por el trabajo conjunto como por la revisión y traducción de textos. Pero lo que realmente me gustaría agradecerte forma singular es tu amistad sin condiciones.

A Carlos Muñoz. Gracias *Carlitos*, por ‘sacarme’ de la difícil situación que tenía en el sector industrial y brindarme la posibilidad de conocer este mundo investigador y docente, en el cual siempre había tenido puestas mis ilusiones en alcanzarlo. Hace mucho tiempo que somos amigos y hemos podido compartir y disfrutar grandes momentos, pero al trabajar junto a ti me has demostrado que eres confidente, luchador y gran profesional. Espero que nuestro ‘codo con codo’ siga presente durante muchísimo tiempo.

A Marta Royo y a David Cebrian-Tarrason. Gracias *La_Marta* y *Sibrayan* por vuestras aportaciones y por el compañerismo, amistad y apoyo mostrado en todo momento, sobre todo en situaciones que no han sido fáciles y en las me he llevado algún que otro varapalo, y que gracias a vosotros he conseguido superar.

No quisiera olvidarme de Juan Gasch. Gracias *Juanillo* por tu contribución final y por tus cantidades industriales de simpatía.

Quiero expresar mi agradecimiento al resto de componentes permanentes del GID o que han pasado durante el tiempo en que he llevado a cabo esta investigación, ya que de alguna u otra forma han aportado su grano de arena y me han hecho sentir miembro de un gran grupo.

Una mención especial a Daniel Justel por los buenos ratos vividos durante sus estancias temporales en el grupo, sin olvidar los momentos especiales de los congresos en los que hemos coincidido: ‘¡Aúpa Oviedo!’.

A mis amigos, a los cuales los he dejado un poco de lado los últimos meses, pero que sé de buena tinta que se han acordado continuamente de mí.

Agradecimientos

Al Instituto Tecnológico del Plástico (AIMPLAS) de Paterna, en especial a Pilar Martínez, por la aportación de datos y colaboración para los estudios desarrollados.

Al Ministerio de Fomento de España por la financiación de mi estancia en el grupo durante el desarrollo de esta tesis.

Finalmente, a mis padres por su cariño y por creer en mí.

Gracias de corazón,

Dani

Agradecimientos	iii
Índice	v
Índice de tablas	ix
Índice de figuras	xv
Abreviaturas	xix
Resumen	xxiii
Resum	xxv
Abstract	xxvii
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Objeto y alcance	1
1.2 Objetivos.....	1
1.3 Justificación	1
1.3.1 Necesidad del desarrollo de la categoría de ruido en el ACV e indicadores de impacto	3
1.3.2 Necesidad del desarrollo de la categoría de uso de suelo en el ACV e indicadores de impacto.....	3
1.4 Hipótesis	4
1.5 Metodología	5
1.6 Contenido y estructura.....	6
Capítulo 2. Análisis de ciclo de vida	11
2.1 Introducción	11
2.2 Metodología del análisis de ciclo de vida	11
2.3 Partes del análisis del ciclo de vida.....	13
2.3.1 Definición de objetivos y el alcance	13
2.3.2 Análisis del inventario	14
2.3.3 Evaluación de impacto	14
2.3.4 Interpretación	25
Capítulo 3. El transporte rodado por carretera y el medio ambiente	27
3.1 Introducción	27
3.2 Situación actual del transporte y el medio ambiente.....	27
3.3 El transporte rodado por carretera y la calidad del aire	28
3.4 El transporte rodado por carretera y el ruido	29
3.4.1 Introducción.....	29
3.4.2 Modelos de cálculo de ruido del tráfico rodado	30
3.4.3 Los mapas de ruido de carreteras.....	31
3.5 El transporte rodado por carretera y el uso del suelo.....	33
3.5.1 Introducción.....	33
3.5.2 Fragmentación de los hábitats provocado por las carreteras	33
3.6 ACV del transporte rodado por carretera.....	35

Capítulo 4. Los biopolímeros y el medio ambiente	39
4.1 Introducción	39
4.2 Materiales biopolímeros	39
4.2.1 Clasificación de los biopolímeros	40
4.2.2 Costes y competitividad de los biopolímeros.....	42
4.3 Los biopolímeros y el uso de suelo.....	43
4.4 ACV comparativos de biopolímeros y polímeros petroquímicos	47
Capítulo 5. Indicadores de impacto en las categorías de ruido y uso de suelo	53
5.1 Introducción	53
5.2 Los indicadores medioambientales y el marco DPSIR	53
5.3 Indicadores medioambientales del sector transporte	60
5.3.1 Introducción.....	60
5.3.2 Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.....	63
5.3.3 Organización Mundial de la Salud.....	63
5.3.4 Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible	64
5.3.5 Agencia Europea del Medio Ambiente.....	65
5.3.6 Eurostat.....	66
5.3.7 Comisión Europea	67
5.3.8 Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España	68
5.3.9 Grupo de Ingeniería del Diseño de la Universitat Jaume I de Castellón.....	69
5.4 Indicadores medioambientales del sector agricultura	71
5.4.1 Introducción.....	71
5.4.2 Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.....	71
5.4.3 Comisión Europea	72
5.4.4 Agencia Europea del Medio Ambiente.....	72
5.4.5 Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas.....	73
5.4.6 Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España	73
5.5 Indicadores medioambientales de las categorías de ruido y uso de suelo	74
5.5.1 Agencia Europea del Medio Ambiente.....	75
5.5.2 Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España	79
5.6 Discusión y conclusiones	81
Capítulo 6. Desarrollo y aplicación de la categoría de ruido.....	85
6.1 Introducción	85
6.2 Efectos del ruido sobre la salud humana.....	85
6.3 Metodologías para determinar el impacto del ruido a gran escala.....	88
6.3.1 Metodología de Müller-Wenk.....	89
6.3.2 Metodología de Doka.....	95
6.3.3 Metodología de Nielsen & Laursen	97
6.4 Discusión de los métodos actuales para incluir la categoría de ruido del tráfico en los ACV.....	99
6.5 Metodología para evaluar la categoría de ruido del tráfico en los ACV..	100
6.5.1 Introducción.....	100
6.5.2 Modelo de emisión de ruido del tráfico.....	102
6.5.3 Variación del ruido con la variación del tráfico	108
6.5.4 Población afectada por el incremento del ruido.....	111
6.5.5 Daños en la salud de la población afectada por el incremento de ruido	111
6.6 Aplicación de la metodología	113
6.6.1 Daños sobre la salud de ruido del tráfico en la ciudad de Madrid	113

6.6.2 Daños sobre la salud del ruido del tráfico en España.....	122
6.7 Discusión de resultados y conclusiones.....	130
Capítulo 7. Desarrollo y aplicación de la categoría de uso de suelo	133
7.1 Introducción	133
7.2 La categoría de uso de suelo en los ACV	133
7.3 Impacto sobre la biodiversidad	136
7.4 Impacto sobre las funciones de soporte vital o la fertilidad del suelo	137
7.5 Impacto sobre el paisaje.....	138
7.6 Otros impactos	143
7.7 Otras clasificaciones	144
7.8 Discusión de los métodos actuales para incluir la categoría de uso de suelo en los ACV.....	146
7.8.1 Introducción.....	146
7.8.2 Discusión del impacto sobre la biodiversidad	148
7.8.3 Discusión del impacto sobre las funciones de soporte de vida.....	151
7.8.4 Conclusiones de la aplicación de los métodos existentes.....	153
7.9 Métodos de evaluación multicriterio discreta: el proceso analítico jerárquico.....	154
7.9.1 Introducción.....	154
7.9.2 Métodos de evaluación multicriterio discretos	157
7.9.3 El proceso analítico jerárquico	158
7.10 Aplicación de la metodología multicriterio para evaluar la categoría del uso del suelo	162
7.10.1 Introducción.....	162
7.10.2 Identificación y justificación de los impactos seleccionados.....	163
7.10.3 Elaboración del cuestionario.....	168
7.10.4 Resultados del cuestionario	169
7.10.5 Escala de cada indicador de impacto	171
7.11 Conclusiones.....	172
Capítulo 8. Adaptación de las categorías en los estudios de ACV	175
8.1 Introducción	175
8.2 ACV de las infraestructuras de carreteras españolas	175
8.2.1 Objeto, alcance y unidad funcional.....	175
8.2.2 Inventario y evaluación del impacto sobre la calidad del aire de las infraestructuras de carreteras españolas	176
8.2.3 Adaptación de la categoría de ruido en el ACV de las infraestructuras de carreteras españolas.....	182
8.2.4 Comparación de los resultados con otras categorías de impacto.....	184
8.3 ACV de biopolímeros	187
8.3.1 Objeto, alcance y unidad funcional.....	187
8.3.2 Inventario y evaluación de la producción de biopolímeros	188
8.3.3 Adaptación de la categoría de uso de suelo en el ACV de la producción de biopolímeros	192
8.4 ACV de composites	193
8.4.1 Objeto, alcance y unidad funcional.....	193
8.4.2 Inventario y evaluación	195
8.4.3 Adaptación de la categoría de uso de suelo en el ACV de composites	197
8.4.4 Comparación de los resultados con otras categorías de impacto.....	200

Capítulo 9. Conclusiones, futuros trabajos y publicaciones.....	203
9.1 Conclusiones.....	203
9.1.1 Validación de las hipótesis	204
9.1.2 Cumplimiento de los objetivos.....	206
9.2 Futuros trabajos y líneas de investigación.....	206
9.2.1 Categoría de ruido	207
9.2.2 Categoría de uso de suelo.....	208
9.2.3 Otras categorías: olor.....	209
9.2.4 Otros sectores: cerámico	211
9.3 Publicaciones derivadas de la tesis.....	213
9.3.1 Revistas	213
9.3.2 Capítulos de libro	214
9.3.3 Congresos nacionales e internacionales	214
9.3.4 Documentos científico-técnicos.....	217
Referencias y bibliografía consultada	219
Anexo.....	241

Índice de tablas

Tabla 1	Efectos ambientales a considerar en las categorías de impacto en un EICV (SETAC, 1993).....	16
Tabla 2	Factores de caracterización y unidad de referencia para categorías de impacto medioambiental.....	23
Tabla 3	Potencial de acidificación para algunos gases representativos (kg SO ₂ eq / kg i)	24
Tabla 4	Precio medio de los termoplásticos, año 2005 (polymer-age.co.uk, 2008).....	43
Tabla 5	Valoración de las categorías y subcategorías de impacto aventajadas en el estudio de biopolímeros basados en recursos renovables o petroquímicos (Patel et al., 2003).....	48
Tabla 6	Referencias para el desarrollo de indicadores DPSIR en tema de suelo (Blum, 2004).....	58
Tabla 7	Resumen del estudio de las características de los indicadores realizado por Gilbert & Tanguay (2000)	61
Tabla 8	Lista preliminar de los indicadores medioambientales para un transporte sostenible (Litman, 2008a).....	62
Tabla 9	Indicadores desarrollados por el grupo GID de la UJI, por metodología utilizada para su desarrollo (Vidal et al., 2006a y 2007)	69
Tabla 10	Datos característicos de la molestia del ruido del transporte en algunos países miembros de la UE (EEA, 1999).....	76
Tabla 11	Indicadores medioambientales de la categoría de uso de suelo (www.eea.europa.eu).....	77
Tabla 12	Resultados de los mapas estratégicos de ruido en la comunidades de Asturias, Cantabria y Murcia (MMA, 2008)	80
Tabla 13	Indicadores medioambientales del suelo (MMA, 2008).....	80
Tabla 14	Número de cada tipo de indicadores del marco DPSIR en los sectores de transporte y agricultura, por institución u organismo.....	81
Tabla 15	Número de cada tipo de indicadores del marco DPSIR en las categorías de ruido y uso de suelo, por institución u organismo.....	82
Tabla 16	Ejemplos de cálculo del incremento en el nivel de ruido por el tráfico adicional en diversas carreteras de Suiza, durante el período del día, adaptado de Müller-Wenk (2004)	91
Tabla 17	Ruido adicional para la red de carreteras total de Suiza al adicionar un viaje adicional de 1000 vehículos-km (vkm) con una ruta desconocida, adaptado de Müller-Wenk (2004)	92
Tabla 18	Casos adicionales de perturbación por el incremento anual de 1000 vkm, adaptado de Müller-Wenk (2004).....	94
Tabla 19	DW para la perturbación de la comunicación y del sueño a partir de resultados de encuestas del Instituto Nacional de Seguridad y Accidentes de Suiza, adaptado de Müller-Wenk (2004).....	95
Tabla 20	Daños sobre la salud, medidos en DALY, causados por 1000 vkm en carreteras suizas, durante el día y la noche (Müller-Wenk, 2004)	95

Tabla 21	Valores de los parámetros de regresión de la fórmula de Doka (2003) 96
Tabla 22	Coefficientes del modelo de emisión del ruido por categoría de vehículo (IMAGINE, 2007) 104
Tabla 23	Clases de vehículos en el proyecto IMAGINE (2007) 105
Tabla 24	Valoración de la discapacidad (Murray & López, 1996)..... 112
Tabla 25	Longitudes y velocidades medias por las zonas de estudio de Madrid en 2006 (AMAD, 2007)..... 115
Tabla 26	Porcentajes de distribución del tráfico en Madrid, por horas, en 2006 (AMAD, 2007) 116
Tabla 27	Porcentajes de distribución diaria del tráfico en Madrid por franja horaria en 2006..... 116
Tabla 28	Porcentajes de distribución del tráfico en Madrid por tipo de vehículo en 2006 (AMAD, 2007)..... 116
Tabla 29	Porcentajes del tráfico en Madrid por franja horaria, zona y tipo de vehículo en 2006..... 117
Tabla 30	IMD por zona en Madrid en 2006 (AMAD, 2007) 117
Tabla 31	Flujo de vehículos (vhc/s) por zona, franja horaria y tipo de vehículo en Madrid en 2006..... 118
Tabla 32	Nivel sonoro de emisión equivalente ($L_{w,eq}$) por franja horaria y zona del flujo de vehículos en Madrid en 2006..... 118
Tabla 33	Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante el día en Madrid en 2006 119
Tabla 34	Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante la tarde en Madrid en 2006..... 119
Tabla 35	Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante la noche en Madrid en 2006 120
Tabla 36	Resumen del incremento del nivel de ruido calculado por vkm en la ciudad de Madrid por categoría de vehículo y franja horaria, en 2006 120
Tabla 37	Población afectada en Madrid, en 2002 por el ruido del tráfico (García Sanz & Garrido, 2003) 121
Tabla 38	DALY por vkm en Madrid por categoría y franja horaria 122
Tabla 39	Velocidades medias (km/h) consideradas para cada categoría de vehículo y diferentes escenarios de conducción 123
Tabla 40	Tráfico en el conjunto de la red por tipo de vía (MFOM, 2007a, 2007b) 123
Tabla 41	Parque nacional de vehículos (MFOM, 2007a) 124
Tabla 42	Flujo de vehículos en España por tipo de vía, categoría y franja horaria en 2006 124
Tabla 43	Población de ciudades andaluzas con un número de habitantes mayor de 50.000 (datos del INE)..... 125
Tabla 44	Porcentajes de población expuesta a niveles excesivos de ruido en diversas ciudades españolas 125
Tabla 45	Nivel sonoro de emisión ($L_{w,eq}$) por franja horaria y tipo de vía del flujo de vehículos en España en 2006 126

Tabla 46	Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante el día en la red de carreteras de España 127
Tabla 47	Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante la tarde en la red de carreteras de España 127
Tabla 48	Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante la noche en la red de carreteras de España 128
Tabla 49	Resumen del incremento del nivel de ruido por vkm en la red de carreteras de España por categoría de vehículo y franja horaria 129
Tabla 50	Población afectada en España por el ruido del tráfico 129
Tabla 51	DALY por vkm en España por categoría y franja horaria..... 130
Tabla 52	Comparación de los valores de DALY por vkm en Madrid, España, Suiza y Japón 130
Tabla 53	Tipos y consideraciones de cada característica o rasgo para catalogar el paisaje de España (Otero et al., 2007b) 141
Tabla 54	Resumen de la metodologías para evaluar el impacto del uso del suelo en los ACV 145
Tabla 55	Características geográficas de las zonas consideradas. Método de Weidema & Lindeijer (2001) 147
Tabla 56	Correspondencia entre tipos de suelo distintos tipos de suelo con el CLC (2000) 147
Tabla 57	Indicadores del impacto del uso de suelo sobre la biodiversidad 148
Tabla 58	Resumen de resultados del impacto del uso del suelo de 1 ha de cultivo sobre la biodiversidad por metodología para cada zona 150
Tabla 59	Indicadores del impacto del uso de suelo sobre las funciones de soporte vital 151
Tabla 60	Resumen de resultados del impacto del uso del suelo de 1 ha de cultivo sobre las funciones de soporte de vida para cada zona, por metodología 152
Tabla 61	Impacto del uso del suelo sobre la productividad para cada zona, por fuente de datos de obtención de NPP 152
Tabla 62	Aspectos y características de los MCMD (Garza, 2006) 156
Tabla 63	Escala de valores subjetivos propuesta por Saaty 160
Tabla 64	Denominación de los coeficientes asignados en el cuestionario..... 169
Tabla 65	Denominación de los coeficientes asignados en el cuestionario..... 170
Tabla 66	Valores ponderados de los indicadores de impacto del uso de suelo y valor total ponderado de la transformación de terreno en el Sistema Ibérico y en la zona cantábrica 172
Tabla 67	Contaminantes anuales emitidos por el tráfico que transita por España, año 2006 177
Tabla 68	Contaminantes anuales producidos por el tráfico por categoría de impacto 177
Tabla 69	Contaminantes anuales producidos (t) por el tráfico, por tipo de vehículo y tipo de vía 178
Tabla 70	Contaminantes producidos anualmente por la construcción de carreteras en España por categoría de impacto y tipo de vía..... 179
Tabla 71	Incremento del ruido por vkm por franja horaria, tipo de vehículo y tipo de vía en las carreteras españolas 182

Tabla 72	DALY por vkm por franja horaria, tipo de vehículo y tipo de vía en las carreteras españolas.....	183
Tabla 73	DALY por pkm (tkm) por franja horaria, tipo de vehículo y tipo de vía en las carreteras españolas.....	183
Tabla 74	DALY causados por el ruido del tráfico en las carreteras españolas, año 2006	184
Tabla 75	DALY causados por las emisiones de gases del tráfico rodado en las carreteras españolas, por tipo de vehículo y vía, año 2006.....	185
Tabla 76	Número de víctimas de accidentes de tráfico en carreteras y zonas urbanas en España, por año (DGT, 2008)	185
Tabla 77	Porcentaje (%) de material empleado para cada envase	187
Tabla 78	Categorías de impacto más habituales consideradas en la literatura en la evaluación medioambiental de biopolímeros, adaptación de Vidal et al. (2007a)	189
Tabla 79	Impacto medioambiental de cada kg de envase por categoría	189
Tabla 80	Impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad de un kg de biopolímero, por metodología.....	193
Tabla 81	Impacto del uso del suelo sobre las funciones de soporte de vida de un kg de biopolímero, por metodología	193
Tabla 82	Porcentaje (%) de material empleado para cada composite.....	194
Tabla 83	Impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad de un kg de composite, por metodología.....	199
Tabla 84	Impacto del uso del suelo sobre las funciones de soporte de vida de un kg de composite, por metodología	200
Tabla 85	Valores ponderados de los indicadores de impacto del uso de suelo y valor total ponderado de la transformación de terreno de zona industrial a zona de cultivo de arroz en levante español.....	200
Tabla 86	Evaluación ambiental de un kg de composite de PP y cascarilla de arroz según los factores del método Ecoindicador-99.....	201
Tabla 87	Valores porcentuales de cada categoría de impacto tras normalización y ponderación de la evaluación ambiental de un kg de PP y cascarilla de arroz según el método Ecoindicador-99	201
Tabla 88	Lista de los indicadores medioambientales para la integración en las políticas de transporte (OECD, 1999).....	241
Tabla 89	Listado de indicadores referidos al transporte y la movilidad (WBCSD, 2004)	241
Tabla 90	Indicadores de transporte de la EEA, adaptados de TERM (2005)	241
Tabla 91	Indicadores medioambientales referidos a la biodiversidad en el sector transporte (EEA, 2003).....	242
Tabla 92	Indicadores referidos al transporte de la Agencia Estadística Europea (Eurostat, 2006)	243
Tabla 93	Indicadores referidos al transporte del proyecto SUMMA (EC, 2005b)	243
Tabla 94	Indicadores referidos al transporte del laboratorio estadístico europeo (Sorensen et al. 1999)	245
Tabla 95	Indicadores referidos al transporte y la sostenibilidad (EC, 2007)	247

Tabla 96	Indicadores medioambientales del sector transporte del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España (MMA, 2008) ...	248
Tabla 97	Lista completa de indicadores medioambientales referidos a la agricultura (OECD, 2008)	250
Tabla 98	Lista de indicadores medioambientales referidos a la agricultura de importancia regional y/o en desarrollo (OECD, 2008)	251
Tabla 99	indicadores medioambientales en el sector agricultura (EC, 2001b)	253
Tabla 100	Indicadores medioambientales referidos a la biodiversidad en el sector agricultura (EEA, 2003)	254
Tabla 101	Indicadores medioambientales en el sector agrícola (FAO, 2003)	256
Tabla 102	Indicadores medioambientales de la agricultura (MMA, 2008)	257

Índice de figuras

Figura 1	Metodología aplicada en la tesis para desarrollar y aplicar las categorías de ruido y uso de suelo	6
Figura 2	Estructura y puntos principales de la tesis.....	8
Figura 3	Etapas de un ACV, adaptado de UNE-EN ISO 14040:2006.....	13
Figura 4	Esquema del análisis del inventario.....	14
Figura 5	Elementos de la fase EICV, adaptación de UNE-EN ISO 14040:2006...	15
Figura 6	Emisiones de GEI, sustancias acidificantes y precursores de ozono troposférico procedentes del transporte en España (MMA, 2007a)...	28
Figura 7	Representación esquemática de los efectos ecológicos primarios de las infraestructuras de carreteras (Rosell et al., 2002)	34
Figura 8	Clasificación de los polímeros biodegradables, adaptación de Kaplan et al. (1993)	42
Figura 9	Proceso ideal de circuito cerrado del ciclo de vida de un biopolímero (European Bioplastics, 2008b)	44
Figura 10	Superficie mundial de cultivos biotecnológicos, en millones de hectáreas (James, 2007)	45
Figura 11	Marco DPSIR para la presentación de informes sobre cuestiones medioambientales (EEA, 1999).....	57
Figura 12	Indicadores y elementos de información que une el marco de indicadores DPSIR (EEA, 1999).....	58
Figura 13	Porcentaje de población europea expuesta a diferentes niveles de ruido causado por el tráfico rodado (EEA, 1999).....	75
Figura 14	Número de personas europeas altamente molestas por el ruido del transporte rodado (EEA, 1999)	76
Figura 15	Porcentaje de superficie de suelo en Europa por tipo de suelo (www.eea.europa.eu).....	77
Figura 16	Desarrollo anual de suelo urbano o por influencia humana (www.eea.europa.eu).....	77
Figura 17	Fragmentación de suelo en Europa por las infraestructuras de transporte (www.eea.europa.eu).....	78
Figura 18	Porcentaje de uso de suelo en Europa por las infraestructuras de carreteras y ferrocarril en 1998 (www.eea.europa.eu).....	78
Figura 19	Superficie media de parcelas de tierra o suelo no fragmentadas en Europa en 2002 (www.eea.europa.eu).....	79
Figura 20	Distribución del crecimiento de las áreas artificiales en las ciudades españolas de más de cien mil habitantes, 1990-2000 (MMA, 2008)...	81
Figura 21	Efectos y consecuencias de la exposición al ruido (adaptación de www.ruidos.org)	87
Figura 22	Número de personas expuestas a distintos niveles de ruido del tráfico durante la noche, extrapolados de valores del cantón de Zúrich (Müller-Wenk, 2004).....	93
Figura 23	Porcentaje de personas que se declaran ‘altamente molestos’ todos o casi todos los días durante el día o la noche en Suiza (Müller-Wenk, 2004)	94

Figura 24	DALY por vkm en función de los decibelios causados por el tráfico rodado en un viaje medio, durante el día y durante la noche (Doka, 2003).....	96
Figura 25	Modelo de distribución de la población (x) en isófonas sobre una distancia d alrededor de una fuente de ruido (o) (Nielsen & Laursen, 2003).....	97
Figura 26	Estructura de la metodología para adaptar la categoría del ruido del tráfico en los ACV.....	102
Figura 27	Modelo de localización de las fuentes de emisión de ruido por tipo de vehículo (IMAGINE, 2007).....	107
Figura 28	Delimitación aproximada de las zonas de aplicación del estudio en Madrid	114
Figura 29	Porcentaje de población altamente molesta por el ruido del tráfico en función de L_{dn} (Martín et al., 2006).....	121
Figura 30	Diagrama de los impactos sobre la ocupación y la transformación del suelo causados por el uso del mismo, adaptación de Guinée (2002).....	134
Figura 31	Paisaje monótono de un campo de trigo (www.milkingmanagement.co.uk).....	140
Figura 32	Paisaje con introducción de elementos para evitar la monotonía	140
Figura 33	Mapa del paisaje valorado de España (Otero et al., 2007b).....	142
Figura 34	Caracterización de las zonas de estudio: Sistema Ibérico (izqda.) y zona cantábrica (dcha.) (CLC, 2000)	146
Figura 35	Ratio del impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad, por metodología (Garraín et al., 2007b).....	151
Figura 36	Indicador de Weidema & Lindeijer (2001) del impacto del uso del suelo sobre la productividad por fuente de datos de obtención del valor de NPP (Garraín et al., 2007b)	153
Figura 37	Modelo jerárquico para la toma de decisiones con el método AHP..	159
Figura 38	Estructura de la metodología para adaptar y aplicar la categoría de impacto del uso del suelo en los ACV	163
Figura 39	Conceptos de la jerarquía SUMO seleccionados que están en relación con el uso del suelo.....	165
Figura 40	Justificación taxonómica de los impactos seleccionados en el uso del suelo.....	168
Figura 41	Cuestionario para la elaboración y aplicación del método AHP	169
Figura 42	Resultado de los pesos (%) del cuestionario AHP aplicando el programa de evaluación <i>Expert Choice 2000</i>	170
Figura 43	Diagrama de flujo de la adquisición de datos de inventario para obtener la cantidad de materiales empleados en la construcción de carreteras en España, año 2004 (Garraín & Vidal, 2008b).....	179
Figura 44	Emisiones de CO ₂ equivalente por Mpkm (Mtkm) por tipo de vía en España, año 2006 (Garraín & Vidal, 2008b).....	180
Figura 45	Emisiones de C ₂ H ₄ equivalente por Mpkm (Mtkm) por tipo de vía en España, año 2006 (Garraín & Vidal, 2008b).....	181
Figura 46	Emisiones de SO ₂ equivalente por Mpkm (Mtkm) por tipo de vía en España, año 2006 (Garraín & Vidal, 2008b).....	181

Figura 47	Comparación de los DALY causados por diferentes fuentes del tráfico rodado en España, año 2006	185
Figura 48	Ecoperfil normalizado comparativo de 1 m ² de film convencional y biodegradable (Garraín et al., 2007a).....	190
Figura 49	Calentamiento global provocado por 1 m ² de cada material en las diferentes fases del ciclo de vida (Vidal et al., 2007a)	192
Figura 50	Ecoperfil normalizado de 1 kg de cada nuevo composite en comparación con plásticos vírgenes, adaptación de Vidal et al. (2009)	197
Figura 51	Posibles escenarios futuros de un cultivo de arrozal en el caso de valorización o no del subproducto cascarilla	198
Figura 52	Valores porcentuales de cada categoría de impacto tras normalización y ponderación de la evaluación ambiental de un kg de PP y cascarilla de arroz según el método Ecoindicador-99	202
Figura 53	Zonas de estudio consideradas para evaluar el impacto del uso de suelo (CLC, 2000).....	212

Abreviaturas

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
AEMA	Agencia Europea del Medio Ambiente
AHP	Analytic Hierarchic Process
AI	Acidification Impact
AIMPLAS	Instituto Tecnológico del Plástico
AP	Acidification Potential
AR	Análisis de Riesgos (metodología)
ARI	Abiotic Resources Impact
ARP	Abiotic Resources Potential
ATI	Aquatic Toxicity Impact
ATP	Aquatic Toxicity Potential
BF	Coefficiente Biodiversidad-Fertilidad
BP	Coefficiente Biodiversidad-Paisaje
CCI	Climate Change Impact
CE	Comisión Europea
CEx	Costes Externos (metodología)
CFC	CloroFluoroCarbono(s)
CLC	CORINE Land Cover
CML	Centro de Investigación Medioambiental de Leiden (Holanda)
COPERT	COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport
CORINE	Coordination Of Information Of Environment
COV	Compuesto(s) Orgánico(s) Volátil(es)
COVNM	Compuesto(s) Organico(s) Volátil(es) sin Metano
CRTN	Calculation of Road Traffic Noise
DALY	Disability Adjusted Life Years
DPSIR	Marco de Indicadores: Driving force, Pressure, State, Impact, Response
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DSR	Marco de Indicadores: Driving force, State, Response
DW	Disability Weight (Peso de Discapacidad)
ECE	Economic Commission for Europe
EDS	Estrategia de Desarrollo Sostenible (de la Unión Europea)
EEA	European Environment Agency
EI	Eutrophication Impact
EICV	Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida
EN	European Normalization
EP	Eutrophication Potential
EPS	Expanded Polystyrene
EPS2000	Environmental Priority Strategies Method
eq	Equivalente
ESL	European Statistics Laboratory
EU	European Union
Eurostat	Oficina estadística de la Unión Europea
ETH	Eidgenössische Technische Hochschule, Zúrich (Suiza)

Abreviaturas

FP	Coeficiente Fertilidad-Paisaje
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GHG	GreenHouse Gases
GID	Grupo de Ingeniería del Diseño (UJI)
GMS	Glicerol monoestrato
hab	Habitantes
HDPE	High Density Polyethylene
HTI	Human Toxicity Impact
HTP	Human Toxicity Potential
I+D+i	Investigación, Desarrollo e innovación
IA	Impacto de Acidificación
IAO	Impacto de Agotamiento de Ozono
ICC	Impacto del Cambio Climático
ICV	Inventario del Ciclo de Vida
IE	Impacto de Eutrofización
IES	Institute for Environment and Sustainability (JRC, CE)
IFFO	Impacto de Formación de Foto-Oxidantes
IGN	Instituto Geográfico Nacional
IMAGINE	Improved Methods for the Assessment of Generic Impact of Noise in the Environment
IMD	Intensidad Media Diaria (de vehículos)
INE	Instituto Nacional de Estadística
IPPC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRA	Impacto del Agotamiento de Recursos Abióticos
ISO	International Standard Organization
ITA	Impacto de Toxicidad Acuática
ITH	Impacto de Toxicidad Humana
ITT	Impacto de Toxicidad Terrestre
JRC	Joint Research Centre (CE)
L	Longitud
LCA	Life Cycle Assessment
LCI	Life Cycle Inventory
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LDPE	Light Density Polyethylene
MADM	Multiple Attribute Decision Maker
MAUT	Multi-Attribute Utility Theory
MCMD	Multiple Criteria Decision Maker
MFOM	Ministerio de Fomento
MMA	Ministerio de Medio Ambiente (Medio Rural y Marino)
MODM	Multiple Objective Decision Maker
MS	Método de Superación
NPP	Net Primary Production
OCDE	Organismo para la Cooperación y Desarrollo Económico
ODI	Ozone Depletion Impact
ODP	Ozone Depletion Potential
OMG	Organismos Modificados Genéticamente
OMS	Organización Mundial de la Salud

ONG	Organización No Gubernamental
PA	Potencial de Acidificación
PAO	Potencial de Agotamiento de la Capa de Ozono
PCL	Policaprolactona
PE	Potencial de Eutrofización
PEA	Poliésteramida
PEAD	Polietileno de Alta Densidad
PEBD	Polietileno de Baja Densidad
PEIT	Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte
PET	Polietileno tereftalato
PFFO	Potencial de Formación de Foto-Oxidantes
PFOF	Potencial de Formación de Oxidantes Fotoquímicos
PHA	Poli-hidroxi-ácido alcanoato
PHB	Poli-hidroxi-butarato
PHBV	Poli-hidroxi-butarato co-hidroxi-valerato
pkm	Pasajero-kilómetro
PLA	Poly-lactic Acid (Ácido Poliláctico)
PlasticsEurope	Asociación Europea de Fabricantes de Plásticos
PO	Potencial de caracterización de Olor
POCP	Photo-Oxidant Characterization Potential
POI	Photo-Oxidant Impact
PP	Polipropileno
PRA	Potencial de Agotamiento de Recursos Abióticos
PS	Poliestireno
PSR	Marco de Indicadores: Pressure, State, Response
PTA	Potencial de Toxicidad Acuática
PTH	Potencial de Toxicidad Humana
PTT	Potencial de Toxicidad Terrestre
PVC	Policloruro de vinilo
PVOH	Polivinilalcohol
QALY	Quality Adjusted Life Years
RD	Real Decreto
SAEFL	Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape
SCI	Science Citation Index
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SIG	Sistema de Información Geográfica
SOM	Soil Organic Matter
SUMMA	SUstainable Mobility, policy Measurements and Assessment
SUMO	Suggested Upper Merged Ontology
TAC	Asociación del Transporte Canadiense
TERM	Transport and Environment Reporting Mechanism
tkm	Tonelada-kilómetro
TPS	Thermoplastic Starch (Almidón termoplástico)
TTI	Terrestrial Toxicity Impact
TTP	Terrestrial Toxicity Potential
UE	Unión Europea
UJI	Universitat Jaume I

Abreviaturas

UNE	Una Norma Española
UN-FAO	Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas
Vhc	Vehículos
vkm	Vehículo-kilómetro
VTT	Centro de Investigación Técnico de Finlandia
WB	World Bank
WBCSD	World Bank Council Sustainable Development
WHO	World Health Organization
YLD	Years Lost due to Disability
YLL	Years of Life Lost

Desde finales del siglo XX, el deterioro que la acción del ser humano causa al medio ambiente ha ido despertando la conciencia ecológica de las sociedades industrializadas. Ello se ha traducido en una creciente voluntad de reducir el impacto de productos y procesos industriales, e incluso de servicios y actividades. Por desgracia, tal voluntad choca con la escasez de información ambiental de calidad que permita orientar adecuadamente los esfuerzos de mejora ambiental de los consumidores, empresas e instituciones; siendo necesaria la adopción de metodologías que permitan evaluar impactos ambientales de forma objetiva y completa.

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta de gestión ambiental que estudia los impactos potenciales de un producto, proceso o servicio, atendiendo a diversos aspectos ambientales y considerando su ciclo de vida completo. De forma ideal, el ACV abarcaría desde la extracción de las materias primas, pasando por su producción, uso y posterior eliminación. Esta metodología comprende distintas fases de aplicación, que son las siguientes:

- Definición de objetivos y alcance del estudio.
- Recopilación de flujos de entrada y salida relevantes, ya sean de energía, de materias utilizadas o de residuos emitidos al ambiente.
- Caracterización, agrupación y evaluación de los impactos ambientales potenciales sobre el uso de recursos, sobre la salud humana y sobre los ecosistemas.
- Interpretación de los resultados y evaluación e implementación de prácticas de mejora ambiental.

En la fase de caracterización se agrupan los efectos negativos sobre el medio de un producto o proceso en un número reducido de categorías medioambientales, siendo las más habituales el efecto invernadero, la disminución de la capa de ozono, el agotamiento de recursos fósiles o la acidificación del medio, entre otras. Lamentablemente, aún no han sido desarrolladas metodologías fiables para analizar algunos impactos, con las consiguientes lagunas en el desarrollo de indicadores de impacto apropiados.

Esta tesis se centra en el desarrollo de metodologías que permitan evaluar los impactos ambientales en dos categorías de impacto que no han sido comúnmente incluidas hasta la fecha en las aplicaciones prácticas del ACV, como son la de ruido y la de uso de suelo. Estos métodos permitirán el desarrollo consecuente de indicadores de impacto.

En el caso del ruido, se parte de la revisión de las metodologías existentes para incluir el ruido del transporte en el ACV y se presenta la base para desarrollar una metodología más completa para evaluar el impacto debido al mismo. Este método está basado en el análisis de la metodología de la cadena 'causa-efecto', en la cual se analiza el impacto de un determinado contaminante cuando se modifica alguna variable de la cual depende su concentración. En este caso, para calcular los efectos del ruido causados por el transporte, se modifica la variable 'número de vehículos' para así calcular el incremento del ruido provocado y cuantificar los efectos sobre la población afectada. Con fines ilustrativos, se aplica para el cálculo del impacto sobre la salud humana del ruido causado por el tráfico en Madrid y en el conjunto global de carreteras de España para el año 2006.

En el caso de la categoría de uso de suelo, se identifican los principales impactos causados en la transformación de un determinado territorio, seleccionando los efectos sobre la biodiversidad, la fertilidad del terreno y el paisaje. La metodología desarrollada se basa en la relativización de los citados impactos mediante el uso de la técnica de decisión multicriterio, denominada Proceso Analítico Jerárquico (AHP). La aplicación de este método se ejemplifica con la evaluación del impacto ambiental de una transformación de uso de suelo hipotética en distintas zonas de España.

Tras desarrollar metodologías capaces de incluir la valoración del daño de estas categorías, la elaboración de indicadores queda condicionada a los objetivos y al alcance de cada estudio de ACV determinado.

En el caso de un ACV del tráfico, para la categoría de ruido, sería posible elaborar un indicador de 'Daño a la salud humana debido al ruido del tráfico de vehículos', mientras que en el caso de un ACV de un producto o proceso que requiera una transformación en un determinado uso de suelo, se puede elaborar el indicador de 'Impacto del uso del suelo debido a la transformación'.

De la aplicación de las metodologías desarrolladas se desprende la importancia de considerar el impacto del ruido y del uso del suelo y conseguir su inclusión efectiva en la práctica del ACV, dada su elevada contribución al impacto global. En el caso del ruido causado por los vehículos, se comprueba que su impacto sobre la salud humana puede llegar a ser del mismo orden que el causado por los accidentes de tráfico. En el caso del uso del suelo, se ha calculado que esta categoría puede llegar a causar hasta un 30% de los impactos globales de productos obtenidos de materias primas de origen agrícola, como es el caso de los biopolímeros o de algunos composites.

Des de finals del segle XX, el deteriorament que l'acció del ser humà causa al medi ambient ha anat despertant la consciència ecològica de les societats industrialitzades. Això s'ha traduït en una creixent voluntat de reduir l'impacte de productes i processos industrials, i fins i tot en serveis i activitats. Malauradament, tal voluntat xoca amb l'escassetat d'informació ambiental de qualitat que permeta orientar adequadament els esforços de millora ambiental dels consumidors, empreses i institucions. Per tant, s'estima necessària l'adopció de metodologies que permeten avaluar impactes ambientals de forma objectiva i completa.

L'Anàlisi del Cicle de Vida (ACV) és una eina de gestió ambiental que estudia, els impactes potencials d'un producte, procés o servei, atenent a diversos aspectes ambientals i considerant el seu cicle de vida complet. De forma ideal, l'ACV abastaria des de l'extracció de les matèries primeres, passant per la seua producció, ús i posterior eliminació. Aquesta metodologia comprèn diferents fases d'aplicació, que són les següents:

- Definició d'objectius i abast de l'estudi.
- Recopilació de fluxos d'entrada i eixida rellevants, ja siguen d'energia, de matèries utilitzades o de residus emesos a l'ambient.
- Caracterització, agrupació i avaluació dels impactes ambientals potencials sobre l'ús de recursos, sobre la salut humana i sobre els ecosistemes.
- Interpretació dels resultats i avaluació i implementació de pràctiques de millora ambiental.

En la fase de caracterització s'agrupen els efectes negatius sobre el medi d'un producte o procés en un nombre reduït de categories mediambientals, sent les més habituals l'efecte hivernacle, la disminució de la capa d'ozó, l'esgotament de recursos fòssils o l'acidificació del medi, entre altres. Lamentablement, encara no han estat desenvolupades metodologies fiables per a analitzar alguns impactes, amb les consegüents mancances en el desenvolupament d'indicadors d'impacte apropiats.

Aquesta tesi se centra en el desenvolupament de metodologies que permeten avaluar els impactes ambientals en dues categories d'impacte que no han estat habitualment incloses fins a la data en les aplicacions pràctiques de l'ACV, com són la de soroll i la de ús de sòl. Aquests mètodes permetran el desenvolupament consegüent d'indicadors d'impacte.

En el cas del soroll, es parteix de la revisió de les metodologies existents per a incloure el soroll del transport en l'ACV i es presenta la base per a

desenvolupar una metodologia més completa per a avaluar l'impacte causat pel mateix. Aquest mètode està basat en l'anàlisi de la metodologia de la cadena 'causa-efecte', en la qual s'analitza l'impacte d'un determinat contaminant quan es modifica alguna variable de la qual depèn la seua concentració. En aquest cas, per a calcular els efectes del soroll causats pel transport, es modifica la variable 'nombre de vehicles' per a així calcular l'increment del soroll provocat i quantificar els efectes sobre la població afectada. Amb fins il·lustratius, s'aplica per al càlcul de l'impacte sobre la salut humana del soroll causat pel tràfic a Madrid i en el conjunt global de carreteres d'Espanya per a l'any 2006.

En el cas de la categoria d'ús de sòl, s'identifiquen els principals impactes causats en la transformació d'un determinat territori, seleccionant els efectes sobre la biodiversitat, la fertilitat del terreny i el paisatge. La metodologia desenvolupada es basa en la relativització dels citats impactes mitjançant l'ús de la tècnica de decisió multicriteri anomenada Procés Analític Jeràrquic (AHP). L'aplicació d'aquest mètode s'exemplifica amb l'avaluació de l'impacte ambiental d'una transformació d'ús de sòl hipotètica en diferents zones d'Espanya.

Després de desenvolupar metodologies capaces d'incloure la valoració del dany d'aquestes categories, l'elaboració d'indicadors queda condicionada als objectius i a l'abast de cada estudi d'ACV determinat.

En el cas d'un ACV del tràfic, per a la categoria de soroll, seria possible elaborar un indicador de 'Dany a la salut humana a causa del soroll del tràfic de vehicles', mentre que en el cas d'un ACV d'un producte o procés que requereixca una transformació en un determinat ús de sòl, es pot elaborar l'indicador d' 'Impacte de l'ús del sòl a causa de la transformació'.

De l'aplicació de les metodologies desenvolupades es desprèn la importància de considerar l'impacte del soroll i de l'ús del sòl i aconseguir la seua inclusió efectiva en la pràctica de l'ACV, donada la seua elevada contribució a l'impacte global. En el cas del soroll, es comprova que el seu impacte sobre la salut humana pot arribar a ésser del mateix ordre que el causat pels accidents de trànsit. En el cas de l'ús del sòl, s'ha calculat que aquesta categoria pot arribar a causar fins a un 30% dels impactes globals de productes obtinguts de matèries primeres d'origen agrícola, com és el cas dels biopolímers o d'alguns composites.

By the end of the 20th century, the environmental damage caused by human action awoke the environmental consciousness of industrial societies. This resulted in an ever-increasing will to reduce the environmental impact of industrial products and processes, and even that of services and activities. Unfortunately, this will often encounters a lack of quality environmental information that could adequately steer the environmental improvement efforts made by consumers, companies and institutions. The adoption of objective, comprehensive environmental impact assessment methodologies is therefore a must.

The Life Cycle Assessment (LCA) methodology is an environmental management tool that evaluates the potential environmental impacts of a product, process or service throughout its entire life cycle, i.e. from the extraction of the raw materials through to the production of materials and components, the manufacture, use and the final disposal.

This methodology is applied in the following stages:

- Goal and scope definition.
- Inventory analysis compiling an inventory of relevant inputs and outputs of the system.
- Characterisation, grouping and assessment of potential environmental impacts to the use of resources, human health or ecosystems.
- Interpretation of results, evaluation and implementation of environmental improvement practices.

In the characterisation stage, negative effects are grouped into a reduced set of environmental impact categories, the most usual of them being global warming, ozone layer depletion, fossil resource depletion and acidification, among others. Regrettably, some impacts lack a reliable methodology to assess them, leading to deficiencies in the development of adequate impact indicators.

This thesis concentrates in the development of methodologies that enable the assessment of environmental impacts in two impact categories which have thus far been neglected in usual LCA practice, namely noise and land use. These methodologies will allow the subsequent development of impact indicators. In the case of the noise, the existing methodologies to include transport in LCA are reviewed and used as the basis for the development of a more comprehensive assessment methodology. This methodology is based on the analysis of the 'cause-and-effect chain', whereby the impact of a certain polluting agent is assessed following a modification in a variable upon

which its concentration depends. In this case, and in order to calculate the health effects of transport noise, the variable 'number of vehicles' is modified, and the noise level increase brought about is used to quantify the effects on the affected population. For illustrative purposes, this is applied to the calculation of the impact upon human health caused by traffic noise in Madrid and in Spain's highway network for the year 2006.

In the case of the land use category, the main impacts caused in the transformation of a certain territory are identified, selecting the effects on the biodiversity, the fertility of the land and the landscape. The methodology developed is based on the weighting of the aforementioned impacts by means of the use of the multicriteria decision technique, namely Analytical Hierarchical Process (AHP). The application of this method is exemplified with the evaluation of the environmental impact of a hypothetical land use transformation in different areas in Spain.

After developing methodologies capable of including the evaluation of the damage in the noise and land use categories, the development of indicators is conditioned by the goal and scope of particular LCA studies.

In the case of LCA of traffic, 'damage to the human health due to road traffic noise', would be a possible impact indicator for noise impact category, whereas in the case of an LCA of a product or process that required a transformation in a certain ground use, an indicator could be 'impact to land use caused by transformation'.

The application of the methodologies developed comes to show the importance of considering the impact of the noise and land use, and the relevance of their effective inclusion into LCA, given their high relative contribution to the global impact. In the case of noise, it has been found that its impact upon human health can be of the same order as that caused by traffic accidents considered globally. In the case of the land use, calculations show that impacts in this category can account for up to 30% of the global impacts of products having raw materials of agricultural origin, as is the case of some biopolymers and composite materials.

Capítulo 1. Introducción

1.1 Objeto y alcance

El objeto de este estudio se centra en la realización de una aportación relevante en el campo de la evaluación del impacto medioambiental de procesos, productos o servicios en el marco del análisis del ciclo de vida (ACV). Para ello, se presenta el desarrollo y aplicación de dos metodologías que consideren las categorías de impacto de ruido y de uso del suelo a la hora de realizar un estudio medioambiental utilizando la herramienta del ACV. Estas metodologías van a servir para que se puedan, posteriormente, presentar indicadores que sirvan para mejorar la evaluación del impacto medioambiental global.

Los campos de aplicación para el desarrollo de estos indicadores van a ser los siguientes:

- *Sector del transporte*, en referencia al ruido que provoca el tráfico rodado.
- *Sector de productos de origen agrícola (como bioplásticos o composites)*, en cuanto al impacto que causan sobre el uso del suelo los campos de cultivo para el desarrollo de las materias primas.

1.2 Objetivos

Los objetivos principales o generales de esta tesis doctoral pueden desglosarse en dos vertientes:

- Desarrollar de forma metodológica las categorías de impacto de ruido y uso de suelo para mejorar su inclusión en los ACV. Este objetivo está motivado por las deficiencias metodológicas existentes ante la necesidad de incluir estas categorías en determinados ACV donde estos impactos tienen un peso relativo notable respecto del impacto global.
- Desarrollar indicadores de impacto referidos al daño que puede causar el ruido y el uso de suelo, tanto al ser humano como a los ecosistemas en general.

1.3 Justificación

La preocupación por reducir los impactos ambientales, tanto en los procesos como en los productos o hasta incluso en servicios o actividades, contrasta, sin embargo, con la falta de información medioambiental existente en muchos casos. Por ello, se intuye necesario la adopción de herramientas que

suministren información sobre el estado o el impacto medioambiental de los distintos productos.

Una de las herramientas más utilizadas en la actualidad para obtener este tipo de información es el ACV. Esta metodología permite evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad. Estas cargas están relacionadas con los efectos ambientales derivados del consumo de materias primas y energías necesarias para su manufactura, las emisiones y residuos generados en el proceso de producción, así como los efectos ambientales ocasionados por el fin de vida del producto.

Estas cargas se clasifican posteriormente para la obtención de indicadores ambientales. Para este cometido se utilizan factores de caracterización o de equivalencia que permiten pasar las diferentes cargas ambientales de una misma categoría de impacto a una unidad común, en función de efectos cuantificables demostrados científicamente, para obtener finalmente el perfil ambiental perseguido clasificado en las diferentes categorías de impacto.

Las categorías de impacto que con mayor frecuencia se seleccionan en los ACV suelen ser: el efecto invernadero o calentamiento global, la disminución de la capa de ozono, la acidificación, la eutrofización, la ecotoxicidad humana y ambiental, los precursores de ozono troposférico, el agotamiento de recursos abióticos, el consumo de energía y las emisiones de metales pesados o de carcinogénicos. No obstante, existen otras a las cuales se les otorga menos importancia o no se las considera directamente a la hora de realizar un análisis medioambiental. Un claro ejemplo de categorías poco desarrolladas y aplicadas en el campo del ACV son las del impacto del ruido o del uso de suelo. La selección de estas dos categorías se fundamenta en su importancia relativa en el impacto ambiental de un gran número de productos y procesos, ya que la práctica totalidad de los sistemas susceptibles de ser evaluados mediante el ACV tienen asociado algún tipo de transporte por carretera (con la consiguiente emisión de ruido) o presentan algún impacto en el uso de suelo.

En la actualidad, el desarrollo y la aplicación de indicadores de impacto medioambientales referidos a estas categorías resulta una tarea ardua y compleja debido a que existe una gran indefinición sobre los parámetros a considerar, debido principalmente a que todavía no se han desarrollado metodologías fiables para poder realizar su evaluación.

A continuación se presenta la justificación de la necesidad del desarrollo y la inclusión de las categorías de impacto y de uso de suelo en los ACV.

1.3.1 Necesidad del desarrollo de la categoría de ruido en el ACV e indicadores de impacto

La inclusión del ruido como categoría de impacto en la metodología del ACV presenta varios problemas que han impedido, hasta la fecha, la plena integración de la categoría de impacto en la citada metodología. Por una parte, a diferencia de los contaminantes normalmente estudiados en el ACV, el ruido del tráfico no es una emisión material. Esta característica, unida a su carácter localizado (temporal y espacial) induce a una percepción falsamente reducida de su impacto que desincentiva la investigación al respecto.

No obstante, en este caso paradigmático del ruido, surge la cuestión de si sería posible hacer una comparación entre los daños que causan, por ejemplo, los gases nocivos que emiten los vehículos con los que ocasiona el ruido de los mismos.

Si tomamos en consideración que el transporte es hoy una pieza fundamental del sistema productivo del mundo globalizado, una de las categorías que puede adoptar mayor relevancia en el futuro, atendiendo a los efectos sobre las personas, es la del ruido emitido por los vehículos durante el transporte por carretera. Aun así, los impactos que sobre las personas causa el ruido son raramente analizados. Las razones principales que han motivado esta tendencia pueden ser debidas, entre otras, a la carencia de datos estadísticamente fiables, a la dificultad de asentar un método efectivo y apropiado que incluya dudas e incertidumbres, o a la dependencia entre los resultados y las condiciones de transmisión entre la fuente de ruido y su receptor. Además, la evaluación del ruido implica aspectos psicológicos derivados de las diferentes percepciones que tienen las personas según condicionantes fisiológicos, culturales, etc., que son difíciles de cuantificar, es decir, pertenecen a la idiosincrasia de las personas.

El obtener indicadores de impacto que contemplen el daño físico o potencial sobre las personas es de gran relevancia debido a que los actuales tan sólo consideran límites legales de exposición al ruido, número de personas expuestas a niveles superiores de los límites umbral o número de personas molestas por el mismo.

1.3.2 Necesidad del desarrollo de la categoría de uso de suelo en el ACV e indicadores de impacto

El uso del suelo es otra de las categorías que no se considera habitualmente a la hora de la realización de ACV, la cual se antoja necesaria en los estudios de impactos medioambientales de algunos procesos o productos. Un ejemplo de este tipo es el caso de los materiales biopolímeros, biocompuestos o composites cuyas materias primas proceden del cultivo o actividades agrícolas.

Cabe destacar que a la hora de diseñar un producto realizado con materiales biodegradables, residuos agrícolas u otros materiales, se deben tener en cuenta todos los impactos asociados a lo largo de su ciclo de vida. El reemplazo de materiales convencionales por biomateriales conlleva impactos medioambientales que no son siempre evidentes, ni fáciles de cuantificar.

Según los estudios desarrollados por diversos autores (Gärtner & Reinhart, 2004; Braschkat & Gärtner, 2004; Patel et al., 2003; Scott, 2000; Känzig et al., 2003), las categorías de impacto más utilizadas en los ACV para evaluar el impacto medioambiental de plásticos y biopolímeros son: calentamiento global, acidificación, eutrofización y agotamiento de recursos fósiles. La mayoría de los ACV existentes sobre estos materiales no se han ocupado de la categoría de impacto de uso del suelo, con excepciones como Müller-Sämman et al. (2003), quienes reivindican la necesidad de desarrollar indicadores para la demanda de uso de suelo.

Dado que la fracción orgánica de los biopolímeros proviene normalmente de cultivos y/o residuos agrícolas, esta categoría de impacto es una cuestión medioambiental primordial debido a los impactos que producen los cultivos.

En el caso de que los biopolímeros tuvieran un gran éxito en el mercado, probablemente surgiría la necesidad de plantar nuevos campos de cultivo para cubrir la demanda, causando así nuevos impactos medioambientales derivados del uso del suelo, los cuales deberían ser evaluados en el conjunto global dentro del marco de aplicación del método del ACV.

Además, obtener indicadores de impacto que contemplen el daño potencial sobre el medio los ecosistemas sería notable debido a que los actuales normalmente consideran el impacto como ocupaciones superficiales físicas de territorio.

1.4 Hipótesis

Esta tesis pretende corroborar las siguientes hipótesis de partida:

- La metodología para evaluar el impacto en la categoría del ruido es mejorable a través de la inclusión de los nuevos avances en los modelos de emisión.
- Los métodos basados en la toma de decisiones multicriterio pueden ser válidos para conciliar la disparidad existente de metodologías destinadas a evaluar el impacto del uso del suelo.
- Es posible desarrollar indicadores de impacto para el ruido y la transformación del suelo a partir de metodologías que evalúan el daño asociado a dichas categorías.

1.5 Metodología

De cara a comprobar las hipótesis de partida y lograr el cumplimiento de los objetivos planteados, la metodología empleada en esta investigación ha seguido las etapas que se describen a continuación en la Figura 1.

En primer lugar, para justificar la necesidad de realizar una investigación en las categorías de ruido y uso de suelo, se realiza un análisis de los indicadores medioambientales referidos a estas categorías.

Posteriormente, se revisa la literatura sobre las metodologías enmarcadas dentro del ACV que se han desarrollado para incluir estas categorías. De este análisis se capturan las bondades y los procedimientos válidos y aplicables para el desarrollo de las nuevas metodologías, las cuales se aplican a determinados casos.

De este análisis se derivan los indicadores de impacto para evaluar el impacto de ruido del tráfico y el impacto del uso de suelo de cultivos agrícolas, casos de estudio aplicados en el presente trabajo.

Finalmente, se adaptan y equiparan las categorías desarrolladas con el resto de categorías de impacto en los casos de estudio concretos.

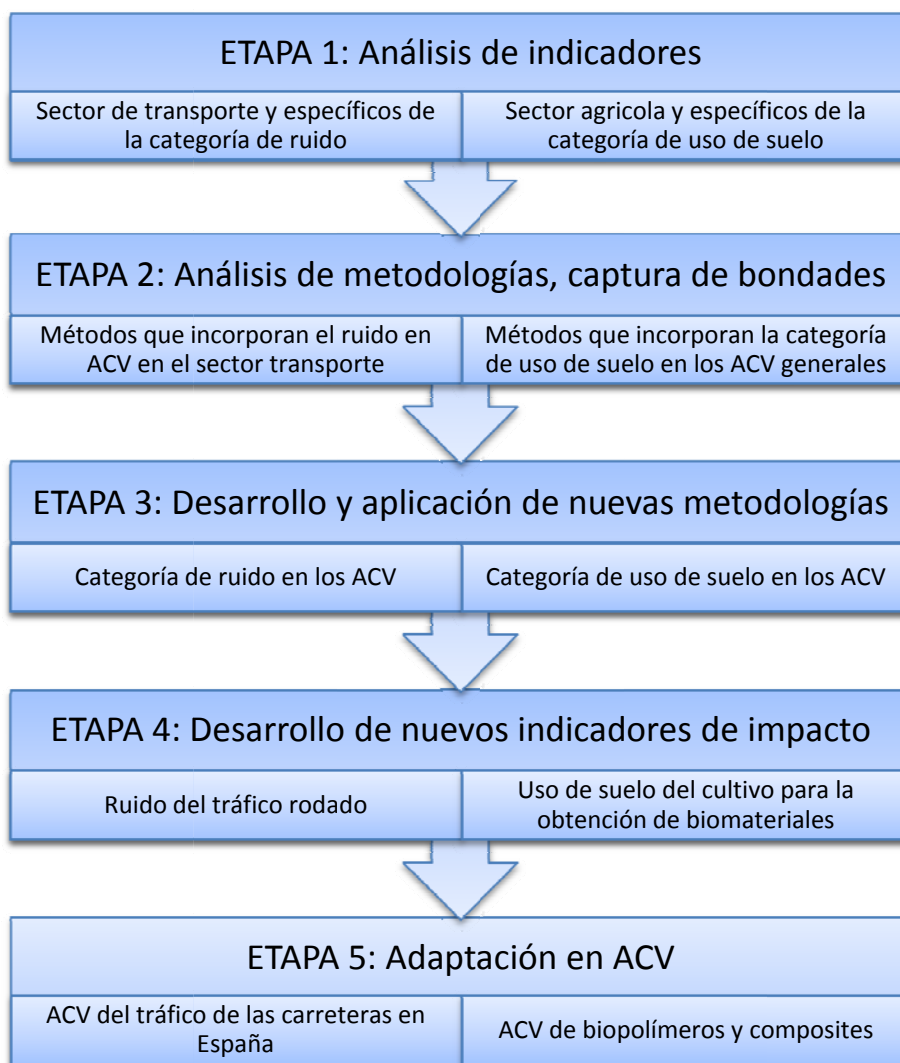


Figura 1 Metodología aplicada en la tesis para desarrollar y aplicar las categorías de ruido y uso de suelo

1.6 Contenido y estructura

El presente trabajo está dividido en nueve capítulos, contando este primero como introductorio. La Figura 2 muestra un esquema general de la estructura llevada a cabo en esta tesis.

En el capítulo 2 se define y describe la metodología del ACV a partir de referencias bibliográficas. En la presente tesis se desarrollan con detalle y se aplican dos categorías de impacto poco tratadas como son la de ruido aplicada al tráfico de vehículos y la de uso de suelo, por lo que se hace necesaria una descripción detallada de la herramienta metodológica del ACV.

En el mismo se definen claramente las cuatro partes de las que consta: objetivos y alcance, análisis del inventario, evaluación del impacto y, finalmente, la interpretación de los resultados y mejoras a llevar a cabo.

Los capítulos 3 y 4 muestran de forma respectiva el estado actual del transporte rodado y de los nuevos materiales biopolímeros en lo que a problemas medioambientales se refiere. El cometido de este planteamiento es resaltar los impactos sobre las personas y el medio que provoca el ruido debido al transporte y cuando se produce un cambio o transformación del uso del suelo en una zona determinada.

El capítulo 5 analiza el estado actual de los indicadores de impacto, en general y, de cómo mediante el uso de la metodología del ACV pueden desarrollarse nuevos indicadores para lograr un análisis ambiental más completo. Se presentan los indicadores medioambientales, desarrollados por varias instituciones, organismos u organizaciones haciendo hincapié en los referidos a los sectores de transporte y agricultura, además de los descritos para las categorías de ruido y uso del suelo.

En el capítulo 6 se presenta el desarrollo metodológico de la categoría de ruido y el desarrollo de indicadores de impacto. Partiendo de la revisión de las metodologías existentes para incluir el ruido del transporte, se presenta la base para desarrollar una metodología más completa para evaluar el impacto debido al ruido del transporte. Este método está basado en el análisis de la metodología de la cadena 'causa-efecto', en la cual se analiza el impacto de un determinado contaminante cuando se modifica alguna variable de la cual depende su concentración. En este caso, para calcular los efectos del ruido causados por el transporte, se modificará la variable número de los vehículos para así calcular el incremento del ruido provocado y cuantificar los efectos sobre la población afectada. Finalmente, se aplica para el cálculo del impacto sobre la salud humana del ruido causado por el tráfico en Madrid y en el conjunto global de carreteras interurbanas de España en 2006.

El desarrollo metodológico de la categoría de uso de suelo y el desarrollo de indicadores de impacto se tratan en el capítulo 7. En primer lugar se presentan las diversas y dispares metodologías existentes para cuantificar el impacto de esta categoría y su adaptación a los ACV. Del análisis de las mismas se identifican los principales impactos causados, los cuales se relativizan mediante el uso de técnicas de decisión multicriterio. Finalmente, el método que se desarrolla tras su realización se aplica en el caso hipotético de una transformación de uso de suelo en distintas zonas de España.

CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN	<ul style="list-style-type: none">• Objeto, alcance y justificación• Hipótesis y objetivos• Metodología• Estructura
CAPÍTULO 2 ESTRUCTURA DE UN ACV	<ul style="list-style-type: none">• Objeto y alcance• Análisis de inventario• Evaluación del impacto medioambiental• Interpretación y resultados
CAPÍTULO 3 EL TRANSPORTE RODADO Y EL MEDIO AMBIENTE	<ul style="list-style-type: none">• Transporte y calidad del aire• Transporte y ruido• Transporte y uso de suelo• ACV de transporte rodado por carreteras
CAPÍTULO 4 LOS BIOPOLÍMEROS Y EL MEDIO AMBIENTE	<ul style="list-style-type: none">• Clasificación de los biopolímeros• Biopolímeros y uso de suelo• ACV de biopolímeros
CAPÍTULO 5 ANÁLISIS DE INDICADORES DE IMPACTO	<ul style="list-style-type: none">• Sector transporte• Sector agricultura• Categoría de ruido• Categoría de uso de suelo
CAPÍTULO 6 DESARROLLO DE LA CATEGORÍA DE RUIDO	<ul style="list-style-type: none">• Ruido en los ACV• Metodología de la cadena 'causa-efecto'• Aplicación, resultados y conclusiones
CAPÍTULO 7 DESARROLLO DE LA CATEGORÍA DE USO DE SUELO	<ul style="list-style-type: none">• Uso de suelo en los ACV• Identificación de principales impactos• Aplicación de métodos multicriterio• Aplicación, resultados y conclusiones
CAPÍTULO 8 ADAPTACIÓN DE LAS CATEGORÍAS EN ACV	<ul style="list-style-type: none">• ACV del uso de infraestructuras de carreteras• ACV de biocomposites• ACV de biopolímeros
CAPÍTULO 9 CONCLUSIONES, FUTUROS TRABAJOS Y PUBLICACIONES	<ul style="list-style-type: none">• Conclusiones• Futuros desarrollos• Publicaciones derivadas de la tesis

Figura 2 Estructura y puntos principales de la tesis

Una vez comprobada la posibilidad de desarrollar estas categorías en el ámbito del ACV, en el capítulo 8 se presentan las adaptaciones de las mismas en estudios de ACV. Estos estudios se refieren al impacto de la fase de uso de carreteras y los nuevos materiales biocompuestos y biopolímeros comparados con los productos tradicionales. Además, se refleja la importancia de considerar el impacto del ruido y del uso del suelo por su elevada aportación al impacto global.

Finalmente, en el capítulo 9, en primer lugar se estructuran y presentan las conclusiones del trabajo realizado a partir de los resultados y las discusiones, justificando el cumplimiento de las hipótesis y los objetivos. Posteriormente se realiza un análisis de las perspectivas y futuros trabajos que pueden desarrollarse a partir de este trabajo. También se presenta la difusión que se ha dado hasta el momento al trabajo realizado y la que se prevé realizar mediante publicaciones, ya sea en revistas, capítulos de libro, congresos nacionales e internacionales y documentos científico-técnicos.

Capítulo 2. Análisis de ciclo de vida

2.1 Introducción

En este capítulo se explica el método de evaluación del impacto ambiental denominado Análisis de Ciclo de Vida (ACV), con el cual es posible realizar el cálculo del impacto medioambiental de procesos o productos a lo largo de todo su ciclo de vida. Para ello, se definen con detalle las cuatro partes de las que consta: definición de objetivos y alcance, análisis de inventario, evaluación del impacto e interpretación final.

2.2 Metodología del análisis de ciclo de vida

En las últimas décadas ha surgido entre la población una conciencia medioambiental que ha generado estrategias y metodologías capaces de evaluar el impacto al medio para conseguir una posterior disminución de contaminantes.

Una de las herramientas más ampliamente aceptada por la comunidad científica para evaluar el impacto medioambiental es el ACV, un procedimiento analítico que evalúa el ciclo de vida completo de un proceso o producto. El ACV trata 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 producto desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado, hasta su disposición final (UNE-EN ISO 14040:2006).

Junto a la denominación ACV (en inglés LCA, *Life Cycle Assessment*) utilizada mayoritariamente, todavía coexisten otras como 'ecobalance' o 'análisis de la cuna a la tumba' (en inglés *Cradle to Grave Analysis*). Además, existen otras denominaciones que se refieren a partes de un ACV como 'análisis de la cuna a la puerta' (en inglés *Cradle to Gate Analysis*), 'análisis de la cuna a la cuna' (en inglés *Cradle to Cradle Analysis*), 'ecoperfiles' (en inglés, *Ecoprofiles*), 'análisis del flujo de sustancia' (en inglés SFA, *Substance Flow Analysis*), entre otros.

Mediante el ACV, la composición y las cantidades de contaminantes generados y de recursos consumidos pueden valorarse en términos de sus impactos potenciales al medio ambiente, agrupándolos en un número reducido de categorías medioambientales.

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 ya que se miden únicamente impactos potenciales.

A pesar de que en algunos casos no sea posible realizar el ACV completo de un producto, el propio análisis aún resulta útil como herramienta para la gestión medioambiental de sistemas de producción, ya que posibilita la identificación del foco del problema para optimizar el uso de recursos y/o gestionar los residuos (Wrisberg et al., 1997). Además, puede servir para comparar dos o más productos alternativos que cumplan una misma función y también como herramienta en el ecodiseño, ya que se pueden valorar materiales alternativos contribuyendo al desarrollo de materiales más respetuosos con el medio ambiente. El ecodiseño se puede definir como la incorporación sistemática de aspectos medioambientales en el diseño de los productos, al objeto de reducir su eventual impacto negativo en el medio ambiente a lo largo de todo su ciclo de vida.

Una ventaja clara del ACV es que permite detectar situaciones en las que un determinado sistema parece más limpio que otro simplemente porque transfiere las cargas ambientales a otros procesos o región geográfica, sin una mejora real desde el punto de vista global (fenómeno conocido en inglés como *problem shifting*) (Iglesias, 2005).

Por tanto, el ACV puede ayudar a diversas acciones como la identificación de oportunidades para mejorar el desempeño de productos en las distintas etapas de su ciclo de vida, la aportación de información a quienes toman decisiones en la industria, organizaciones gubernamentales u ONGs, la selección de los indicadores de desempeño ambiental y al marketing (UNE-EN ISO 14040:2006).

Los estudios de ACV comprenden cuatro fases, que son la definición de objetivos y el alcance, el análisis del inventario del ciclo de vida (ICV), la evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) y la interpretación. La Figura 3 representa la relación entre ellas.

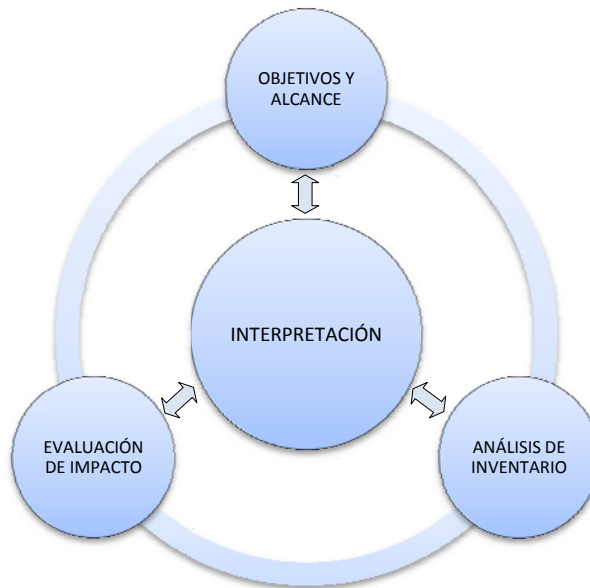


Figura 3 Etapas de un ACV, adaptado de UNE-EN ISO 14040:2006

2.3 Partes del análisis del ciclo de vida

2.3.1 Definición de objetivos y el alcance

En esta etapa se definen los objetivos globales, la finalidad del estudio, el producto a estudiar, el destinatario previsto y el alcance del estudio.

Debido a su naturaleza global, un ACV completo puede resultar muy extenso y laborioso. Por esta razón se deben establecer unos límites que deben quedar perfectamente identificados. Los límites del sistema determinan qué procesos unitarios deberán incluirse dentro del ACV. Varios factores determinan los límites del sistema, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y limitaciones económicas y el destinatario previsto.

El alcance de un ACV debe especificar claramente las funciones del sistema bajo estudio. En esta fase se establece la unidad funcional, la cual describe la función principal del sistema analizado y debe ser coherente con el objetivo y el alcance del estudio. Un sistema puede tener varias funciones posibles y la(s) seleccionada(s) para el estudio depende(n) del objetivo y el alcance del ACV. La unidad funcional define la cuantificación de las funciones identificadas del producto. El propósito fundamental de una unidad funcional es proporcionar una referencia a partir de la cual se normalizan los datos de entrada y salida desde un punto de vista matemático, por tanto, debe estar claramente definida y ser medible.

2.3.2 Análisis del inventario

Esta fase comprende la obtención de datos y los procedimientos de cálculo para identificar y cuantificar todos los efectos ambientales adversos asociados a la unidad funcional. De forma genérica se denominan a estos efectos ambientales cargas ambientales, y se definen como la salida o entrada de materia o energía de un sistema causando un efecto ambiental negativo. Con esta definición se incluyen tanto las emisiones de gases contaminantes, como los efluentes de aguas, residuos sólidos, consumo de recursos naturales, ruidos, radiaciones, olores, etc. Cuando se trabaje con sistemas que impliquen varios productos, en esta fase se procede a asignar los flujos de materia y energía, así como las emisiones al medio ambiente asociadas a cada producto o subproducto.

La Figura 4 muestra un esquema del proceso de análisis del inventario durante todo el ciclo de vida de un proceso o producto.

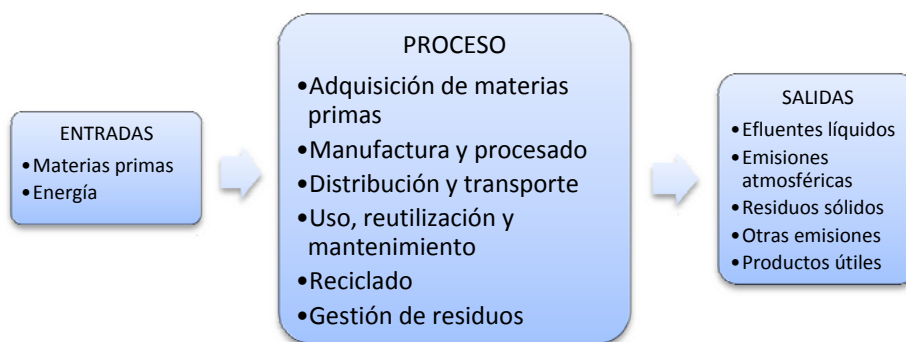


Figura 4 Esquema del análisis del inventario

2.3.3 Evaluación de impacto

La evaluación del impacto del ciclo de vida tiene como propósito evaluar lo significativos que son los impactos ambientales utilizando los resultados del inventario. En general, este proceso implica la asociación de los datos de inventario con las categorías de impactos ambientales específicos. Esta fase trata solamente los asuntos ambientales especificados en los objetivos y el alcance. Por tanto, esta etapa no es una evaluación completa de todos los asuntos ambientales del producto bajo estudio (UNE-EN ISO 14040:2006).

Los elementos de la evaluación se ilustran en la Figura 5, distinguiendo entre elementos obligatorios y opcionales.

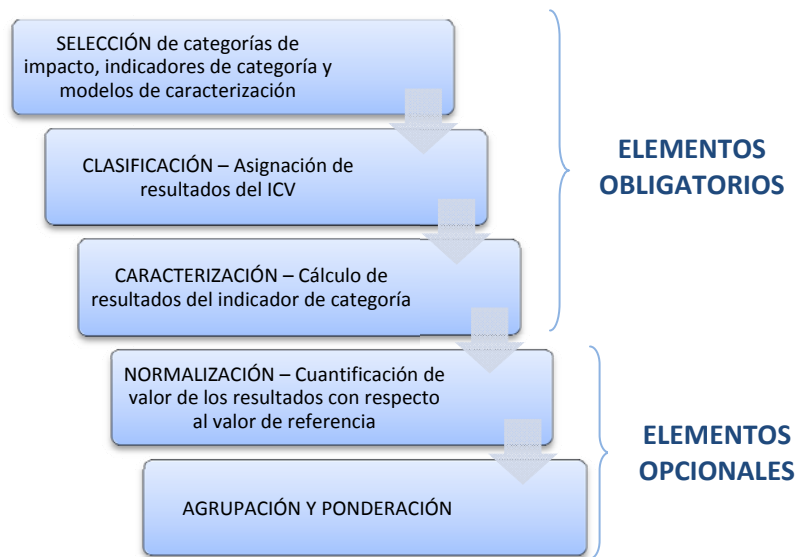


Figura 5 Elementos de la fase EICV, adaptación de UNE-EN ISO 14040:2006

2.3.3.1 Fases obligatorias

Los elementos o fases considerados obligatorios son:

- **Selección** de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos.
- **Clasificación.** En esta fase se asignan los datos procedentes del inventario a cada categoría de impacto según el tipo de efecto ambiental esperado. Una categoría de impacto es una clase que representa las consecuencias ambientales generadas por los procesos o sistemas de productos.
- **Caracterización.** Consiste en la modelización, mediante los factores de caracterización, de los datos del inventario para cada una de dichas categorías de impacto.

Según la SETAC (Sociedad de Toxicología Medioambiental y Química, del inglés *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) (SETAC, 1993), las categorías de impacto a considerar en un ACV se engloban en tres grupos principales:

- Consumo de recursos naturales (R).
- Impactos al ecosistema (E).
- Daños a la salud (S).

Además, las categorías de impacto también pueden clasificarse en función del tipo de impacto que origina cada una, distinguiéndose dos grupos:

- **Efectos globales (G).** Aquéllos cuyo impacto es independiente de la localización geográfica donde se extraen los recursos o donde tienen lugar las emisiones.
- **Efectos de alcance regional (R) o local (L).** Aquéllos cuyos impactos sólo afectan a un área geográfica localizada.

La Tabla 1 muestra los efectos ambientales y la escala de impacto de las categorías que se suelen considerar en un ACV.

Tabla 1 Efectos ambientales a considerar en las categorías de impacto en un EICV (SETAC, 1993)

Impacto	Categoría afectada	Escala
Consumo de Recursos	R, E	G
Calentamiento Global	E	G
Reducción de la Capa de Ozono	E, S	G
Toxicidad humana	S	G, R, L
Ecotoxicidad	E, S	G, R, L
Acidificación	E, S	G, R, L
Eutrofización	E	G, R, L
Formación de oxidantes fotoquímicos	S, E	G, R, L
Uso del suelo	R, E	L
Ruido y olores	E, S	L
Residuos	E, S	R, L
Conservación de recursos naturales y de especies	E, R	L

En la fase de caracterización, los parámetros inventariados se adicionan dentro de la categoría de impacto a la que contribuyen. La suma de diferentes intervenciones ambientales para una misma categoría se hará en la unidad del indicador de la categoría. Mediante los factores de caracterización, también llamados factores equivalentes, o mediante valores de referencia, las diferentes intervenciones ambientales (por ejemplo, emisión de gases) se convierten a unidades del indicador. Es necesario el uso de modelos para obtener estos factores de caracterización. La aplicabilidad de los factores de caracterización, dependerá de la precisión, validez y características de los modelos utilizados.

Para definir el factor de caracterización se selecciona, de entre todos los contaminantes que contribuyen a un impacto, el más representativo, expresándose el resto en función de él. La contribución parcial de cada parámetro al impacto se calcula multiplicando la cantidad del mismo emitida (referida a la unidad funcional), por su respectivo potencial. La contribución

total al impacto se obtiene mediante la suma de todas las contribuciones parciales.

Guinée (2002) ha definido las categorías de impacto de manera específica siguiendo la aproximación orientada al problema. A continuación se definen brevemente las categorías consideradas habitualmente y se destacan los aspectos metodológicos de cada una de las seleccionadas. Seguidamente, en la Tabla 2 se muestra el listado de los factores de caracterización y la unidad equivalente de cada categoría.

Calentamiento global

Calentamiento global, cambio climático o emisión de gases de efecto invernadero (GEI o GHG, del inglés *GreenHouse Gases*) se define como el impacto de las emisiones antropogénicas en la absorción de la radiación térmica por la atmósfera terrestre, causando un incremento en la temperatura de la superficie de la corteza terrestre. Esto se conoce popularmente con 'efecto invernadero'. La Tierra absorbe la radiación solar. Esta energía es redistribuida por la atmósfera y los océanos y retornada en forma de radiación de infrarrojo térmico. Parte de esta radiación es absorbida por los gases existentes en la atmósfera provocando el calentamiento del planeta y es lo que se conoce con el nombre de efecto invernadero. Estos gases (en buena parte subproductos del consumo de combustibles fósiles) son vapor de agua, CO₂ y otros gases como CH₄, N₂O y CFC (clorofluorocarbonos).

En la práctica se habla de calentamiento global para referirse al calentamiento observado durante las últimas décadas. Se postula que la temperatura se ha elevado desde finales del siglo XIX debido a la actividad humana, principalmente por las emisiones de dióxido de carbono que incrementaron el efecto invernadero.

Para reducir la cantidad de gases de efecto invernadero, se realizó un pacto entre una serie de países para reducir en un 5,2 % los niveles registrados en 1990 entre 2008-2012. Este pacto se conoce con el nombre de Protocolo de Kyoto, primer acuerdo global legalmente vinculante para reducir las emisiones de GEI.

Con la entrada en vigor del mismo, las naciones firmantes, entre ellas España, están empezando a tomar medidas para la reducción de los contaminantes que provocan el calentamiento global. Afecta a todas las empresas de los sectores: eléctrico, papelera, siderúrgica, cementera, refinería de petróleo, fabricantes de vidrio y cerámica e industrias con instalaciones de cogeneración de más de 20 MW.

El indicador que sirve para evaluar este impacto se expresará como ICC (Impacto del Cambio Climático, en inglés CCI, *Climate Change Impact*). Su

medida se hará relativa respecto al efecto producido por un kg de CO₂ y se calculará mediante la ecuación:

$$\text{Ec. (1)} \quad ICC = \sum_i PCG_i \cdot m_i$$

donde m_i es la masa de la sustancia i expresada en kg y PCG es el potencial de calentamiento global (en inglés GWP, *Global Warming Potential*), el cual, se define como la relación entre la contribución a la absorción de calor resultante de la emisión de 1 kg de un gas con efecto invernadero y la emisión equivalente de CO₂ a lo largo de un tiempo T (20,100 ó 500 años):

$$\text{Ec. (2)} \quad PCG_{T,i} = \frac{\int_0^T a_i \cdot c_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} \cdot c_{CO_2}(t) dt}$$

donde a_i es el calentamiento producido por el aumento de la concentración de un gas i ($W \cdot m^{-2} \cdot kg^{-1}$) y $c_i(t)$ es la concentración del gas i en el tiempo t ($kg \cdot m^{-3}$). GWP dependerá del tiempo de integración.

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, del inglés *Intergovernmental Panel on Climate Change*) ha compilado una lista de los mejores cálculos estimados provisionales para los PCG con un horizonte temporal de 20, 100 y 500 años, basado en el juicio experto de científicos de todo el planeta. Esta lista de PCG se actualiza periódicamente. La última actualización ha sido publicada en 2007 (IPCC, 2007). Los PCG sobre 100 años (PCG100) son los más recomendados generalmente.

Acidificación

La acidificación atmosférica puede definirse como la pérdida de la capacidad neutralizante del suelo y del agua. Esto se produce como consecuencia del retorno a la superficie de la tierra, en forma de ácidos, de los óxidos de azufre y nitrógeno descargados a la atmósfera. El efecto más común de este impacto es la deforestación en los bosques, por la denominada 'lluvia ácida'.

El indicador para la categoría de acidificación es el impacto de acidificación, (IA, en inglés AI, *Acidification Impact*) y se expresa como:

$$\text{Ec. (3)} \quad IA = \sum_i PA_i \cdot m_i$$

donde m_i es la masa en kg de la sustancia i y PA es potencial de acidificación. El resultado se expresa en la unidad de kg de SO_2 equivalente. Este potencial para una determinada sustancia i se puede calcular como el potencial de iones H^+ equivalentes que puede emitir dicha sustancia i . Las diferentes emisiones podrán ser sumadas basándose en su potencial de formar iones H^+ , por lo que:

$$\text{Ec. (4)} \quad PA_i = \frac{n_{H^+} \cdot M_{H^+}}{M_i}$$

Donde n_{H^+} ($\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$) representa el número de iones H^+ que pueden ser potencialmente producidos por un kg de sustancia i y M_{H^+} ($\text{kg} \cdot \text{mol}^{-1}$) el peso equivalente de un mol H^+ y M_i el peso equivalente de la sustancia i .

Eutrofización

El término eutrofización, designa el enriquecimiento en nutrientes de un ecosistema acuático, el cual se produce por la acumulación de materia orgánica y mineral. Esto produce un incremento del crecimiento de plantas y agotamiento de los niveles de oxígeno.

Debido a que los principales nutrientes en los medios terrestre y acuático son N y P, el potencial de una sustancia para generar eutrofización se calcula a partir de la cantidad de los mismos, por lo que los potenciales de eutrofización (PE, en inglés, EP, *Eutrophication Potential*), son utilizados como factor de caracterización para calcular el indicador total para dicha categoría, el Impacto de Eutrofización (IE, en inglés EI, *Eutrophication Impact*).

$$\text{Ec. (5)} \quad IE = \sum_i PE_i \cdot m_i$$

donde m_i es la masa en kg de la sustancia i emitida al aire, agua o suelo. El total se expresará como kg de fósforo equivalente. Para calcular el PE se toma como referencia la composición del alga 'Redfield' $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ asumiéndose como la composición media de los organismos acuáticos. (Guinée et al., 2001). El PE se calcula como:

$$\text{Ec. (6)} \quad PE_i = \frac{\frac{v_i}{M_i} \cdot \frac{N_{O_2}}{A_e}}{\frac{1}{M_{PO_4^{3-}}} \cdot \frac{N_{O_2}}{A_p}}$$

donde v_i es el número de moles de N o P en una molécula del compuesto i , M es la masa molecular (kg mol^{-1}), N_{O_2} es el número de moles de O_2 consumidos durante la degradación del alga, A_e es el número de moles N o P contenidos en una molécula de alga.

Considerando que el oxígeno requerido para la degradación del alga se medirá en forma de DQO (demanda química de oxígeno), asumiéndose que un mol de biomasa precisará de 138 moles de O_2 para su degradación, la eutrofización se calculará como:

$$\text{Ec. (7)} \quad PE_i = \frac{\frac{1}{M_{O_2}}}{\frac{1}{M_{PO_4^{3-}}} \cdot \frac{N_{O_2}}{A_p}}$$

Precursores de ozono troposférico

La contaminación fotoquímica se produce como consecuencia de la aparición en la atmósfera de oxidantes, originados al reaccionar entre sí los óxidos de nitrógeno, los hidrocarburos y el oxígeno en presencia de la radiación ultravioleta de los rayos del sol. La formación de los oxidantes se ve favorecida en situaciones estacionarias de altas presiones (anticiclones) asociados a una fuerte insolación y vientos débiles que dificultan la dispersión de los contaminantes primarios.

El mecanismo de formación de los oxidantes fotoquímicos es complejo, realizándose por etapas a través de una serie de reacciones químicas. La mezcla resultante de todas estas sustancias da lugar a la denominada contaminación fotoquímica o 'smog fotoquímico'.

Este tipo de contaminación se presenta cada vez con más frecuencia en las grandes ciudades de los países industrializados, siendo muy interesante el estudio de la variación durante el día de la concentración de los contaminantes que intervienen en el mecanismo de formación de los oxidantes fotoquímicos, ya que a medida que avanza la mañana la radiación solar favorece la formación de oxidantes fotoquímicos, aumentando su concentración en la atmósfera. Cuando disminuyen las concentraciones de los precursores (NO_x y HC) en la atmósfera, cesa la formación de oxidantes y sus concentraciones disminuyen al avanzar el día. De aquí que la contaminación fotoquímica se manifieste principalmente por la mañana en las ciudades.

Para el cálculo del indicador de formación de foto-oxidantes, (IFFO, en inglés POI, *Photo-Oxidant Impact*), se utiliza como factor de caracterización (PFFO,

en inglés POCP, *Photo-Oxidant Characterization Potential*). Se mide respecto al efecto producido por 1 Kg de etileno.

$$\text{Ec. (8)} \quad IFFO = \sum_i PFFO_i \cdot m_i$$

PFFO se define como la relación entre el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de un compuesto orgánico volátil (COV) y el cambio en la concentración de ozono a un cambio en la emisión de etileno. Se expresa mediante la fórmula:

$$\text{Ec. (9)} \quad PFFO_i = \frac{\frac{a_i}{b_i}}{\frac{a_{C_2H_4}}{b_{C_2H_4}}}$$

donde a_i representa el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de COV, b_i es la emisión del COV integrada en el tiempo considerado. El denominador contiene estas mismas variables para el etileno, sustancia de referencia.

Agotamiento de la capa de ozono

Las capas altas de la atmósfera (estratosfera) contienen ozono (de fórmula química O_3), que absorbe la mayor parte de las peligrosas radiaciones ultravioletas del sol. La mayoría de los cloruros y bromuros procedentes de CFC y otras fuentes, reaccionan en presencia de las nubes estratosféricas polares emitiendo cloruros y bromuros activos que, bajo la acción catalizadora de los rayos ultravioleta, causan la descomposición del ozono. Esto puede suponer un aumento del índice de cáncer de piel y puede perjudicar a los sistemas naturales y artificiales.

El indicador del agotamiento de ozono (IAO, en inglés ODI, *Ozone Depletion Impact*), se calcula como la suma de los potenciales de agotamiento de ozono (PAO, en inglés ODP, *Ozone Depletion Potential*), para las diferentes sustancias multiplicados por la masa en kg de cada una de ellas. El impacto se expresa en unidades relativas al efecto que produce 1 kg de CFC-11.

$$\text{Ec. (10)} \quad IAO = \sum_i PAO_i \cdot m_i$$

El concepto de PAO se define como la relación entre la descomposición del ozono en el estado de equilibrio debido a las emisiones anuales ($\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$) de

una cantidad de una sustancia, i , emitida a la atmósfera y la descomposición del ozono en estado de equilibrio debido a una cantidad igual de CFC-11.

$$\text{Ec. (11)} \quad PAO_i = \frac{d[O_3]_i}{d[O_3]_{CFC-11}}$$

Toxicidad humana

En la categoría de toxicidad se contemplan los efectos sobre los humanos y los ecosistemas acuáticos y terrestres de las sustancias tóxicas existentes en el ambiente. La toxicidad de una sustancia dependerá de la propia sustancia pero también de la vía de administración o exposición, la dosis, cómo se administra, etc.

La toxicidad afecta a las áreas de la salud humana, entorno natural y recursos naturales. También hay que recalcar que un contaminante no permanece en el medio, en que es emitido sino que puede desplazarse y alcanzar otros comportamientos que serán a su vez contaminados.

El cálculo del impacto de la toxicidad en humanos (ITH, en inglés HTI, *Human Toxicity Impact*) vendrá dado por:

$$\text{Ec. (12)} \quad ITH = \sum_n \sum_i PTH_{n,i} \cdot f_{i,n} \cdot m_i$$

siendo PTH el factor de caracterización de potencial de toxicidad humana (en inglés HTP, *Human Toxicity Potential*), cuyas unidades van a depender del método utilizado para su caracterización, $f_{i,n}$ la fracción de la sustancia i que se transporta desde el intervalo al comportamiento ambiental n , adimensional y m la masa emitida de cada contaminante.

Se calcula de la misma forma la ecotoxicidad acuática (ITA, en inglés ATI, *Aquatic Toxicity Impact*), mediante la expresión:

$$\text{Ec. (13)} \quad ITA = \sum_n \sum_i PTA_{n,i} \cdot f_{i,n} \cdot m_i$$

Y la ecotoxicidad terrestre (ITT, del inglés TTI, *Terrestrial Toxicity Impact*):

$$\text{Ec. (14)} \quad ITT = \sum_n \sum_i PTI_{n,i} \cdot f_{i,n} \cdot m_i$$

Siendo PTA y PTT (en inglés ATP, *Aquatic Toxicity Potential*, y TTP, *Terrestrial Toxicity Potential*) los factores de caracterización para la toxicidad de los

ecosistemas acuático y terrestre respectivamente. Existen diferentes métodos para el cálculo de los factores de caracterización de la toxicidad, por lo que no existe aún un consenso claro sobre el método a utilizar.

Agotamiento de recursos abióticos

El conjunto de los bienes materiales del ser humano procede de los recursos naturales, es decir, a partir de la materia y la que proporciona el medio ambiente en general. El crecimiento de la población, el aumento del consumo individual o la mala gestión han llevado de forma notable a constatar la evidencia del agotamiento de los recursos naturales. El indicador de esta categoría se calcula como:

$$\text{Ec. (15)} \quad IRA = \sum_i PRA_i \cdot m_i$$

donde IRA es el indicador de agotamiento de recursos abióticos (en inglés ARI, *Abiotic Resources Impact*), m_i es la cantidad del recurso utilizado, en Kg, m^3 o MJ, siendo PRA el potencial de agotamiento de recursos abióticos (en inglés ADP *Abiotic Depletion Potential*), calculado de la siguiente forma:

$$\text{Ec. (16)} \quad PRA_i = \frac{DR_i}{R_i^2} \cdot \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}}$$

donde R_i es la reserva del recurso i (Kg), DR_i es la disminución de R_i en $\text{Kg} \cdot \text{a}^{-1}$ y R_{ref} (Kg) es la reserva de antimonio como recurso de referencia y DR_{ref} en $\text{Kg} \cdot \text{a}^{-1}$ es la disminución de R_{ref} .

Tabla 2 Factores de caracterización y unidad de referencia para categorías de impacto medioambiental

Impacto	Factor de caracterización	Unidad
Calentamiento global	PCG	Kg eq CO ₂
Reducción de la capa de ozono	PAO	Kg eq CFC-11
Acidificación	PA	Kg eq SO ₂
Toxicidad humana, marina y terrestre	PTH, PTA, PTT	Kg eq 1,4-DB
Formación de oxidantes fotoquímicos	PFFO	Kg eq C ₂ H ₄
Eutrofización	PE	Kg eq PO ₄ ³⁻
Agotamiento de recursos abióticos	PRA	Kg eq Sb
Consumo de materias primas	Cantidad Consumida	t
Consumo de recursos energéticos	Cantidad Consumida	MJ

Si bien la etapa de caracterización no está del todo desarrollada, sí existen algunos puntos internacionalmente aceptados, sobre todo en relación con la unidad de referencia para el cálculo de las contribuciones a un impacto. En la

Tabla 3 se muestran algunos de los potenciales para el caso de la categoría de acidificación.

Tabla 3 Potencial de acidificación para algunos gases representativos (kg SO₂ eq / kg i)

Sustancia	Reacción	PA
SO ₂	SO ₂ + H ₂ O → H ₂ SO ₃ → 2 H ⁺ + SO ₃ ²⁻	1
SO ₃	SO ₃ + H ₂ O → H ₂ SO ₄ → 2 H ⁺ + SO ₄ ²⁻	0,80
NO ₂	NO ₂ + ½ H ₂ O + ¼ O ₂ → H ⁺ + NO ₃ H ⁻	0,70
HCl	HCl → H ⁺ + Cl ⁻	1,07
HNO ₃	HNO ₃ → H ⁺ + NO ₃ ⁻	0,88

2.3.3.2 Fases opcionales

A continuación se muestra la relación de fases o elementos opcionales que pueden ser utilizados dependiendo de los objetivos y alcance planteados del ACV considerado (UNE-EN ISO 14044:2006), los cuales han sido mostrados anteriormente en la Figura 5:

- **Normalización.** Se entiende por normalización la relación de la magnitud cuantificada para una categoría de impacto respecto de un valor de referencia, ya sea una escala geográfica y/o temporal.

En la normalización (término propuesto por la SETAC) o, también llamado, proceso de análisis técnico de significancia (término propuesto por ISO) se calcula la contribución relativa del total de las cargas del producto o proceso en estudio a un impacto en un área y en un tiempo dados. Si bien ISO no considera obligatoria esta etapa, para la SETAC es necesaria debido al hecho de que los valores que se obtienen durante la caracterización están expresados en diferentes unidades, por lo que hace posible su traslado a unidades que permitan su comparación y su interpretación posterior.

- **Agrupación.** Consiste en la organización y posible clasificación de las categorías de impacto basada en juicios de valor. Diferentes personas, organizaciones y sociedades pueden tener distintas preferencias, por lo tanto, es posible llegar a resultados de clasificación distintos basados en los mismos resultados de indicador. Este paso puede tener dos procedimientos posibles:
 - Organizar las categorías de impacto en una base nominal, por ejemplo, del tipo escala espacial, ya sea global, regional o local.
 - Clasificar las categorías según una jerarquía, por ejemplo, de prioridad alta, media o baja.
- **Ponderación.** Consiste en establecer unos factores que otorgan una importancia relativa a las distintas categorías de impacto, para después

sumarlas y obtener un resultado ponderado en forma de un único índice ambiental global del sistema. Al igual que la clasificación es un paso basado en juicios de valor. Puede tener también dos posibles procedimientos:

- Convertir los resultados del indicador o resultados normalizados con los factores de ponderación seleccionados.
- Sumar los resultados del indicador o resultados normalizados, a través de categorías de impacto.

2.3.4 Interpretación

La interpretación es la fase de un ACV en la que se combinan los resultados del inventario con los de la evaluación del impacto. Esta fase debe proporcionar resultados que sean coherentes con el objetivo y alcance definidos, que lleguen a conclusiones, expliquen las limitaciones y proporcionen recomendaciones. La interpretación debe reflejar que los resultados de la evaluación están basados en un enfoque relativo, por lo que se indican efectos ambientales potenciales y no predicen los impactos reales en los puntos finales de categoría, ni si se sobrepasan los umbrales, los márgenes de seguridad ni los riesgos (UNE-EN ISO 14040:2006).

Esta fase permite determinar en qué fase del ciclo de vida del producto se generan las principales cargas o impactos negativos al medio ambiente, y por tanto qué puntos del sistema evaluado pueden o deben mejorarse. En los casos de comparación de distintos productos se podrá determinar cuál presenta un mejor comportamiento ambiental.

Capítulo 3. El transporte rodado por carretera y el medio ambiente

3.1 Introducción

El capítulo 3 aborda el impacto medioambiental que causa el transporte, más concretamente el impacto producido por el transporte rodado por carretera.

En primer lugar se plantea la situación actual general del transporte con respecto al medio ambiente, adentrándose posteriormente en los efectos del transporte rodado. Para ello se analizan los impactos que se producen sobre la calidad del aire, y los referidos a las categorías de impacto ambiental que se desarrollan en la tesis, como la de ruido y la de uso del suelo.

Finalmente se presentan los estudios más relevantes encontrados en la literatura sobre ACV relacionados con el transporte rodado por carretera.

3.2 Situación actual del transporte y el medio ambiente

El transporte representa hoy uno de los principales problemas para la sostenibilidad del modelo de desarrollo en todo el mundo. La participación del transporte en las emisiones de contaminantes, en la ocupación del suelo, en la fragmentación del territorio, en la contaminación acústica, en la congestión de ciudades, en la pérdida de hábitat y biodiversidad y en las muertes por accidentes aparecen como características comunes y preocupantes en todos los países (TRAMA, 2005; MMA, 2007a).

El transporte es uno de los principales sectores económicos que presenta, además, un carácter horizontal con influencia en el resto de las actividades económicas. Se caracteriza por un crecimiento elevado, alcanzando en el periodo 1990-2006 un crecimiento del 90% en el transporte de viajeros y un crecimiento del 115% en el transporte de mercancías.

La distribución del transporte se caracteriza en España por un predominio del transporte por carretera, siendo superior al 80% en comparación con el ferroviario y el aéreo. Este tipo de transporte continúa siendo el más demandado tanto para pasajeros como para mercancías (MMA, 2008).

La evaluación y el control del impacto medioambiental de las carreteras es relativamente reciente para los planificadores, constructores y operadores de las carreteras; sin embargo, la tendencia mundial apunta a la incorporación de estudios de impacto ambiental, con el objeto de identificar y valorar los impactos potenciales que futuras obras de este tipo generarán en el ambiente (Damián et al., 2002). Además, los gobiernos están impulsando medidas para reducir el impacto medioambiental, sobre todo

enfocadas a la reducción de los contaminantes atmosféricos y al cumplimiento de diversos objetivos medioambientales como la reducción del ruido.

El avance hacia un sistema de transporte sostenible se ha convertido en un objetivo insoslayable tanto en la Unión Europea (UE), como en otras partes del mundo. A nivel europeo, el transporte ocupa un lugar destacado en los programas de acción en materia de medio ambiente y en la Estrategia de Desarrollo Sostenible (EDS), en la que se designa al sector transporte como uno de los cuatro ámbitos prioritarios en que se ha de acelerar el desarrollo de una política de sostenibilidad.

3.3 El transporte rodado por carretera y la calidad del aire

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) procedentes del transporte en España han crecido casi un 80% entre 1990 y 2005. La evolución reciente de la demanda de transporte y sus emisiones han seguido pautas de crecimiento mucho más aceleradas que en el conjunto de la UE. La movilidad de personas y mercancías crece a un ritmo muy superior a la de nuestros países vecinos. No obstante, el crecimiento de las emisiones de CO₂ contrasta con la estabilización de sustancias acidificantes y la reducción de precursores de ozono troposférico, como se observa en la Figura 6.

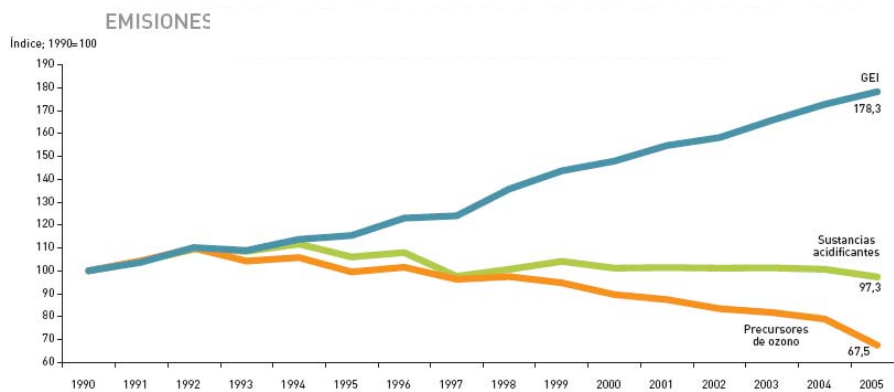


Figura 6 Emisiones de GEI, sustancias acidificantes y precursores de ozono troposférico procedentes del transporte en España (MMA, 2007a)

Las sustancias acidificantes disminuyeron en el periodo 1990-2005 un 3% como consecuencia de las mejoras tecnológicas de los vehículos con la introducción de catalizadores, los estándares de emisión más restrictivos y el uso de combustibles con menor contenido en azufre. Los precursores del ozono disminuyeron más de un 30%. Estas reducciones se han debido, tanto en España como en el conjunto de la UE, a la introducción de medidas progresivamente más restrictivas dirigidas al control de las emisiones de los vehículos, destacando por su repercusión la generalización del uso de

catalizadores en los coches, la extensión del uso de motores diesel de inyección directa y las mejoras en la calidad de los combustibles. Las emisiones de partículas materiales aumentaron levemente un 1%, aunque la tendencia de los últimos años es de una clara reducción, debida tanto a la reducción de los componentes de azufre que son precursores de formación de partículas como a la mejora de los filtros (MMA, 2007a).

De forma específica, las emisiones de CO₂ procedentes del transporte se incrementaron casi un 77%. Dentro de ellas, las procedentes del transporte por carretera aumentaron casi el 84% mientras que las correspondientes al transporte por ferrocarril, aéreo y marítimo (incluidas dentro de otros modos de transporte y maquinaria móvil) lo hicieron en más del 33%. En el año 2005, las emisiones de CO₂ procedentes del transporte por carretera representaron el 25% de las emisiones totales de CO₂, mientras que las emisiones de los otros modos de transporte (aéreo, ferrocarril y marítimo) sólo fueron el 3%. Por tipo de vehículo, en 2005 los vehículos de turismo emitieron el 13%, los vehículos pesados (>3,5 t) y autobuses el 9%, y el transporte aéreo sólo el 2%, de las emisiones totales de CO₂ (MMA, 2007a).

3.4 El transporte rodado por carretera y el ruido

3.4.1 Introducción

En el ámbito mundial, cada vez son más los países que no sólo han identificado los daños que el ruido puede producir en el bienestar humano, sino en todo el medio ambiente. La legislación existente define, principalmente, la forma de determinar las propiedades acústicas de los materiales así como la metodología para medir los niveles sonoros producidos por los vehículos. No obstante, respecto a la emisión y control del ruido producido por los mismos, existen numerosos puntos de vista tanto del lado de los métodos de evaluación, como de las reglamentaciones implicadas (Damián et al., 2002).

Dado que el ruido es un subproducto de la actividad humana, su manifestación más importante tiene lugar en los lugares donde se concentran tales actividades, es decir, en las industrias y centros de trabajo y, en general, en las grandes ciudades. En la actualidad, los principales objetos sonoros que constituyen el medio acústico en las zonas urbanas están relacionados con los medios de transporte de personas y mercancías; en términos cualitativos, esta conclusión se puede hacer extensiva también al medio rural. Sin duda alguna, las fuentes de ruido más importantes de los países industrializados son los vehículos, ya sean turismos, furgonetas, camiones, autobuses, motocicletas o ciclomotores. El tráfico rodado, se ha convertido en poco tiempo en la fuente de contaminación acústica más importante de todas las grandes ciudades del mundo. Esta afirmación se

basa en el aumento espectacular que ha experimentado el parque automovilístico en el curso de estos últimos años y en el hecho de que las ciudades por las que circula no han sido concebidas para soportarlo. Los vehículos no son una fuente sonora excesivamente ruidosa si se consideran individualmente, pero sí en su conjunto.

Los niveles y composición espectral del ruido de tráfico varían considerablemente en función de numerosos parámetros. En efecto, estos ruidos dependen de los tipos de vehículos que los generan, de las condiciones de utilización, de la carga transportada, etc.; en cualquier caso, el parámetro más importante es la intensidad de tráfico. Las condiciones de las infraestructuras correspondientes (naturaleza y estado del firme, regulación del tráfico, estructura urbanística, etc.) desempeñan también un papel significativo. En un vehículo automóvil ordinario, las fuentes sonoras son muy diversas, considerándose como principales las explosiones del motor y el ruido producido por el desplazamiento de los neumáticos sobre el revestimiento de la calzada.

3.4.2 Modelos de cálculo de ruido del tráfico rodado

Las metodologías utilizadas para la estimación de los niveles de ruido se basan normalmente en el empleo de métodos de cálculo que definen, por un lado, la propagación y, por otro, la emisión sonora a partir de las características del tráfico de las carreteras: intensidad media diaria de vehículos, porcentaje de vehículos pesados y velocidad.

Entre los trabajos dedicados al análisis y comparación de diversos métodos y modelos para la predicción del ruido de infraestructuras, es destacable el trabajo de Steele (2001), que realiza un compendio de modelos de predicción del tráfico rodado desde los años 50 hasta los más recientes, realizando una revisión crítica de los mismos y desarrollando un modelo ideal. Arana et al. (2000) realizaron una comparación entre el modelo alemán RLS-90 (RLS, 1990), el inglés CRTN (*Calculation of Road Traffic Noise*) (CRTN, 1988) y el sueco SP-96 (Jonasson & Nielssen, 1996). En este estudio supusieron una situación simplificada de un flujo de tráfico constante de un vehículo por hora, para diferentes velocidades, en una carretera infinita, recta, horizontal y asfaltada. Como resultado obtuvieron que, aunque la metodología para la evaluación era muy similar, las diferencias entre las predicciones aportadas por los modelos eran notables. El origen de tales diferencias radicaba en la diferente potencia acústica asignada a las fuentes individuales (Arana et al., 2000).

Se pueden destacar otros modelos de predicción como el sueco Nord2000 (Jonasson & Storeheier, 2001a y 2001b; Kragh et al., 2006) para determinar el nivel sonoro de los vehículos y los trenes, mejorando el modelo desarrollado por Jonasson & Nielssen (1996). Posteriormente se ha derivado

del mismo el programa informático *exSound 2000*. En el método de Cvetkovic et al. (1997) se desarrolló el modelo NAISS para predecir el ruido del tráfico en áreas urbanas, tomando datos de campo en la ciudad de Nis (Serbia), ya que otros modelos clásicos no se ajustaban adecuadamente. El modelo suizo *SonRoad* (Heutschi, 2004) determina el cálculo del ruido del tráfico rodado, realizando el autor, además, una comparación entre otros métodos anteriores como el citado sueco Nord2000, el modelo americano TNM (*Traffic Noise Model*) (Anderson et al., 1996) y la norma francesa XP S31-133 (AFNOR, 2001).

Los programas computacionales mejoran las técnicas de cálculo tradicionales, permitiendo el cambio fácil y el recálculo del modelo matemático, dándole la oportunidad al usuario de comparar varios escenarios diferentes (Suárez & Recuero, 2000). En el mercado existen numerosos programas de cálculo, y la mayoría de ellos pueden resultar adecuados para la realización de cálculos acústicos, teniendo cada uno sus ventajas e inconvenientes. Entre ellos cabe destacar los programas Mithra (de la empresa francesa 0.1 dB), SoundPlan (de la empresa alemana Braunstein + Berndt GmbH), Predictor (de la empresa danesa Brüel & Kjaer) y el CadnaA (de la empresa alemana Datakustik GmbH).

3.4.3 Los mapas de ruido de carreteras

Una de las consecuencias o frutos derivados de los modelos de emisión de ruido son los mapas de ruido. Se consideran una herramienta fundamental para conocer la situación acústica de grandes áreas, aunque también son utilizados habitualmente para analizar con precisión zonas de menor extensión. Por tanto, pueden abarcar cualquier rango: desde salas pequeñas, grandes núcleos de población y las más importantes vías de comunicaciones.

El RD 1513/2005, de 16 de diciembre, define mapa de ruido como 'la presentación de datos sobre una situación acústica existente o pronosticada en función de un índice de ruido, en la que se indicará la superación de cualquier valor límite vigente, el número de personas afectadas en una zona específica o el número de viviendas expuestas a determinados valores de un índice de ruido en una zona específica'.

Los mapas de ruido tienen, entre otros, los siguientes objetivos:

- Permitir la evaluación global de la exposición a la contaminación acústica de una determinada zona.
- Permitir la realización de predicciones globales para dicha zona.
- Posibilitar la adopción fundada de planes de acción en materia de contaminación acústica y, en general, de las medidas correctoras que sean adecuadas.

En junio de 2002, la directiva europea sobre evaluación y gestión del ruido medioambiental (2002/49/CE), fue aceptada y entró en vigor. En virtud de la presente directiva, los estados miembros tienen la obligación de elaborar mapas estratégicos de ruido de las principales carreteras, ferrocarriles, aeropuertos y grandes aglomeraciones urbanas antes del 30 de junio de 2007. Estos mapas de ruido deben expresar los niveles de ruido ambiental causados por los vehículos, en términos de los indicadores armonizados de ruido L_{den} y L_{night} . L_{den} es un indicador del nivel de ruido global durante el día, la tarde y la noche, utilizado para determinar la molestia vinculada a la exposición al ruido; L_{night} es un indicador del nivel sonoro durante la noche que determina las alteraciones del sueño.

De estos mapas se derivan otras estadísticas como el número total de residentes expuestos a determinados niveles de ruido. Esta información se debe presentar a la Comisión Europea y hacerla pública. El siguiente paso para llevar a cabo la directiva es el proyecto de Planes de Acción de Ruido, el primero de los cuales tenía que estar elaborado antes de julio de 2008.

Siempre ha sido la intención de la comisión el establecimiento de métodos comunes de evaluación de la producción de estos mapas de ruido, pero hasta que no se disponga de métodos, la directiva ha definido otros. Como primer paso para la elaboración de un método común, el proyecto HARMONOISE se inició en 2001. Este proyecto fue financiado en parte por la Dirección General de Sociedad de la Información y Tecnología de la CE en el marco del V Programa Marco. Su objetivo principal era desarrollar métodos fiables para la evaluación del ruido ambiental de las carreteras y los ferrocarriles. Este proyecto finalizó en 2004.

Posteriormente se empezó a realizar el proyecto IMAGINE (del inglés, *Improved Methods for the Assessment of the Generic Impact of Noise to the Environment*), tratándose de un Proyecto de Investigación Estratégica del VI Programa Marco (IMAGINE, 2007).

IMAGINE tenía por objeto ampliar el proyecto HARMONOISE, utilizando la metodología para desarrollar métodos de predicción para los aparatos y fuentes de ruido industrial. El objetivo general de ambos proyectos era el proporcionar un modelo que reuniera los requisitos para el análisis común, y al mismo tiempo, abordar algunos aspectos referidos a la explotación de los mapas de ruido y a la definición de planes de acción.

El resultado de ambos trabajos ha sido la adopción de los métodos comunes armonizados para la evaluación del ruido ambiental que podrán ser utilizados previsiblemente en la segunda fase de realización de mapas de ruido, fijada para el año 2012.

En el capítulo 6 se describe con detalle el proyecto IMAGINE ya que ha sido el modelo adoptado para lograr cuantificar los efectos nocivos del ruido del tráfico en la salud humana dentro del marco del ACV. No obstante, en esta tesis no se han considerado para el desarrollo de la categoría de ruido estos mapas, aunque sí se pueden considerar muy válidos para futuros desarrollos del modelo que cuantifique esta categoría.

3.5 El transporte rodado por carretera y el uso del suelo

3.5.1 Introducción

La construcción de nuevas carreteras transforma inevitablemente los hábitats naturales directamente afectados, que pasan a ser un medio sellado y altamente alterado. Las autopistas pueden consumir más de diez hectáreas de suelo por cada kilómetro de vía y, si se incluyen todos los elementos asociados, como márgenes, terraplenes y taludes, aparcamientos, áreas de servicio, zonas peatonales, etc., la superficie total destinada al transporte es muy superior a la que representa la parte exclusivamente pavimentada correspondiente a la calzada (Rosell et al., 2002).

Entre 1970 y 1996, la longitud de la red de carreteras en los países de la UE prácticamente se ha duplicado, ocupando alrededor del 1,2% de la superficie terrestre de los países miembros (EEA, 2002).

A nivel español se han elaborado diversas estimaciones de la superficie del territorio que actualmente se destina a carreteras, considerando la extensión de la red viaria y su anchura (Rosell et al., 2002; Garraín et al., 2008a). Según estas estimaciones, alrededor del 1,3% del territorio nacional corresponde a calzadas de carreteras (sin incluir en estos cálculos las vías urbanas).

Las infraestructuras del transporte ejercen una presión significativa sobre los hábitats y los ecosistemas debido a la fragmentación y ocupación del territorio (CAPV, 2008). La fragmentación del territorio es uno de los efectos más importantes referidos al uso del suelo, ya que disminuye la conectividad de las poblaciones, lo que incide negativamente en sus posibilidades de pervivencia, entre otros efectos que se describen en el siguiente apartado.

3.5.2 Fragmentación de los hábitats provocado por las carreteras

La fragmentación de los hábitats es uno de los principales causantes de la pérdida de diversidad biológica. En el paisaje se pueden distinguir diversos agentes causantes de fragmentación, como las áreas urbanizadas, la agricultura, la deforestación, etc., aunque el efecto barrera que ejercen las infraestructuras de transporte adquiere una importancia creciente (Rosell et al., 2002).

La presencia física de estas infraestructuras en el paisaje crea nuevos hábitats en sus inmediaciones (que, con frecuencia, constituyen trampas

ecológicas que atraen a los animales con alto riesgo de mortalidad), altera la dinámica hidrológica y perturba los hábitats naturales y los procesos ecológicos. Las actividades de mantenimiento y explotación contaminan química y acústicamente el paisaje colindante. Se convierten en barreras para el desplazamiento de la mayoría de los animales terrestres y ocasionan la muerte de millones de individuos cada año (Rosell et al., 2002). Las autopistas y las líneas de tren de alta velocidad son las barreras físicas más importantes, dada la existencia de una valla perimetral a ambos lados de dichas infraestructuras (CAPV, 2008). La Figura 7 muestra los efectos ecológicos primarios que provocan la construcción de infraestructuras de tipo lineal.

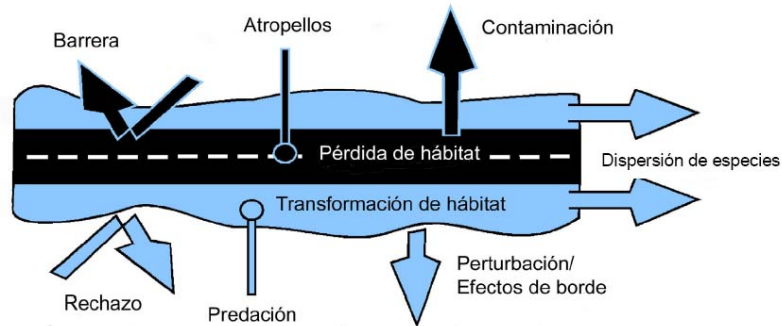


Figura 7 Representación esquemática de los efectos ecológicos primarios de las infraestructuras de carreteras (Rosell et al., 2002)

Estos efectos pueden englobarse básicamente en cinco categorías (MMA, 2006b; Rosell et al., 2002):

- **Pérdida de hábitat.** Consiste en la pérdida directa de superficies de los hábitats afectados por la construcción de la vía de transporte y sus márgenes. Una adecuada elección del trazado puede reducir el impacto.
- **Efecto barrera.** Se considera el impacto más negativo, ya que se basa en la dificultad que tienen los animales para cruzar la superficie de la vía, ya sea debida a la existencia de obstáculos, o a consecuencia del rechazo que genera el cruce de una superficie asfaltada, sin refugios y altamente perturbada por el paso de vehículos, ruido, contaminación, etc. Este efecto puede conllevar la extinción de determinadas poblaciones de fauna silvestre.
- **Mortalidad por atropello, colisión con vehículos u otras causas.** Este impacto es uno de los más notorios, afectando a un gran número de especies, desde aves y murciélagos, hasta grandes mamíferos, anfibios y reptiles. Otras causas de mortalidad asociadas son las trampas que

comportan elementos como arquetas, pozos o cunetas de paredes verticales.

- **Perturbaciones.** En este impacto se incluyen los contaminantes químicos (los generados por el tráfico o por la sal que se usa en invierno), el ruido (que puede interferir en la comunicación de aves, por ejemplo) y la iluminación, ya sea de la propia infraestructura como de los faros de los vehículos. Todo ello conlleva que la vía genere en su entorno inmediato una serie de molestias.
- **Funciones ecológicas de los márgenes.** La infraestructura puede actuar de hábitat para algunas especies (por ejemplo, colonias de topillos instaladas en céspedes de medianas, concentraciones de insectos en lámparas, etc.). Las consecuencias no son positivas ya que se tratan de auténticas trampas para animales que se sienten potencialmente atraídos por éstos, generando un alto riesgo de mortalidad. Otro efecto asociado a los márgenes es la dispersión de especies que pueden actuar como corredores biológicos o como vectores de dispersión de especies invasoras.

3.6 ACV del transporte rodado por carretera

Cuando se pretende aplicar la metodología del ACV al caso de infraestructuras de transporte rodado se deben incluir todas las etapas de su ciclo de vida incluyendo la extracción y tratamiento de las materias primas para su construcción, la propia construcción, el transporte y la distribución de los materiales, el uso de la carretera y el reciclado, la reutilización y el despacho final de los materiales.

En la literatura se dispone de varios análisis del ciclo de vida centrados en infraestructuras de carreteras. Treloar et al. (2004) y Spielmann et al. (2004) han aplicado un método simplificado de ACV basado en la categoría de energía para diseños de carreteras, fabricación, mantenimiento, retirada y operación de vehículos. Bouwman & Moll (2002) han analizado diferentes sistemas de transporte de pasajeros por tierra analizando solamente la categoría de energía.

En cuanto al proceso de construcción de las mismas, Mroueh et al. (2000) y Stripple (2001) han elaborado bases de datos para comparar diferentes alternativas de construcción de carreteras y obras de ingeniería civil.

En la etapa de uso de la infraestructura son muy frecuentes los ACV centrados en el impacto ambiental de la calidad del aire que causan los diferentes medios de transporte y que están basados fundamentalmente en el consumo y tipo de combustible (Fet & Michelsen, 2000; Fet et al., 2000). Dentro también de esta etapa, el mantenimiento es un proceso a tener en cuenta, Spielmann et al. (2004) y Stripple (2001) consideran el impacto

medioambiental provocado por esta etapa, realizando un importante inventario de todos los procesos y productos empleados como la sal para deshielo, la energía de las quitanieves, los herbicidas, la poda de arbustos y siega, el pintado de rayas, la electricidad para semáforos, etc. Choki (2005) realizó un análisis ambiental de las operaciones de mantenimiento de las carreteras suecas. Como conclusión principal cabe destacar que las fases de mantenimiento de la superficie de la calzada, pintura, barandas, vallas y señales de tráfico tienen un gran impacto ambiental, pero debido principalmente al combustible consumido para llevar a cabo estos trabajos.

No existen estudios referidos al impacto del reciclaje de los materiales utilizados en la construcción de carreteras. Según la Dirección General de Carreteras (Rodríguez López, 2006), en la construcción de nuevas carreteras españolas se están empezando a aplicar técnicas que aprovechan el 50% del material del antiguo firme, reduciendo así el impacto ecológico y el coste de las obras de reparación.

Finalmente, el trabajo de investigación de Garraín & Vidal (2008b) presenta la evaluación del impacto medioambiental que se produce por el uso de las carreteras españolas desde 2004 hasta 2006. Posteriormente, mediante la aplicación de un ACV han comparado este impacto con el producido en la etapa de construcción de las mismas, considerando las categorías de impacto de calentamiento global, formación de precursores de ozono troposférico y acidificación.

Los resultados del trabajo muestran el aumento progresivo de emisión de contaminantes que provocan el calentamiento global debido principalmente al aumento del parque y el tráfico de vehículos. En el caso de la categoría de acidificación los resultados se mantienen y en la categoría de precursores de ozono troposférico los resultados disminuyen. Una de las razones principales se debe a las nuevas tecnologías aplicadas a los nuevos vehículos y combustibles que proporcionan una disminución de ciertos gases como los NO_x y COVNM (Compuestos Orgánicos Volátiles sin Metano). Estos resultados están de acuerdo con los publicados por el Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2007), que muestran exactamente que la tendencia de los últimos años se corresponde con los resultados obtenidos. De la misma forma también se corresponden con los predichos por Burón et al. (2005), que estiman unos resultados de emisiones de dióxido de carbono de alrededor de cien millones de toneladas (Garraín & Vidal, 2008b).

Finalmente se refleja la importancia del impacto medioambiental asociado a la etapa de construcción de carreteras. Cuando se habla de carreteras e impacto medioambiental, normalmente este impacto se achaca al tráfico de los vehículos y a sus emisiones atmosféricas. De los resultados obtenidos se puede afirmar que la construcción de las mismas degrada de forma

considerable el medio ambiente (Garraín & Vidal, 2008b). Comparando los resultados obtenidos por tipo de vía, las autopistas y autovías presentan un mejor perfil ambiental. Esto es demostrable por la mayor circulación de vehículos que transitan por las autopistas y autovías en comparación con la red interurbana, que hace que, aunque para la construcción de una autopista o autovía se necesite un mayor número de recursos, las emisiones por flujo de pasajeros o mercancías sean mucho menor. Los datos obtenidos reflejan que para la construcción de un metro de autopista o autovía se necesitan 1,2 toneladas de material mientras que para el resto de la red interurbana son necesarias tan sólo 0,5 toneladas, no obstante las emisiones que provoca la construcción de autopistas y autovías por pasajeros o mercancías son aproximadamente un 80% menores que las provocadas por el resto de la red de carreteras (Garraín, 2006).

Capítulo 4. Los biopolímeros y el medio ambiente

4.1 Introducción

En este capítulo se presenta el problema que causan los materiales biopolímeros en cuanto al impacto medioambiental.

Inicialmente se realiza una definición de los materiales biodegradables poliméricos y se presenta una clasificación junto con la situación en la que se encuentran actualmente en cuanto a costes y competitividad.

Posteriormente se analiza el impacto medioambiental potencial que causa el cultivo de transgénicos para la obtención de estos materiales, de forma más concreta el impacto sobre la categoría de uso de suelo. También se presenta el debate actual de comunidad científica de la conveniencia o no de este tipo de productos debido a sus efectos medioambientales.

Finalmente se presentan los estudios más relevantes encontrados en la literatura sobre ACV relacionados con estos materiales.

4.2 Materiales biopolímeros

Los materiales biodegradables han suscitado interés en la sociedad como consecuencia de la creciente conciencia social causada por la degradación del medio ambiente y las posibilidades de reducirla con la mayor selección de productos ecológicos.

A principios del siglo XX, la mayoría de los productos plásticos se fabricaban a partir de recursos biológicos. Pero fue a partir de los años 70 cuando los derivados del petróleo sustituyeron, en gran medida, a estos materiales derivados de recursos naturales.

En la actualidad se están realizando numerosos estudios encaminados a disminuir las cantidades de residuos de plásticos derivados del petróleo y a fabricar productos que sean más respetuosos con el medio ambiente. A nivel europeo, aproximadamente el 10% en peso y más del 25% en volumen de los residuos sólidos están constituidos por plásticos, los cuales representan una amenaza potencial para muchos ecosistemas. Como respuesta, la industria y la comunidad científica están potenciando proyectos de investigación sobre materiales biodegradables poliméricos que no ataquen al medio ambiente (Armelín, 2002).

Los biopolímeros o bioplásticos pueden presentar propiedades fisicoquímicas y termoplásticas muy similares a las de los polímeros

fabricados directamente a partir del petróleo, pero con la ventaja de que una vez depositados en condiciones favorables se degradan, por tanto, generando un impacto medioambiental inferior en este sentido.

Una de las ventajas más claras que poseen los polímeros biodegradables en comparación con los materiales plásticos convencionales es que muestran una estereoquímica y arquitectura molecular particulares que hace que se puedan preparar materiales 'a la carta' en función de las propiedades requeridas.

El problema medioambiental está intensificando el interés en recursos agrícolas y forestales como materias primas alternativas. El crecimiento sostenible de las industrias fabricantes de productos de base biológica dependerá en gran medida de cómo se desarrollen los nuevos mercados y de la relación entre el coste y el rendimiento de dichos productos (Weber, 2000).

4.2.1 Clasificación de los biopolímeros

Debe clarificarse que todos los bioplásticos son biodegradables, mientras que todos los plásticos biodegradables no son bioplásticos. Existen dos conceptos diferentes que envuelven al término 'bioplástico' (European Bioplastics, 2008a):

- **Plástico compostable**, certificado de acuerdo con la norma europea EN 13432 '*Requisitos de los envases y embalajes valorizables mediante compostaje y biodegradación*' y la norma EN 14855 '*Determinación de la biodegradabilidad aeróbica final y desintegración de materiales plásticos en condiciones de compostaje controladas*', basado en recursos renovables (de base biológica) y/o no renovables (fósiles). El enfoque aquí está en la función 'compostabilidad'. Este tipo de productos debe ser certificado y etiquetado por una tercera parte independiente. Una gran proporción de productos plásticos compostables certificados están, a día de hoy, disponibles en el mercado, los cuales contienen una elevada proporción de materias primas renovables. También hay polímeros sintéticos (basados en recursos fósiles) que son compostables de acuerdo con las normas mencionadas.
- **Plástico de base biológica producido a partir de recursos renovables**. En lugar de utilizar combustibles fósiles de carbono en la fabricación de los plásticos convencionales, este tipo de plástico se basa en el uso de polímeros de carbono a partir de recursos renovables como el azúcar, almidón, aceites vegetales o celulosa. Materiales como el maíz, las patatas, los cereales, la caña de azúcar o la madera son los que más

comúnmente se usan como materias primas. Este tipo de polímeros no son en todos los casos biodegradables y compostables.

En función del proceso de síntesis, se han propuesto diferentes clasificaciones de los mismos. Generalmente se suelen distinguir las siguientes categorías:

- Polímeros extraídos o removidos directamente de la biomasa: de polisacáridos como el almidón y la celulosa, y de proteínas animales y vegetales como la caseína, la soja o el gluten.
- Polímeros producidos por microorganismos, bacterias productoras nativas o modificadas genéticamente, como los polihidroxialcanoatos (PHA).
- Polímeros producidos por síntesis química clásica utilizando monómeros biológicos de fuentes renovables, como el más comúnmente utilizado, el ácido poliláctico (PLA).
- Polímeros producidos por síntesis química convencional utilizando monómeros sintéticos provenientes de productos petroquímicos, como la policaprolactona (PCL), o las poliesteramidas (PEA).

En ocasiones, las dos últimas categorías se suelen englobar en una única (Weber, 2000). Debe destacarse que sólo las tres primeras categorías proceden de recursos renovables. La Figura 8 muestra un esquema de la clasificación.

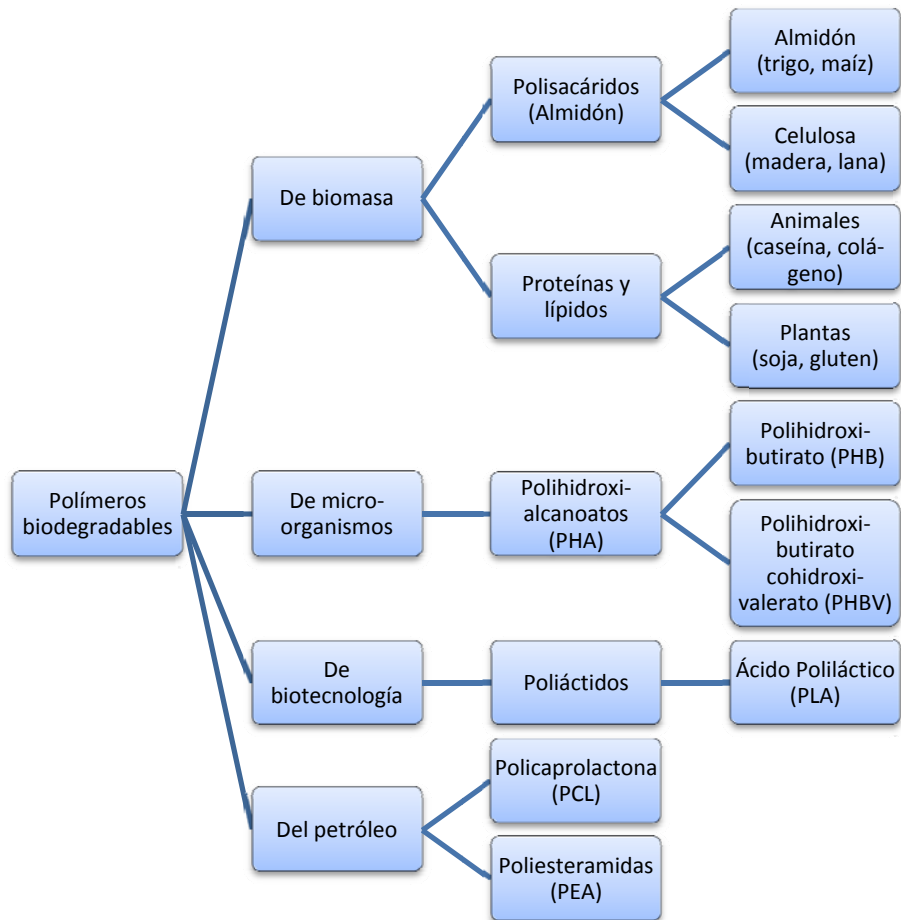


Figura 8 Clasificación de los polímeros biodegradables, adaptación de Kaplan et al. (1993)

4.2.2 Costes y competitividad de los biopolímeros

Los materiales bioplásticos están considerados en la actualidad como productos elaborados fruto de la innovación. Por esta razón sufren las principales consecuencias que se producen a la hora de introducir en el mercado productos de nueva creación, como pueden ser las siguientes (European Bioplastics, 2008a):

- Altos costes motivados por la I+D+i.

- Altos costes de producción causados por la producción a pequeña escala.
- Baja optimización energética de las instalaciones de producción, ya que no se aprovechan al máximo rendimiento.
- Considerable diferencia de precio frente a productos básicos convencionales tradicionales.

Los polímeros termoplásticos que se utilizan de forma más habitual en la fabricación de envases son: polietileno de alta o baja densidad (PEAD o PEBD), polipropileno (PP), policloruro de vinilo (PVC), poliestireno (PS) y tereftalato de polietileno (PET). La Tabla 4 muestra el precio medio de los mismos, en comparación, los precios de los polímeros biodegradables suelen ser muy superiores, rondando los 1,8-2,4 €/kg del PLA hasta los 12 €/kg que puede costar un PHA (Fowler et al., 2008).

Tabla 4 Precio medio de los termoplásticos, año 2005 (polymer-age.co.uk, 2008)

Material	PEBD	PEAD	PP	PVC	PS	PET
€/kg	0,85	0,92	0,80	0,80	0,90	1,15

Sin embargo, el precio de los polímeros sintéticos a partir del petróleo es función lineal del precio del crudo. Un incremento continuo de la producción petroquímica requiere una mayor explotación de las fuentes que no son convencionales, a un mayor coste, lo que puede resultar en una oportunidad de mercado para los nuevos polímeros renovables, cuyo precio se espera que disminuya una vez se alcancen mayores volúmenes de ventas. Como ejemplo, el precio de los polímeros a base de almidón podría disminuir a 0,7-0,9 €/kg en un futuro próximo, lo que supone un precio muy competitivo con los termoplásticos convencionales (Fowler et al., 2008).

Existen determinados programas gubernamentales, como en los Países Bajos y Alemania, que proporcionan ayudas económicas con el fin de promover la introducción en el mercado de productos compostables o de base biológica, especialmente para productos de embalaje (European Bioplastics, 2008a).

4.3 Los biopolímeros y el uso de suelo

Los bioplásticos y la agricultura están estrechamente relacionados entre sí, ya sea porque las materias primas agrícolas desempeñan un papel importante como recursos renovables, o porque la utilización del bioplástico como compost en la agricultura permite cerrar el bucle del proceso ideal representado en la Figura 9. De la misma se puede afirmar que para conseguir el proceso ideal de circuito cerrado en la vida de un biopolímero, es necesario el uso de recursos renovables en la elaboración de los mismos.

Se señala que entre los métodos de tratamiento tras el uso de este tipo de material, el compostaje se considera como la apuesta más rentable (European Bioplastics, 2008a).

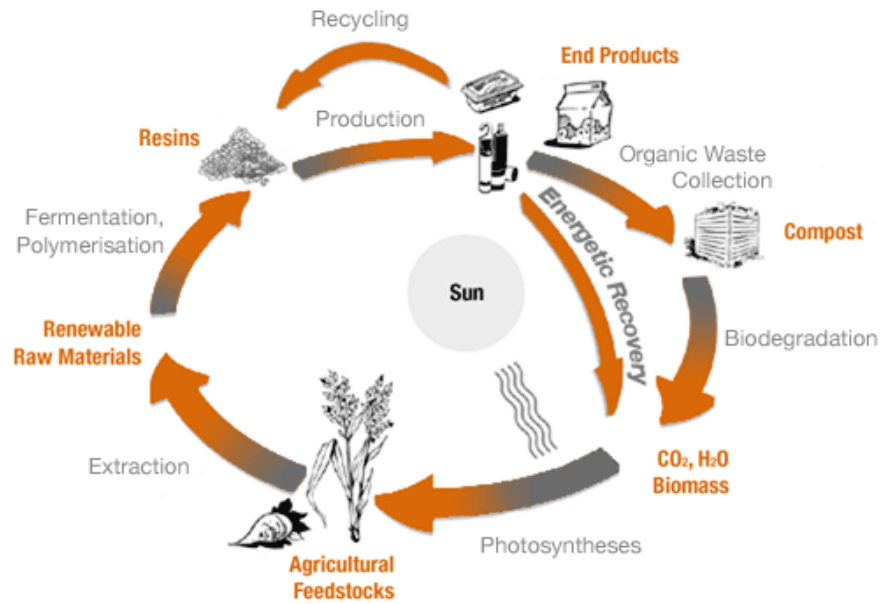


Figura 9 Proceso ideal de circuito cerrado del ciclo de vida de un biopolímero (European Bioplastics, 2008b)

A día de hoy es importante para la agricultura el desarrollo de cultivos para obtener ingresos alternativos, y no solamente ceñirse al sector alimentario. Cerca de cincuenta millones de hectáreas en la Europa de los 25 no se usan en estos momentos para la producción de alimentos (European Bioplastics, 2008a). La Unión Europea ha reducido en los últimos años de forma considerable las subvenciones para la producción de alimentos, por lo que, en consecuencia, muchos puestos de trabajo en la agricultura están en peligro. De esta forma, la producción de recursos renovables cultivados con un destino distinto al sector alimentario ofrece una salida alternativa. Además, la biomasa producida puede utilizarse en sectores importantes como el industrial o el energético.

La agricultura ofrece un enorme potencial para el desarrollo de biopolímeros. Suponiendo que en un futuro la cuota de mercado de los bioplásticos podría llegar al 10% de los plásticos disponibles en el mercado, su consumo sería aproximadamente de diez millones de toneladas de recursos renovables como el azúcar o el almidón (aproximadamente sería necesario el 10% de los recursos disponibles no destinados a la

alimentación). Por todo ello, los bioplásticos podrían contribuir a estabilizar los mercados agrícolas.

La superficie global mundial dedicada a cultivos biotecnológicos supera ya los cien millones de hectáreas (Figura 10). Más de diez millones de agricultores, la mayoría de escasos recursos y de países en vías de desarrollo, aplican la biotecnología a sus cultivos, lo que trae cada vez más ventajas, no sólo a los agricultores, sino también a los consumidores y al medio ambiente (James, 2007).

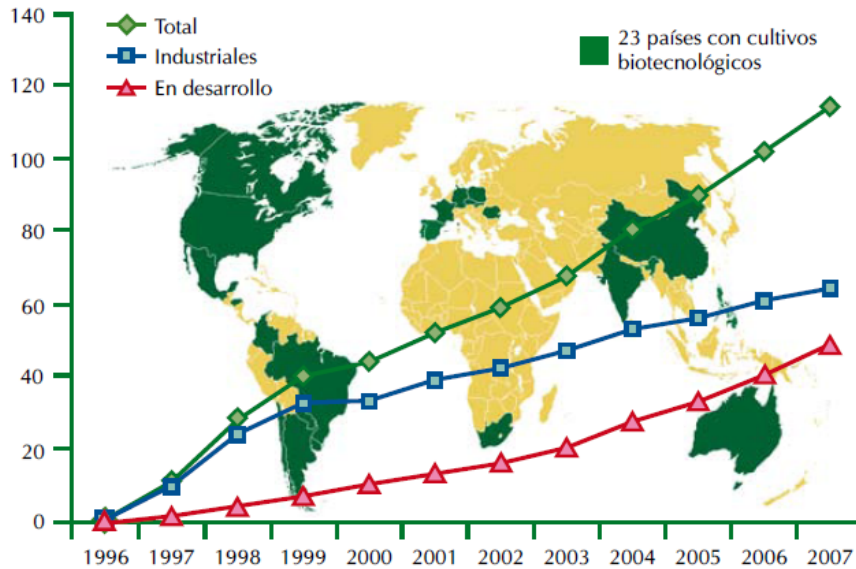


Figura 10 Superficie mundial de cultivos biotecnológicos, en millones de hectáreas (James, 2007)

España es el país líder europeo en lo referido a cultivos biotecnológicos ya que cultivó con este sistema un total de 60.000 hectáreas en 2006. Las aplicaciones agroalimentarias desarrolladas en España suponen ya el 20% de la actividad biotecnológica del país, sólo por detrás de los desarrollos biotecnológicos para la mejora de la salud. La tierra dedicada a cultivos en España puede aumentar hasta los 1,16 millones de hectáreas para el año 2020. De la misma forma, a nivel mundial, se señala un crecimiento continuo en la superficie de los cultivos transgénicos, hasta sobrepasar los 200 millones de hectáreas, con alrededor de 20 millones de agricultores sembrando cultivos biotecnológicos en 40 países antes de 2015 (James, 2007).

No obstante, existe en la actualidad una corriente de opinión contraria a este tipo de cultivo. Tanto científicos, como agricultores, consumidores o

ecologistas han expresado públicamente su rechazo al cultivo de organismos modificados genéticamente (OMG), denunciando el peligro para el medio ambiente y para la salud que potencialmente pueden suponer. En diversos simposios, seminarios y foros de opinión aseguran que, lejos de contribuir a mejorar la productividad agrícola, los cultivos transgénicos acarrearán graves distorsiones sociales y económicas y no garantizan rendimientos mejores que los cultivos industriales. Los grupos ecologistas manifiestan que, a pesar de la ingente propaganda sobre multitud de funcionalidades, las variedades comerciales incorporan tan sólo dos características: la resistencia a insectos plaga y/o la tolerancia a un herbicida determinado. Un 81% de la superficie de OMG cultivada en el mundo son plantas resistentes a herbicidas. Algunas asociaciones de agricultores consideran que no existe posibilidad alguna de que coexistan los cultivos transgénicos con el resto, puesto que estos últimos se contaminan debido a la polinización, que transfiere rasgos de una planta a otra.

Estos debates son muy habituales en la comunidad científica ya que, por una parte algunos autores se muestran a favor del uso de estos cultivos por la disminución en la aplicación de pesticidas o herbicidas. Afirman que el uso de cultivos genéticamente modificados permite, entre otras cosas, acelerar el mejoramiento genético tradicional, aumentar los rendimientos agrícolas, reducir la aplicación de pesticidas y desarrollar nuevas variedades de cultivos. Estos cambios en las prácticas agrícolas tienen como finalidad aumentar la productividad y la rentabilidad al mismo tiempo, ya que podrían disminuir las superficies cultivadas para una misma demanda de producto. Por tanto se puede decir que el área de ingeniería genética de mayor expansión actualmente es la agricultura. Sin embargo, otros científicos están en contra y afirman que el número de microorganismos beneficiosos para el suelo disminuye considerablemente. Además, la fertilidad del suelo se ve afectada ya que se pierden las enzimas que permiten transferir los minerales en forma de nutrientes absorbibles por las plantas.

No todos los bioplásticos, o mejor dicho, no todas las formas de producir bioplásticos, son ecológicas ni sostenibles. Un ejemplo del impacto que causan este tipo de cultivos sobre el medio ambiente, más concretamente sobre la categoría de uso de suelo, es lo que ocurre en países que poseen zonas de alto valor ecológico como Brasil. En este país sudamericano se está generando actualmente mucho interés por la obtención de plásticos biodegradables a partir de soja y otras plantas de rápido crecimiento. Debido a que se pueden ver afectadas muchas zonas de la selva amazónica, este pensamiento está causando una gran preocupación sobre el grave impacto que causarían estos cultivos en la superficie selvática.

Efectos muy similares tienen la promoción de biocarburantes y otras bioenergías. En Europa, por ejemplo, se puede producir biodiesel a partir de

aceite de colza de forma sostenible, pero se dispondría de menos aceite de colza para la producción de alimentos dentro y fuera de Europa. Es probable que esta falta se supla en parte con aceite de palma. Sin embargo, esto aceleraría la pérdida de selvas tropicales porque en países como Indonesia se talan árboles para facilitar los cultivos de palma (EEA, 2009).

Junto con las sequías en los principales países productores, el aumento del consumo de carne y el alza de los precios de petróleo, etc., la demanda de biomateriales es uno de los numerosos factores que contribuyen al reciente aumento de los precios en todo el mundo. La Organización para el Desarrollo y Cooperación Económico estima que las medidas de apoyo solamente a los biocombustibles actuales y previstas en la UE y los Estados Unidos provocarán a medio plazo un aumento del 8, 10 y 33 % de los precios medios del trigo, del maíz y de los aceites vegetales, respectivamente (EEA, 2009).

El creciente consumo de alimentos en todo el mundo y la demanda adicional de biomateriales está propiciando la expansión de las tierras de cultivo del mundo a expensas de los pastizales naturales y las selvas tropicales. La conversión a gran escala de los bosques en tierras de cultivo aumenta esta proporción y tiene graves impactos sobre la biodiversidad. La conversión de extensas zonas de hábitats naturales o de explotaciones agrícolas tradicionales a un régimen de producción intensiva de bioenergía puede afectar también a la vida silvestre y la cantidad y calidad de agua disponible. Además, se estima que la deforestación y las prácticas agrícolas son actualmente responsables de un 20 % de las emisiones de gases de efecto de invernadero (EEA, 2009).

Por todas estas razones medioambientales anteriormente descritas, ya sean los efectos que se producen o que potencialmente se pueden producir, surge la necesidad de realización de estudios de impacto medioambiental a este tipo de materiales. Entre todos los efectos, la categoría de uso de suelo emerge como un importante punto caliente a desarrollar y considerar.

4.4 ACV comparativos de biopolímeros y polímeros petroquímicos

En términos generales no es posible establecer si, desde el punto de vista medioambiental, los plásticos biodegradables son preferibles a los polímeros petroquímicos. El motivo principal radica en la imposibilidad de abarcar todos los productos y todas las posibles repercusiones en todas las categorías de impacto.

Algunos estudios de ACV han documentado un ahorro significativo en el consumo de energía fósil y una reducción considerable de las emisiones de CO₂ para diferentes tipos de productos bioplásticos. Sin embargo, otros estudios han señalado que los materiales biodegradables son, en algunos

casos, menos ecológicos que los convencionales. A continuación se detallan algunos de estos estudios.

Los resultados de Patel et al. (2003) muestran que los biopolímeros pueden contribuir a la reducción de los impactos ambientales asociados con el uso de materiales, el ahorro de recursos energéticos o la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero. A pesar de ello, no es posible sacar conclusiones sobre si los bioplásticos son preferibles a los derivados del petróleo debido al hecho de que ninguno de los biopolímeros estudiados presentaba un mejor rendimiento que sus homólogos en todas las categorías estudiadas. La Tabla 5 muestra un resumen de las categorías y subcategorías de impacto consideradas en el estudio de fabricación de polímeros, ya sean a favor de los que provienen del petróleo o de los biopolímeros.

Tabla 5 Valoración de las categorías y subcategorías de impacto aventajadas en el estudio de biopolímeros basados en recursos renovables o petroquímicos (Patel et al., 2003)

Categorías y subcategorías de impacto	Renovables	Petroquímicos	Neutro
Recursos abióticos	X		
Recursos bióticos		X	
Uso de suelo		X	
Calentamiento global	X		
Agotamiento de ozono estratosférico			X
Toxicidad humana			X
Ecotoxicidad		X	
Formación de foto-oxidantes			X
Acidificación			X
Eutrofización		X	
Olor			X
Ruido			X
Radiación			X
Víctimas y/o heridos			X
Fuentes de carbono (renovables y no renovables)		X	
Fuentes no renovables	X		
Energía no renovable (fósil y nuclear)	X		
Energía nuclear			X
Compuestos orgánicos halogenados (AOX)			X
Plomo			X
Carcinógenos			X
Partículas de los vehículos diesel			X
Residuos totales		X	
Residuos peligrosos	X		

Gärtner & Reindhardt (2004) y Braschkat et al. (2004) han llevado a cabo diferentes ACV de productos biodegradables en comparación con los convencionales. Han declarado que, en muchos casos, los biomateriales

ahorran recursos energéticos fósiles y evitan la emisión de gases de efecto invernadero. Sin embargo, causan más acidificación, eutrofización y agotamiento de la capa de ozono. Por otra parte, los resultados de la evaluación de productos con base biológica dependen fuertemente de la producción agrícola, el patrón de uso de este tipo de productos y del tipo de disposición final.

Tillman (1999) ha calculado que para fabricar un kg de PHA de maíz modificado genéticamente, las plantas requieren alrededor de un 300% más de energía que la necesaria para la fabricación de una cantidad igual de polietileno (PE) a partir de combustibles fósiles. Basándose en los patrones actuales de uso de energía en la industria de transformación del maíz, se necesitarían 2,65 kg de combustible fósil para la producción de un solo kilogramo de PHA. Usando los datos recopilados por *PlasticsEurope* (Asociación Europea de Fabricantes de Plásticos), un kg de PE, por el contrario, requiere de aproximadamente 2,2 kilogramos de petróleo y gas natural, casi la mitad de los cuales termina en el producto final. Eso significa que sólo el 60% del total se quema para generar energía, casi la mitad que el PHA derivado del maíz. Además obtuvo que para la producción de un kg de PHA a partir de fermentación microbiana se requieren 2,39 kg de combustibles fósiles. Por lo tanto, el beneficio de utilizar el maíz o microorganismos en lugar de petróleo como materia prima para obtener un plástico biodegradable no puede compensar, en algunos casos, la mayor demanda de energía.

En el estudio de Dinkel et al. (1996) se realizaron diversas comparaciones, todas ellas basadas en productos realizados con polímeros de almidón termoplásticos (TPS), formados por 85% de patata y 15% de maíz, y diversos productos elaborados con poliolefinas (como bolsas de PEBD). Se consideraron los procesos de producción desde su nacimiento hasta la etapa de residuo. La etapa de gestión de residuos se podía realizar de dos formas, por una parte mediante la incineración de los residuos sólidos y por otra mediante compostaje. De los resultados obtenidos se llegó a la conclusión de que los TPS poseían menor impacto que las poliolefinas en las categorías de recursos energéticos, gases de efecto invernadero, toxicidad humana y salinización. Sin embargo, en la eutrofización, depósito de residuos e impacto a la biodiversidad, los TPS poseían un mayor impacto que las poliolefinas.

Estermann & Schwarzwälder (1998) realizaron un ACV para Novamont de bolsas de basura biodegradables *Mater-Bi ZF03U/A*, formadas con mezclas de TPS y PCL, de bolsas de papel y de bolsas de PEAD. Se asumió que las bolsas de Mater-Bi son usadas como compostaje, mientras que las de PEAD y papel son incineradas. Al comparar las bolsas biodegradables con las de papel se concluyó que existe menor impacto del biopolímero en las

categorías de recursos energéticos, gases de efecto invernadero, niebla tóxica, toxicidad del aire, toxicidad del agua, calentamiento global, acidificación, metales pesados, cancerígenos y eutrofización, pero existe mayor impacto en las categorías de salinización y de agotamiento de la capa de ozono. Cuando se compararon las bolsas de Mater-Bi y las bolsas de PEAD los resultados son equivalentes en categorías como recursos energéticos, acidificación, eutrofización, toxicidad del agua, agotamiento de la capa de ozono, cancerígenos y niebla tóxica; se logran mejores resultados de las bolsas de Mater-Bi en gases de efecto invernadero, toxicidad del aire, precursores del ozono y metales pesados, pero se logran peores resultados en salinización y depósito de residuos.

Posteriormente, Estermann et al. (2000) realizaron un ACV del material de empaquetamiento *Mater-Bi PE01U*, de almidón con un 15% de alcohol polivinilo (PVOH), en comparación con el poliestireno expandido (EPS). En este estudio se consideró que el EPS se incinera y Mater-Bi es compostado en un 90%, con una hipótesis por la cual el 60% del carbón absorbido por el material vegetal es enviado a la atmósfera (97% CO₂ y 3% CH₄) y el resto (40%) se queda en el compostaje. De los resultados obtenidos se obtuvo la conclusión de que Mater-Bi posee menor impacto en las categorías de niebla tóxica, toxicidad del aire, uso energético, calentamiento global, acidificación, creación de ozono y metales pesados. En cambio, para las categorías de salinización y residuos depositados posee un mayor impacto.

En los estudios de Gerngross (1999) y de Gerngross & Slater (2000) se realizaron balances energéticos a diversos materiales y observaron que el requerimiento de energía fósil para fabricar PHA podía competir con el de PEAD, PET y PS, en determinadas condiciones. En los estudios se concluye que la energía de entrada para la producción de PHA es mínima, no obstante la energía de procesamiento requerida para el PHA es dos o tres veces más alta que para los polímeros petroquímicos, por lo que el PHA no ofrece demasiadas ventajas en cuanto a la reducción de las emisiones contaminantes.

Hakala et al. (1997), pertenecientes al Centro de Investigación Técnico de Finlandia (VTT), prepararon un ACV comparativo para dos sistemas de pañales. Por una parte los basados en poliolefinas (como PP y PE), y otros con PLA, realizado a partir de maíz, trigo y azúcar de remolacha. Los resultados obtenidos afirmaban que para muchos de los parámetros estudiados los pañales hechos de poliolefinas tenían mejor perfil medioambiental que los biodegradables.

El Grupo de Ingeniería del Diseño (GID) de la Universitat Jaume I (UJI) ha realizado diversos estudios de ACV de estos materiales (Vidal et al., 2007a, 2009; Garraín et al., 2007a). De los mismos se puede concluir que, en algunos

casos y categorías de impacto, los biopolímeros presentan mejores eco-perfiles medioambientales al compararlos con los plásticos tradicionales. En el capítulo 8 se pueden consultar con detalle los resultados, discusión y conclusiones de los mismos.

Debe tomarse en consideración que una comparación directa del impacto medioambiental de los productos convencionales de plástico con bioplásticos puede resultar en ocasiones inadecuada. Los plásticos convencionales están técnicamente más optimizados que los bioplásticos ya que se encuentran en un estado incipiente de desarrollo en comparación con los plásticos derivados del petróleo (Fowler et al., 2008). A pesar de que el impacto ambiental de los biopolímeros es mayor hoy en día, no deben ser rechazados por esta causa. En lugar de ello, debe llevarse a cabo una mayor investigación en su optimización para la mejora del impacto sobre el medio ambiente (Känzig et al., 2003).

Los impactos beneficiosos al medio ambiente que causan los productos bioplásticos en su etapa de final de vida son una de las razones por las que, a priori, entendemos que hay que promover el desarrollo y la innovación de los mismos.

Capítulo 5. Indicadores de impacto en las categorías de ruido y uso de suelo

5.1 Introducción

En este capítulo se revisa el estado del arte de los indicadores medioambientales referidos a los sectores del transporte y la agricultura, además de los que tienen en cuenta las categorías de ruido y de uso de suelo. Para ello se ha recopilado la información precisa de informes ambientales publicados por instituciones, gobiernos y organizaciones como la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económico (OECD), Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA o EEA, del inglés *European Environment Agency*), la Comisión Europea (CE), el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España (MMA), el Banco Mundial, etc.

En primer lugar se presenta una introducción de la forma de clasificar los indicadores para, posteriormente, realizar los diferentes listados de indicadores medioambientales del sector transporte e indicadores medioambientales del sector agricultura. En el anexo se listan la totalidad de estos indicadores referidos a los sectores. Posteriormente se listan los indicadores medioambientales referidos a las categorías de ruido y uso de suelo.

Finalmente se pone de manifiesto la necesidad de desarrollar indicadores de impacto ya que, tanto para estas categorías como para los sectores de estudio, no se han realizado suficientes aportaciones para evaluar de manera global y precisa el impacto que causan las mismas.

5.2 Los indicadores medioambientales y el marco DPSIR

Los indicadores son una guía muy importante para la toma de decisión al trasladar conocimiento a unidades manejables de información. Pueden utilizarse para medir y calibrar el progreso hacia la mejora del desarrollo sostenible, pueden utilizarse como señales de alarma para prevenir daños económicos, sociales y ambientales, y pueden también utilizarse como herramientas para comunicar ideas, pensamientos y valores.

Más concretamente, los indicadores medioambientales resumen extensos datos sobre el medio ambiente y su entorno en información clave, significativa y comparable, a fin de presentar el comportamiento medioambiental de una actividad de manera exhaustiva y cuantificable. Son herramientas esenciales para disponer de información que proporcione patrones o tendencias (cambios) en el estado del medio ambiente, en las

actividades humanas que afectan o que están afectadas por el medio ambiente, o sobre las relaciones entre tales variables.

El hecho de que los indicadores están normalmente basados en la cuantificación de los cambios en el medio ambiente y que pueden relacionarse directamente con metas y objetivos políticos tiene implicaciones importantes, que deben considerarse para su correcta selección, con el fin de transmitir coherencia, fiabilidad, transparencia, sin ambigüedades, además de poseer una capacidad predictiva y analítica (Wilson & Müller, 2001). Estos autores afirman que las diferentes demandas y expectativas sobre los indicadores se pueden resumir en cinco atributos: fiables, pertinentes, reproducibles, representativos y realizables (en inglés se denominan las '5 R', de *'reliable, relevant, reproducible, representative and realizable'*). A continuación se describen brevemente cada una de estos atributos:

- Los indicadores reflejan, a menudo, la simplificación de procesos complejos, para lo que deben ser fiables y deben reflejar la situación real de los mismos. Diversas organizaciones, como la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económico, sostienen que la fiabilidad es un criterio fundamental para medir el indicador, y que los mismos deben vincularse con modelos económicos, modelos de previsión y diversos sistemas de información; aún cuando esta medida puede variar demasiado entre los propios indicadores y cuando éstos se aplican a diferentes zonas geográficas del planeta.
- Los indicadores deben ser relevantes o pertinentes, sobre todo en los requisitos para el análisis del panorama político. La preferencia de los responsables políticos por ciertos indicadores puede explicarse como un equilibrio entre el coste y la calidad. Como resultado, la relevancia de un indicador puede variar de un país a otro (o incluso de una región a otra), y, a menudo, tienen que ser interpretados en el contexto adecuado, teniendo en cuenta los diferentes factores ecológicos, geográficos, sociales, económicos e institucionales. En lo que respecta a los indicadores medioambientales, la relevancia de un indicador puede depender de la situación ambiental del lugar del estudio, con lo que los resultados globales pueden diferir en un lugar u otro.
- Otro requisito fundamental para los indicadores es que deben ser reproducibles. Un indicador que no puede ser utilizado por otros investigadores no tiene sentido. Deben poseer una base científica teórica bien fundada, deben basarse en las normas internacionales y el consenso internacional acerca de su validez, deben estar debidamente documentados, deben ser de calidad, deben basarse en metodologías

reproducibles y deben actualizarse periódicamente de acuerdo con la característica de fiabilidad.

- Los indicadores también deben ser representativos, en el sentido de que deberían servir de base para la comparación a nivel local, regional e internacional. Por lo tanto, deben poseer un umbral o valor de referencia en el cual comparar los cambios en el estado del medio ambiente o en la actividad humana. La situación ideal sería que los valores de los umbrales se definan en base a estándares legales, científicos y políticos.
- Por último, los indicadores deben ser realizables, es decir, deben ser simples y fáciles de interpretar, deben poder mostrar las tendencias en el tiempo y deben estar fácilmente disponibles con una razonable ratio coste-beneficio.

La guía de indicadores para el desarrollo sostenible, publicada por la Comisión para el Desarrollo Sostenible de la Organización para las Naciones Unidas (UNCSD, 2001), se ha considerado como el punto clave para que las naciones desarrollen su propios programas nacionales utilizando indicadores que midan sus progresos hacia el desarrollo sostenible. Desde entonces, otras organizaciones internacionales como la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económico (OECD, 2003) y el Banco Mundial (WB, 2002) también han desarrollado conjuntos de indicadores ambientales.

El esquema más completo para organizar la información sobre el desarrollo sostenible es el denominado DPSIR: Causa (Fuerza Motriz) – Presión – Estado – Impacto – Respuesta (del inglés, *Driving force – Pressure – State – Impact – Response*), que define cinco categorías de indicadores.

Dicho esquema se puede afirmar que es un avance del propuesto por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico, basado en el modelo DSR, o de la Comisión para el Desarrollo Sostenible de la Organización para las Naciones Unidas, basado en el PSR (EEA, 1999). El planteamiento que proponen estos esquemas se fundamentan en las presiones que ejercen las actividades humanas sobre el medio a la hora de cambiar la calidad y la cantidad de recursos naturales. La sociedad responde a esos cambios a través de políticas ambientales, sectoriales y económicas, creándose de esta forma un bucle hacia las actividades humanas de presión. El modelo tiene una visión excesivamente antropocéntrica y pierde conscientemente la causalidad científica. Sólo aquellos aspectos que se valoran como necesarios para mantener el actual nivel de vida de los países desarrollados son sometidos a evaluación, sin incidir suficientemente en la búsqueda de una verdadera integración del hombre en el medio natural que le rodea. Esto se puede considerar como un grave error, ya que el medio ambiente no puede ser entendido como una serie de compartimentos

aislados, sino como un todo, formado por elementos que interactúan entre sí. Debido a esto, la Agencia Europea del Medio Ambiente propuso el marco DPSIR, más completo, y se considera de gran utilidad en la descripción de los orígenes y consecuencias de los problemas ambientales (von Schiller et al., 2003).

De acuerdo con este sistema de análisis DPSIR, los desarrollos sociales y económicos (causas o fuerzas motrices) ejercen presión en el ambiente y, como consecuencia, el estado del ambiente cambia, así como las condiciones adecuadas para la salud, utilidad de los recursos y biodiversidad. Todo esto conduce a impactos en la salud humana, ecosistemas y materiales, produciendo una respuesta en la sociedad. Los cinco diferentes tipos de indicadores se pueden definir de la siguiente forma:

- **D:** Los indicadores de causa o fuerza motriz son los factores que influyen las variables relevantes. Una fuerza motriz es una necesidad. Ejemplos de fuerzas motrices primarias en una persona pueden ser la necesidad de vivienda, alimentos o agua, mientras que ejemplos de fuerzas motrices secundarias pueden ser la necesidad de movilidad, entretenimiento o cultura. Para un sector industrial una fuerza impulsora podría ser la necesidad de rentabilidad y producción a bajo coste, mientras que para una nación una fuerza impulsora podría ser la necesidad de mantener bajos los niveles de desempleo. En un contexto macroeconómico, la producción o el consumo de los procesos están estructurados de acuerdo con los sectores económicos (por ejemplo, la agricultura, la energía, la industria, el transporte, la población, etc.).
- **P:** Los indicadores de presión describen las variables que directamente causan los problemas ambientales. Los anteriores indicadores de causa conducen a realizar acciones como el transporte o la producción de alimentos, es decir, acciones que son el resultado del cumplimiento de una necesidad. Estas actividades humanas ejercen presiones sobre el medio ambiente, como resultado de la producción o el consumo de los procesos, que pueden dividirse en tres tipos principales:
 - Excesivo uso de recursos del medio ambiente.
 - Cambios en el uso de la tierra.
 - Emisiones al aire, agua o suelo de productos químicos, residuos, radiaciones, ruido, etc.
- **S:** Los indicadores de estado muestran el estado actual del medio ambiente. Como resultado de las presiones, el estado del medio ambiente se ve afectado o, lo que es lo mismo, la calidad de los diferentes sectores ambientales (aire, agua, suelo, etc.) en relación con las funciones que cumplen. El estado del medio ambiente se puede

definir como la combinación de las propiedades físicas, químicas y biológicas.

- **I:** Los indicadores de impacto describen los últimos efectos de los cambios de estado. Los cambios en las propiedades físicas, químicas o biológicas en el estado del medio ambiente determinan la calidad de los ecosistemas y el bienestar de los seres humanos. En otras palabras, los cambios pueden causar impactos económicos o medioambientales sobre el funcionamiento de los ecosistemas, sus habilidades como soporte vital y, en última instancia, sobre la salud humana y sobre el desempeño económico y social de la sociedad.
- **R:** Los indicadores de respuesta demuestran los esfuerzos de la sociedad para solucionar los problemas. Un impacto indeseado causa una respuesta por parte de la sociedad o por parte de los encargados políticos y puede afectar a cualquier parte de la cadena entre las fuerzas motrices y los impactos. Un ejemplo de una respuesta relacionada con las fuerzas motrices es una política para cambiar el modo de transporte (del privado al público), mientras que un ejemplo de una respuesta relacionada con la presión es un reglamento sobre los niveles permitidos de SO₂ en los gases de escape o los impuestos sobre la gasolina.

La Figura 11 muestra un esquema general del marco DPSIR. De su análisis se puede afirmar que los desarrollos sociales y económicos ejercen presión sobre el medio ambiente y, en consecuencia, el estado del mismo cambia, en cuanto a la provisión de condiciones adecuadas para la salud, la disponibilidad de recursos y la biodiversidad. Finalmente, esto lleva a los impactos sobre la salud humana, los ecosistemas y los materiales que pueden obtener una respuesta de la sociedad, alimentada de nuevo por las fuerzas motrices, o directamente por el estado o los impactos, por medio de adaptaciones (EEA, 1999).

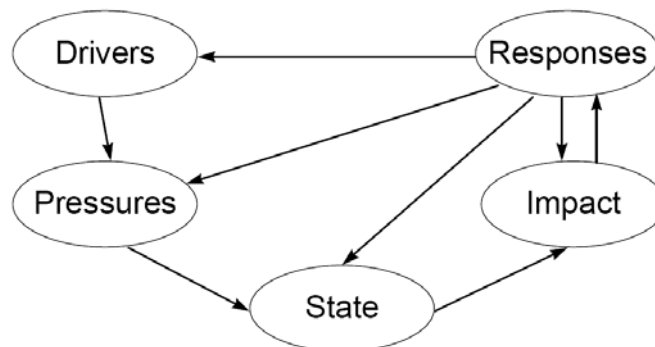


Figura 11 Marco DPSIR para la presentación de informes sobre cuestiones medioambientales (EEA, 1999)

El modelo DPSIR es útil para describir las relaciones entre los orígenes y las consecuencias de los problemas ambientales, pero para comprender su dinámica también es útil concentrarse en los vínculos entre los elementos DPSIR, como se esquematiza en la Figura 12.

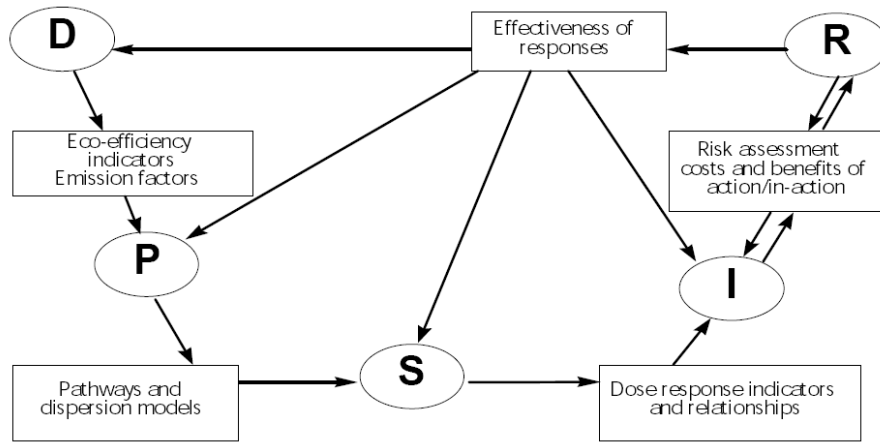


Figura 12 Indicadores y elementos de información que une el marco de indicadores DPSIR (EEA, 1999)

La Tabla 6 muestra ejemplos del tipo de indicadores que se deberían desarrollar según Blum (2004) dentro del marco DPSIR en un tema ambiental objeto de esta tesis como el suelo.

Tabla 6 Referencias para el desarrollo de indicadores DPSIR en tema de suelo (Blum, 2004)

Tipo	Tipos de indicadores DPSIR para suelo	
D	Población humana	
	Desarrollo de suelo	
	Turismo	
	Producción agrícola	
	Transporte	
	Industria y energía	
	Minería	
	Eventos naturales	
	Cambio climático	
	Falta de agua	
P	Emisiones al aire, agua y suelo	
	Expansión urbanística (impermeabilización solar)	
	Desarrollo de infraestructuras	
	Construcciones	
	Deforestaciones	
S	Incendios forestales	
	Minado de nutrientes	
	DEGRADACIÓN DEL SUELO	PÉRDIDA DE SUELO
	Contaminación local y difusa	Impermeabilización del suelo

Tipo	Tipos de indicadores DPSIR para suelo	
	Acidificación	Erosión del suelo
	Salinización	Movimientos terrestres a gran escala
	Pérdida de materia orgánica	
	Eutrofización del suelo (nutrientes)	
	Agotamiento de nutrientes	
	Compactación	
	Pérdida de biodiversidad	
I	Cambios en la distribución y tamaño de la población humana	
	Pérdida de biodiversidad	
	Cambio climático	
	Falta de agua	
R	PROTECCIÓN PRIMARIA	PROTECCIÓN SECUNDARIA
	Desarrollo de políticas nacionales/regionales de protección del suelo y la desertificación	Reformas en los programas agrícolas
		Incentivos económicos
		Directivas o regulaciones específicas

En Europa se potencia la utilización del esquema DPSIR, distribuyéndose el desarrollo de las categorías entre *Eurostat* (Oficina Estadística de la Unión Europea), que se centra en el modelo DPR, y la Agencia Europea del Medio Ambiente, que lidera las categorías de estado e impacto.

No obstante, esta última también clasifica los indicadores en cinco tipos, ya sean descriptivos (A), de rendimiento (B), de eficiencia (C), de efectividad política (D) o de bienestar total (E).

Los indicadores descriptivos reflejan la situación tal y como es, sin ninguna referencia a cómo debería ser. Es dentro de este tipo de indicadores donde se establecen, a su vez, indicadores para DPSIR. Por el contrario, los indicadores de rendimiento comparan las condiciones actuales con un grupo específico de condiciones de referencia, es decir, miden la distancia entre la situación ambiental actual y la situación ambiental deseada, en términos de objetivos establecidos. Los indicadores de eficiencia son los más importantes para los políticos, ya que relacionan las presiones del ambiente con las actividades humanas. Estos indicadores proporcionan una percepción de la eficiencia de los productos y los procesos. Eficiencia en términos de recursos usados, emisiones y gasto generado por unidad de producción deseada. La importancia de estos indicadores es que reflejan si la sociedad está avanzando en la calidad de sus productos y procesos. Además sirven para generar los indicadores de efectividad política. Finalmente, los indicadores de bienestar están fuera de las líneas de trabajo de la Agencia Europea del Medio Ambiente, aunque suelen investigarse por otras organizaciones (von Schiller et al., 2003).

5.3 Indicadores medioambientales del sector transporte

5.3.1 Introducción

A partir del informe *“Towards sustainable transport infrastructure”* (EU, 1997), que ha sido uno de los primeros en los que se describía la situación de las infraestructuras del transporte y que enuncia posibles indicadores sobre las infraestructuras del transporte, se han publicado numerosos estudios e informes tanto por instituciones y gobiernos como por investigadores en los que se aboga por el desarrollo de indicadores como herramienta para definir la situación del transporte en lo que a sostenibilidad se refiere.

No obstante, parece que no existe un consenso en determinar qué indicadores son los mejores a la hora de caracterizar un transporte sostenible en cuanto a las dimensiones económicas, sociales y medioambientales. Existen varios autores que han realizado revisiones bibliográficas de indicadores referidos al transporte. Entre ellos cabe destacar los siguientes estudios.

Gilbert & Tanguay (2000) revisaron once documentos con el propósito de examinar el desarrollo y uso de indicadores de sostenibilidad. El ámbito del estudio abarca casi en su mayoría a instituciones canadienses, aunque también presentan un resumen de las mejores prácticas en otras jurisdicciones y el desarrollo de procedimientos en otros organismos como la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económico o el Banco Mundial. La Tabla 7 muestra un resumen de las características principales de los indicadores analizados en los diferentes documentos. Del análisis de la misma se puede extraer que el desarrollo de indicadores se ha asociado con una definición explícita de la sostenibilidad en sólo cuatro de los once casos (Tabla redonda de Ontario en Canadá, San Francisco, Asociación del Transporte Canadiense –TAC- y la Región Báltica), y se han desarrollado indicadores solamente en las dos últimas. Se hizo referencia al modelo PSR en más de la mitad de los casos, pero sólo en los estudios de Nueva Zelanda y la OCDE se han establecido los indicadores seleccionados de acuerdo con el modelo. Sólo uno de los casos examinados proporcionó información sobre cómo se han utilizado los indicadores.

Tabla 7 Resumen del estudio de las características de los indicadores realizado por Gilbert & Tanguay (2000)

Fuente	Visión de transporte sostenible	Indicadores sostenibles desarrollados	Marco PSR o similar	Indicadores presentes de acuerdos al marco	Información del uso de indicadores
Canadá (<i>Environment Canada</i>)	NO	-	SI	NO	NO
Canadá (<i>National Round Table</i>)	NO	-	NO	-	NO
Canadá (<i>Ontario Round Table</i>)	SI	NO	SI	NO	NO
Canadá (TAC)	SI	SI	NO	-	SI
Canadá (<i>Victoria</i>)	NO	-	NO	-	NO
Región báltica	SI	SI	NO	-	NO
Nueva Zelanda	NO	-	SI	SI	NO
OECD	NO	-	SI	SI	NO
San Francisco	SI	NO	NO	-	NO
Reino Unido	NO	-	SI	NO	NO
Banco Mundial	NO	-	SI	NO	NO

Jeon & Amekudzi (2005) han analizado dieciséis iniciativas o estudios mundiales sobre la sostenibilidad en el transporte. En este estudio han conseguido evaluar indicadores y parámetros, con el fin de caracterizar el pensamiento actual sobre el transporte y la sostenibilidad, y la forma en que se mide. Los resultados indican que, si bien no existe una definición estándar para la sostenibilidad del transporte, parece haber un consenso general en que, para ser eficaz, debe incluir sus efectos sobre la economía, el medio ambiente y el bienestar social. Además, debe abordar las causas de las tendencias sostenibles, debe tener en cuenta los niveles relativos de influencia que tienen los organismos de supervisión con respecto a la aplicación de políticas y procedimientos que afectan a la sostenibilidad, debe lograr un equilibrio adecuado de las medidas de entrada y salida, y debe tener una fuerte componente de las partes interesadas. Concluyen afirmando que los actuales sistemas de indicadores actuales reflejan que la sostenibilidad del transporte se mide por su efectividad y eficiencia, así como por los impactos ambientales que ocasiona.

En el estudio más reciente de Litman (2008a) se proporciona una guía sobre el uso de indicadores para la planificación del transporte sostenible. Se

analizan profundamente los conceptos de desarrollo y transporte sostenible y el papel que desempeñan los indicadores de sostenibilidad en la evaluación y planificación. En él se describen los factores a considerar al seleccionar los indicadores, se identifican ejemplos de indicadores y conjuntos de indicadores, y se proporcionan recomendaciones para la selección de los indicadores para su utilización en situaciones particulares. Como conclusión, destaca la importancia de que los usuarios comprendan las perspectivas, consideraciones y limitaciones de cada indicador y que los indicadores para un transporte sostenible deberían incluir, entre otras características, una planificación del proceso, opciones e incentivos y consideración de los impactos físicos, medioambientales, humanos y económicos. La tabla siguiente destaca los indicadores medioambientales que se deberían considerar para conseguir una mayor eficiencia en el transporte para que llegue a ser sostenible.

Tabla 8 Lista preliminar de los indicadores medioambientales para un transporte sostenible (Litman, 2008a)

Indicador	Descripción
Emisiones para el cambio climático	Debidas al consumo de combustible y emisiones de CO ₂ y otros per cápita
Otros contaminantes del aire	Emisiones de contaminantes del aire 'no convencionales' como CO, COV, NO _x , partículas, etc. per cápita
Contaminación del aire	Frecuencia de las superaciones de los límites de emisión de contaminantes
Ruido	Porcentaje de población expuesta a elevados niveles de ruido causado por el tráfico
Contaminación del agua	Vertidos de fluidos de los vehículos per cápita
Impactos del uso del suelo	Suelo destinado a infraestructuras de transporte per cápita
Protección del hábitat	Conservación de la alta calidad del hábitat salvaje (humedales, bosques, etc.)
Fragmentación del hábitat	Tamaño medio de los caminos para preservar la vida salvaje
Eficiencia de recursos	Consumo de recursos no renovables en la producción y uso de vehículos e instalaciones de transporte

La toma de decisiones en temas relativos al transporte es sumamente compleja y sus consecuencias ambientales son muy significativas, sirva de ejemplo que el transporte representa aproximadamente el 90% de las emisiones totales de plomo y el 50% de las emisiones de NO_x.

Diferentes organizaciones, consejos o instituciones gubernamentales han demostrado énfasis a la hora de desarrollar y listar indicadores ambientales que contribuyan a la sostenibilidad en muy diversos sectores. Algunas de ellas han desarrollado algunos conjuntos de indicadores sobre el uso de indicadores en las infraestructuras de transporte, fundamentalmente indicadores del tipo presión y estado. Estos indicadores han resultado ser

simples, normalmente elaborados con datos estadísticos y mediciones ambientales.

A continuación se describen las organizaciones, instituciones y organismos a nivel mundial, europeo y español que han desarrollado indicadores de medioambientales referidos al transporte, realizando un comentario sobre el desarrollo o la importancia que les han otorgado a los indicadores de impacto. En el anexo se desglosan y listan los indicadores de forma completa.

5.3.2 Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico

La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico ha publicado un informe (OECD, 1999) en el que presentan indicadores destinados a promover la integración de las cuestiones medioambientales en las políticas de transporte. En el mismo se intenta poner de relieve la interrelación entre las actividades de transporte y los problemas ambientales, y determinar cómo diferentes fuerzas motrices e instrumentos de la política interactúan y afectan a los impactos ambientales del transporte. Además, proporciona una base para el seguimiento de la integración de estos problemas en las políticas de transporte.

Los diez indicadores que presenta esta organización se encuentran enmarcados en indicadores del tipo DSR, por lo tanto, no se consideran indicadores ni de impacto ni de presión. Analizando los mismos, se concluye con que la mayoría pertenecen a la categoría de indicadores de estado. Los indicadores que se refieren a emisiones (de gases, de hidrocarburos o residuos) los consideran de estado, cosa que si se enmarcaran dentro del conjunto DPSIR, se podrían considerar de presión. De la misma forma, se podría considerar el indicador de accidentes de tráfico en carreteras como indicador de impacto y no de estado.

5.3.3 Organización Mundial de la Salud

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha publicado un libro sobre la relación del transporte con la salud y el medio ambiente (WHO, 2000). Esta publicación no contiene una relación de indicadores, pero en ella se destacan algunos de los principales hechos que sustentan el compromiso político y el impulso para la adopción de medidas para apoyar el transporte que sea sostenible para la salud y el medio ambiente. Este compromiso se establece en la Carta de Transportes, Medio Ambiente y Salud, aprobado en la Tercera Conferencia Ministerial de la OMS sobre Medio Ambiente y Salud, celebrada en Londres en 1999. Esta Carta incluye objetivos cuantitativos de salud para los sistemas de transporte para la región europea de la OMS, las estrategias para alcanzarlos y los mecanismos para el seguimiento de los progresos.

Un propósito principal de este libro es alertar a los analistas políticos en la toma de decisiones e informar sobre los efectos negativos del transporte en la salud y los medios para reducirlos. También se resumen las últimas pruebas científicas sobre los efectos en la salud inducidos por el transporte como la contaminación atmosférica, el ruido y los accidentes. El libro pone de relieve los beneficios potenciales para la salud de las formas de transporte no motorizadas. Para la realización de todos estos análisis, los autores se basan en una amplia evaluación encargada por la Conferencia de Londres, en la que incluyen, además, un análisis histórico del transporte relacionado con las políticas de salud y casos de estudio de ciudades europeas.

5.3.4 Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible

Este consejo, en su informe '*Mobility 2030*' (WBCSD, 2004) presenta las conclusiones finales del proyecto que este consejo WBCSD ha elaborado para la consecución de una movilidad sostenible, en el que doce empresas internacionales (ocho de automóviles, dos de aceite y dos grandes proveedores) están detrás de esta iniciativa. El informe proporciona una visión global del transporte por carretera que cubre la movilidad de las personas, bienes y servicios. Establece un conjunto de indicadores para ayudar a medir la eficacia de las diferentes opciones de transporte para la consecución de los objetivos principales basados en la movilidad sostenible. Estos objetivos son los siguientes:

- Garantizar que las emisiones de contaminantes convencionales relacionadas con el transporte no constituyan una importante preocupación en torno a la salud pública en cualquier lugar del mundo.
- Limitar a niveles sostenibles las emisiones de GEI relacionadas con el transporte.
- Reducir los niveles actuales de muertes y lesiones graves relacionados con los vehículos que circulan por carretera en los países desarrollados y en los países en desarrollo.
- Reducción del ruido relacionado con el transporte.
- Mitigar la congestión.
- Filtrar la denominada 'división de movilidad oportuna' que impide la movilidad de los habitantes de los países más pobres y que evita la posibilidad de alcanzar una vida mejor para ellos y sus familias.
- Preservar y mejorar las posibilidades de movilidad entre la población mundial de los países desarrollados y de los países en vías de desarrollo.

Para el cumplimiento de estos objetivos se han definido un conjunto de doce indicadores que constituyen, a juicio de los autores, las dimensiones más importantes de la movilidad sostenible. Estos indicadores se refieren a aspectos principales como acceso a la movilidad, costes para el usuario, tiempos de viaje, seguridad del viajero, impactos sobre el medio ambiente y el bienestar social (emisiones de gases, impacto sobre el ecosistema y ruido), uso de recursos energéticos, impacto sobre los ingresos y gastos públicos, tasa para el transporte privado, etc.

Como conclusión cabe destacar que los indicadores que presenta este consejo empresarial son muy generales, muchos de ellos referidos al sector económico dado el carácter empresarial y financiero de este organismo. Cabría destacar como indicador de impacto el denominado como ‘impacto sobre el medio ambiente y sobre el bienestar social: Emisiones convencionales de gases, impactos sobre el ecosistema, ruido’, pero solamente por lo que se al impacto sobre el ecosistema. El resto de impactos que considera no son tales por referirse únicamente a las emisiones de gases y ruido, considerados del tipo estado o presión.

5.3.5 Agencia Europea del Medio Ambiente

Los informes sobre “*Transport and Environment Reporting Mechanism*” (TERM, 2000, 2001, 2002, 2004, 2006, 2007 y 2008) han sido redactados por la agencia para mostrar la situación, los problemas y tendencias de la integración del transporte con el medio ambiente. Desde el año 2000 estos informes sirven como referencia para el estudio metodológico de los mismos. El principal objetivo de TERM es evaluar los progresos y la eficacia de las estrategias de integración de transporte y medio ambiente. Los cuarenta y dos indicadores TERM fueron seleccionados y agrupados en torno a siete cuestiones fundamentales (TERM, 2002):

- ¿Mejora el rendimiento ambiental del sector del transporte?
- ¿Gestionamos mejor la demanda de transporte y hemos mejorado la distribución modal?
- ¿Se coordinan mejor la ordenación del territorio y el transporte para ajustar la demanda de transporte a las necesidades de acceso?
- ¿Optimizamos el aprovechamiento de la capacidad de las infraestructuras de transporte existentes y avanzamos hacia un sistema de transporte intermodal más equilibrado?
- ¿Nos aproximamos a un sistema de precios más justo y eficiente que garantice la internalización de los costes externos?
- ¿A qué ritmo se ponen en práctica las tecnologías limpias y con qué grado de eficiencia se utilizan los vehículos?

- ¿Con qué grado de eficacia se utilizan los instrumentos de gestión y seguimiento ambiental para respaldar la formulación de políticas y la toma de decisiones?

Del listado completo únicamente considera de impacto los referidos a la exposición y molestia del ruido, a la fragmentación de los ecosistemas por las infraestructuras de transporte y el de víctimas mortales de los accidentes de tráfico.

Por otra parte, la propia Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA, 2003) ha realizado una revisión del estado del arte y ha desarrollado un conjunto de indicadores de la diversidad biológica, con el objetivo general de identificar las principales cuestiones ambientales referidas al impacto sobre la biodiversidad. Ha presentado un listado de 655 indicadores distribuidos en diferentes sectores o clases relativos al impacto sobre la biodiversidad. De los mismos, once de ellos se corresponden con el sector de infraestructuras y transporte, de los cuales nueve son indicadores de presión, uno de estado y uno de impacto. El que se refiere a impacto se corresponde con el de fragmentación de bosques y paisajes provocados por intersecciones o carreteras.

Cabe remarcar que en el caso de la clasificación como de tipo impacto de los indicadores referidos a la fragmentación de territorio, es discutible dicha denominación ya que indica solamente una determinada superficie. También se puede debatir la denominación de la exposición al ruido como indicador de impacto ya que de lo que informa es del estado de la población más que del impacto sobre el ser humano que causa el ruido. Por tanto, el indicador que más se puede aproximar a la denominación de impacto es el referido al número de víctimas mortales de accidentes.

5.3.6 Eurostat

El libro de bolsillo titulado '*Indicadores de Energía, Transportes y Medio Ambiente*' (Eurostat, 2006) comprende un amplio conjunto de datos recopilados por Eurostat y la Agencia Europea del Medio Ambiente. El objetivo de esta publicación era ofrecer una visión general de los indicadores más relevantes sobre la energía, el transporte y el medio ambiente, con especial énfasis en el desarrollo sostenible. Presenta los datos de los estados miembros de la UE-25, para los países de la Asociación Europea de Libre Comercio (Suiza, Noruega, Islandia y Liechtenstein), así como para Bulgaria, Rumania y Turquía.

Los indicadores los clasifica por temas, ya sean referidos a infraestructuras, equipamiento, transporte de mercancías, transporte de pasajeros o seguridad. Los veintitrés indicadores desarrollados se corresponden en su mayoría al tipo presión y respuesta. Únicamente cabría destacar como

indicador de impacto el denominado como personas fallecidas en accidentes de tráfico.

5.3.7 Comisión Europea

La Dirección General de Energía y Transporte de la Comisión Europea ha elaborado el proyecto SUMMA (del inglés *SUstainable Mobility, policy Measures and Assessment*) (EC, 2005b), el cual ha sido diseñado básicamente como apoyo para los encargados de formular políticas de transporte, ofreciéndoles un marco coherente para los aspectos económicos, ambientales y sociales de la sostenibilidad en el transporte. Por ello los objetivos del proyecto SUMMA fueron:

- Definir y hacer operativa la movilidad sostenible en el transporte. Para ello se define un conjunto de indicadores para el seguimiento de las consecuencias ambientales, económicas y sociales de la sostenibilidad del transporte y la movilidad.
- Evaluar la magnitud y el alcance de los problemas de la sostenibilidad en el sector del transporte.
- Evaluar las medidas políticas del ‘*Libro Blanco*’ (EC, 2001a) sobre la política de transportes, así como otro tipo de medidas que se encuentren en la literatura. Con ello se trata de fomentar el transporte sostenible y la movilidad a escala nacional, regional y local.

Los veintidós indicadores desarrollados se han listado según el área de interés ya sea el uso de recursos, la intrusión ecológica directa, las emisiones al aire, las emisiones al suelo y al agua, el ruido y los residuos. Estos indicadores se han correspondido en su mayoría al tipo estado y presión, destacando como indicador de impacto el referido a la pérdida de territorio natural. El indicador de ruido se ha referido al estado o nivel de exposición de la población.

Dentro de la misma Comisión Europea, Sorensen et al. (1999), del Laboratorio Estadístico Europeo (ESL, del inglés *European Statistics Laboratory*), desarrollaron un proyecto sectorial sobre el transporte para Eurostat y el Centro de Investigación Conjunto (JRC, del inglés *Joint Research Centre*), el cual está basado principalmente en datos estadísticos.

Los sesenta y seis indicadores desarrollados se han listado según el tipo de problema medioambiental ya sea la contaminación del aire, el cambio climático, la pérdida de biodiversidad, el medio ambiente marino y las zonas costeras, la capa de ozono, el agotamiento de recursos, la dispersión de sustancias tóxicas, los problemas ambientales urbanos, los residuos y la contaminación del agua y los recursos hídricos. Los indicadores son en su mayoría de presión, destacando como indicadores de impacto los referidos a

la pérdida de territorio natural, la fragmentación del mismo y los accidentes de tráfico.

El Instituto para el Medio ambiente y la Sostenibilidad (IES, del inglés *Institute for Environment and Sustainability*) de la propia Comisión Europea, ha redactado un informe en el que ha seleccionado cincuenta y cinco indicadores para el transporte y la sostenibilidad dentro del marco DPSIR (EC, 2007). Los indicadores los ha clasificado según la dimensión a la cual se refiere ya sea económica, social, medioambiental, técnica y operacional y, finalmente, institucional. Este informe contempla la diferenciación entre indicadores dentro del marco DPSIR. Los indicadores desarrollados han sido en su mayoría de causa, presión y respuesta. Los indicadores de impacto son los referidos a víctimas de accidentes y a la emisión de contaminantes y transporte de materiales peligrosos, los cuales se podrían considerar como de presión y estado ya que no indican impacto alguno sobre el hombre o el medio.

5.3.8 Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España

El MMA publica anualmente un informe de la situación medioambiental en España de diversos sectores mediante una serie de indicadores (MMA, 2006a, 2007a y 2008). El objetivo principal es la difusión de información sobre el estado del medio ambiente y de los principales aspectos que lo condicionan. Se trata del único informe de ámbito nacional sobre medio ambiente basado en indicadores. En tres podrían concretarse sus principales objetivos:

- Presentar la situación ambiental de España con información desagregada por Comunidades Autónomas y referencias a la Unión Europea (UE).
- Contribuir al seguimiento de las políticas sectoriales y de integración
- Permitir realizar el seguimiento de la evolución del medio ambiente mediante el empleo de indicadores.

En España, el Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte (PEIT), aprobado por Acuerdo del Consejo de Ministros de 15 de julio de 2005, define las directrices básicas de la actuación en infraestructuras y transportes de competencia estatal con un horizonte a medio y largo plazo (2005-2020). Este Plan aborda los retos a los que debe hacer frente el sistema de transporte en España y propone las medidas que puedan contribuir a mejorar la competitividad económica, la cohesión territorial y social, y la seguridad y calidad del servicio en todos los modos de transporte desde los principios de racionalidad y eficiencia en el uso de los recursos. Su planteamiento incluye una clara preocupación por el desarrollo sostenible,

plasmada por la aplicación de criterios de carácter ambiental. De hecho, el Plan incluyó una evaluación estratégica ambiental, antes incluso de la promulgación de la Ley 9/2006, de 28 de abril, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente, y que es independiente y complementaria de la evaluación de impacto ambiental de cada proyecto, en la que se estableció una serie de recomendaciones y que constituyen una novedad relevante en la planificación sostenible de las infraestructuras en España (MMA, 2008).

En el informe se han listado siete indicadores junto con las metas a las cuales se pretende llegar. Estos indicadores son en su mayoría de presión, destacando como indicador de impacto el referido a accidentalidad de los vehículos.

5.3.9 Grupo de Ingeniería del Diseño de la Universitat Jaume I de Castellón

El Grupo de Ingeniería del Diseño (GID) de la Universitat Jaume I (UJI) de Castellón ha realizado un importante trabajo en el desarrollo de indicadores para las infraestructuras de transporte. Vidal et al. (2006a, 2007) han definido la metodología de un conjunto de indicadores para determinar el impacto de las infraestructuras dentro del esquema de indicadores DPSIR y en coherencia con las directrices internacionales (UNCSD, AEMA). En total han desarrollado treinta y siete indicadores agrupados en función del impacto que producen en daños a las personas, daños materiales, ruido, calidad del aire, contaminación hídrica y de suelos, ocupación y transformación del suelo y costes externos. Las diferentes metodologías que han utilizado para el desarrollo y aplicación de estos indicadores a nivel de España han sido el ACV, el análisis de riesgos (AR) y los costes externos (CEx). En algunos casos, fue preciso previamente desarrollar indicadores de presión o estado para poder desarrollar los de impacto. La siguiente tabla recopila los indicadores desarrollados.

Tabla 9 Indicadores desarrollados por el grupo GID de la UJI, por metodología utilizada para su desarrollo (Vidal et al., 2006a y 2007)

Ámbito	Indicador	Método	DPSIR
Daños a las persona por accidentes de tráfico	Tasa de víctimas para diferentes modos de transporte por volumen de transporte	-	S
	Evolución del número de muertes por carretera y prognosis para 2010	AR	I
	Predicción de víctimas mortales en función del porcentaje de diferentes tipos de carretera	AR	I
	Tasa de víctimas en el transporte de mercancías peligrosas por carretera y ferrocarril por tkm	-	S
	Costes externos de los daños a las personas en los accidentes	CEx	I

Ámbito	Indicador	Método	DPSIR
Ruido	Niveles de ruido de la flota de vehículos	-	P
	Niveles de ruido de trenes y estaciones de ferrocarril	-	P
	Niveles de ruido de despegues y aterrizajes de aviones	-	P
	Efectos nocivos del ruido provocado por el tráfico sobre la salud humana	ACV	I
	Porcentaje estimado de población expuesta a niveles de ruido provocados por el tráfico	-	S
	Costes externos del impacto del ruido generado por el transporte	CEx	I
Daños materiales	Tasa de daños materiales en el transporte de mercancías peligrosas por carretera y tren por tkm	AR	I
	Costes externos de los daños materiales de los accidentes de transporte de mercancías peligrosas	CEx	I
Calidad del aire: población expuesta	Población urbana potencialmente expuesta a niveles excesivos de contaminantes atmosféricos	-	S
Calidad del aire: calentamiento global	Calentamiento global provocado por el tráfico	ACV	I
	Calentamiento global provocado por la construcción de infraestructuras de transporte	ACV	I
	Calentamiento global provocado por los accidentes de mercancías peligrosas	AR	I
	Calentamiento global total provocado por las infraestructuras del transporte	ACV	I
	Costes externos de la contribución del transporte al calentamiento global	CEx	I
Calidad del aire: precursores de ozono troposférico	Precusores de la formación de ozono provocados por el tráfico	ACV	I
	Precusores de la formación de ozono provocados por la construcción de infraestructuras de transporte	ACV	I
	Precusores de la formación de ozono provocados por accidentes en el transporte de mercancías peligrosas	AR	I
	Precusores de la formación de ozono totales provocados por las infraestructuras del transporte	ACV	I
	Costes externos de la contribución del transporte a la formación fotoquímica de ozono	CEx	I
Calidad de aire: acidificación	Acidificación provocada por el tráfico	ACV	I
	Acidificación producida por la construcción de infraestructuras de transporte	ACV	I
	Acidificación producida por accidentes en el transporte de mercancías peligrosas	AR	I
	Acidificación total producida por las infraestructuras de transporte	ACV	I
	Costes externos de la contribución del transporte a la acidificación	CEx	I

Ámbito	Indicador	Método	DPSIR
Contaminación hídrica y de suelos	Contaminación del suelo en el transporte de mercancías peligrosas por carretera y ferrocarril por tkm	AR	S/I
	Contaminación hídrica en el transporte de mercancías peligrosas por carretera y ferrocarril por tkm	AR	S/I
	Costes externos de la contaminación de suelos	CEx	I
Ocupación y transformación del suelo	Ocupación superficial del suelo provocado por las infraestructuras de transporte	ACV	S
	Ocupación del suelo provocado por las infraestructuras de transporte	ACV	S
	Transformación del suelo provocado por las infraestructuras de transporte	ACV	S
Congestión	Costes externos de la congestión	CEx	I
Costes totales	Costes externos totales	CEx	I

Los veinticinco indicadores de impacto desarrollados han servido como inicio para demostrar la importancia de los indicadores de impacto y de cómo el uso de determinadas metodologías como el ACV, AR, CEx se consideran adecuadas para el desarrollo de los mismos.

Antes del desarrollo del trabajo realizado por el GID, la aplicación de estas metodologías había sido muy escasa en la determinación de indicadores de las infraestructuras y aún en menor medida en España. Los indicadores se han aplicado principalmente al estudio de los impactos de las infraestructuras de carreteras, dado que sobre este medio se dispone de mayor de información. Aunque los indicadores no se han desarrollado con la intención de ser exclusivos de este medio, sino con la intención de servir para determinar el impacto y la sostenibilidad de cualquier medio de transporte y en cualquier situación (Vidal et al., 2006a y 2007).

5.4 Indicadores medioambientales del sector agricultura

5.4.1 Introducción

Al igual que en el sector transporte, a continuación se muestran algunos listados de indicadores referidos a la agricultura y al medio ambiente desarrollados por prestigiosas organizaciones, instituciones y organismos a nivel mundial, europeo y español. En todos ellos se ha resaltado la contribución realizada para la elaboración de indicadores de impacto. En el anexo se desglosan y listan los indicadores de forma completa.

5.4.2 Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico

En el informe sobre la situación medioambiental de la agricultura de los países de la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica desde 1990 (OECD, 2008) se presentan dos listados completos de indicadores

ambientales agrícolas, los cuales se han referido a los temas de suelo, agua, aire, biodiversidad, gestión del terreno agrícola y entradas agrícolas.

En total se han desarrollado setenta y cinco indicadores. Hay que recordar que los indicadores que presenta esta organización se encuentran enmarcados en el marco DSR. Del análisis se puede concluir que la mayoría pertenecen a la categoría de indicadores de estado y causa. El único indicador que podría considerarse como del tipo impacto es el referido al impacto del uso del agua sobre la salud de los ecosistemas y especies.

5.4.3 Comisión Europea

La Comisión Europea ha realizado un informe (EC, 2001b) en el que se presentan los datos necesarios para compilar indicadores medioambientales referidos a la agricultura, junto con las medidas previstas para que los datos sean suministrados de forma correcta y fiable. Con referencia a lo último, cabe destacar la conclusión reflejada en el informe que relata que, como ocurre con todas las actividades de esta comisión, el éxito de estas medidas depende de la dedicación y los recursos, no sólo dentro de la propia comisión, sino también dentro de los estados miembros que son los principales socios de la comisión en el sistema estadístico europeo de recogida de datos.

Los treinta y ocho indicadores desarrollados se encuentran clasificados por temas ya sea por política pública, señales de mercado, tecnología y capacidades, uso de entradas, uso del suelo, agotamiento de recursos, biodiversidad, recursos naturales, paisaje, entre otros. En este informe se contempla la diferenciación entre indicadores dentro del marco DPSIR. No obstante, los indicadores de impacto que muestra se podrían considerar más afines a los tipos de presión o de estado ya que no indican impacto alguno sobre el hombre o el medio, por referirse a uso del agua, emisiones de gases, contaminación por nitratos o diversidad agrícola.

5.4.4 Agencia Europea del Medio Ambiente

La Agencia Europea del Medio Ambiente ha realizado una revisión del estado del arte y ha desarrollado un conjunto de indicadores de la diversidad biológica (EEA, 2003), con el objetivo general de identificar un conjunto que abarque las principales cuestiones ambientales referidas al impacto sobre la biodiversidad. En el caso de agricultura han definido noventa y un indicadores.

De este conjunto solamente nueve son estrictamente del tipo impacto. Estos se refieren en su mayoría a la fragmentación de territorio y a las áreas expuestas o predispuestas a ser contaminadas, por tanto, bastante discutibles su denominación debido a que no indican un grado de impacto y sí un determinado estado. No obstante existen dos que reflejan el impacto

provocado por los cambios en el terreno, como el referido a número de especies en peligro de extinción o el grado de degradación del suelo.

5.4.5 Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas

La Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas (UN-FAO) ha elaborado un compendio de indicadores basado en el marco PSR (FAO, 2003). El listado lo ha organizado con la intención de estudiar el estado del medio ambiente agrícola en diferentes regiones del mundo. Para realizar el análisis y comprender las áreas de preocupación reales, los indicadores desarrollados han recibido el apoyo de diferentes instituciones regiones y nacionales.

En el listado de veintitrés indicadores se diferencian:

- Cuatro indicadores de presión relativos a la producción, la producción agrícola, la tierra y el trabajo para indicar la presión de la actividad agrícola en tierras agrícolas.
- Quince indicadores de estado que muestran la evolución y estado actual de las tierras agrícolas. En ellos se destaca la importancia de la actividad agrícola en el país y entre los trabajadores, la distribución del uso de la tierra, el uso de productos y mecanismos agroquímicos y el estado de las tierras de regadío.
- Cuatro indicadores de respuesta para indicar la respuesta de la actividad agrícola en las tierras de dos maneras diferentes: mirando a la tierra y la productividad del trabajo, y por la respuesta de la sociedad y la comunidad internacional en la provisión de recursos para la mejora.

5.4.6 Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España

El informe de indicadores que publica anualmente este ministerio (MMA, 2006a, 2007a y 2008) afirma que la agricultura sigue representando, junto con la industria de transformación y comercialización de productos agrícolas, uno de los más importantes sectores económicos y sociales, debido a su papel como suministrador de alimentos a la sociedad, de materias primas a la industria agroalimentaria y por constituir la principal actividad económica y fuente de empleo del medio rural, evitando así el abandono de estas zonas (MMA, 2008).

La relación entre agricultura y medio ambiente puede analizarse en torno a tres ejes (MMA, 2008):

- Contaminación (debida a nitratos y otros nutrientes, residuos de plaguicidas, salinización, emisiones, deposiciones de amoníaco y metano).
- Destrucción de los recursos naturales (uso inadecuado del agua y del suelo, destrucción de la cobertura seminatural del suelo, destrucción de la biodiversidad relacionada).
- Conservación y mejora del medio ambiente (creación o conservación de paisajes y de hábitats, conservación de diversidad genética, producción de fuentes de energía renovables).

Los cinco indicadores desarrollados, junto con las metas que se pretenden conseguir, se corresponden a indicadores de consumo, áreas y valor económico, considerados del tipo estado. Por lo tanto, no se presenta ningún indicador de impacto.

5.5 Indicadores medioambientales de las categorías de ruido y uso de suelo

La mayoría de indicadores medioambientales que han sido desarrollados por organismos, instituciones u organizaciones suelen ser representativos de las categorías de impacto que con más frecuencia se seleccionan en los ACV, como el efecto invernadero o calentamiento global, la disminución de la capa de ozono, la acidificación, la eutrofización, la ecotoxicidad humana y ambiental, los precursores de ozono troposférico, el agotamiento de recursos abióticos, el consumo de energía, etc. Existen otras a las cuales se les otorga menos importancia o no se las considera directamente a la hora de desarrollar indicadores, principalmente porque todavía no se han desarrollado metodologías fiables. Las categorías de uso de suelo o ruido son un claro ejemplo de este problema.

En la actualidad, el desarrollo y la aplicación de indicadores referidos a estas categorías resulta una tarea ardua y compleja debido a que existe una gran indefinición sobre los parámetros a considerar y la metodología a seguir, y ya no sólo en referencia a los indicadores de impacto, sino al conjunto de indicadores que se pueden desarrollar dentro del marco DPSIR.

Muy pocas organizaciones o instituciones han desarrollado y siguen desarrollando indicadores exclusivos para las categorías de impacto de ruido y uso del suelo. De entre ellas cabe destacar la Agencia Europea del Medio Ambiente, que en el apartado 'temas' o '*topics*' de su página web (www.eea.europa.eu) trata estas categorías y presenta diversos indicadores. A nivel nacional el Ministerio de Medio Ambiente lo que realiza es prácticamente la extrapolación de las directivas europeas de la propia agencia, aplicadas al territorio nacional.

5.5.1 Agencia Europea del Medio Ambiente

5.5.1.1 Categoría de ruido

La Agencia Europea del Medio Ambiente presenta esta categoría afirmando que el ruido ambiental afecta a muchos europeos, que la población lo percibe como uno de los principales problemas medioambientales y que puede afectar a las personas tanto desde el punto de vista fisiológico como psicológico e interferir con actividades básicas como dormir, descansar, estudiar y comunicarse. Aunque estos efectos sobre la salud humana se conocen desde hace tiempo, en investigaciones recientes se ha observado que se presentan con unos niveles de ruido inferiores a los que se consideró con anterioridad (www.eea.europa.eu).

En este apartado, el indicador que presenta está enlazado con los temas relacionados con el transporte y con el medio ambiente urbano. Estos indicadores reflejan básicamente la exposición y molestia de las personas al ruido provocado por el uso de las infraestructuras de transporte, identificándose como un indicador de estado.

Como se ha comprobado en apartados anteriores, este indicador ha sido considerado de tipo impacto por otras organizaciones. Se puede observar que el uso del mismo conlleva resultados de cuantificación de la población afectada por niveles superiores a los límites establecidos y de personas molestas, pero no lleva a evaluarse el impacto o daño que puede causar sobre el ser humano. Por lo tanto, la consideración del tipo estado sería la forma más correcta de clasificar este indicador. Las figuras y la tabla siguientes muestran la presentación de este indicador.

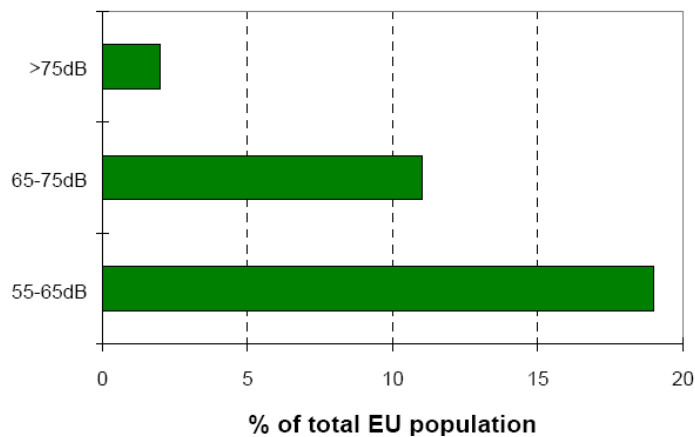


Figura 13 Porcentaje de población europea expuesta a diferentes niveles de ruido causado por el tráfico rodado (EEA, 1999)

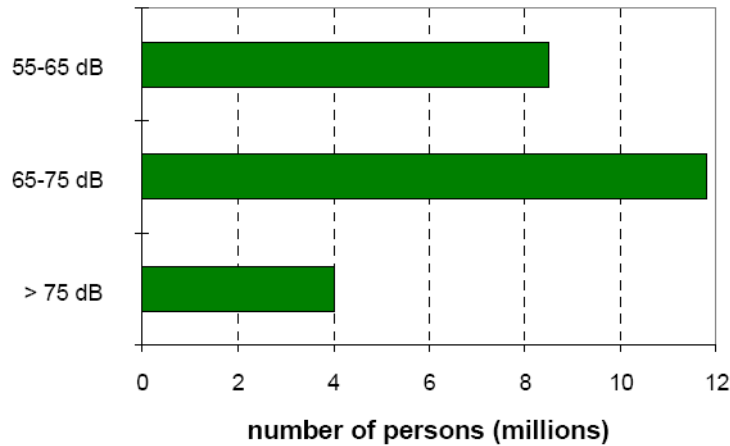


Figura 14 Número de personas europeas altamente molestas por el ruido del transporte rodado (EEA, 1999)

Tabla 10 Datos característicos de la molestia del ruido del transporte en algunos países miembros de la UE (EEA, 1999)

Metodología	Finlandia	Alemania	Holanda
Indicador	Exposición (>55 dB)	Molestia	Molestia
Año	1992-1996	1994	1999
Análisis de afectados (% de población)			
Tráfico por carretera	17	22	28
Tráfico aéreo	1,3	9	18
Tráfico ferroviario	0,7	3	6

5.5.1.2 Categoría de uso de suelo

En el caso del uso del suelo, la agencia plantea que Europa es un mosaico de paisajes que reflejan el revolucionario patrón de cambios que ha seguido el uso del suelo en el pasado. En la actualidad, los cambios, aunque menos drásticos y llamativos, siguen alterando el paisaje y el medio ambiente, a causa de las huellas que deja el uso del suelo, a menudo irreversibles y duraderas. Prácticamente en todas partes está aumentando la tensión que plantea la elección entre la necesidad de recursos y espacio que tiene la sociedad y la capacidad del suelo de soportar y absorber tal necesidad. A lo que conduce es a unos cambios sin precedentes en los paisajes, los ecosistemas y el medio ambiente (www.eea.europa.eu).

Los indicadores que presentan están relacionados con los sectores de agricultura, transporte y medio ambiente urbano, los cuales se reflejan en la siguiente tabla.

Tabla 11 Indicadores medioambientales de la categoría de uso de suelo (www.eea.europa.eu)

Indicador	DPSIR
Porcentaje de superficie por tipo del suelo (<i>land take</i>)	S
Desarrollo de suelo por influencia humana	S
Fragmentación del suelo por infraestructuras	I
Uso superficial de suelo por infraestructuras	S
Fragmentación de tierra y bosques	I

Las figuras siguientes presentan estos indicadores de forma gráfica.

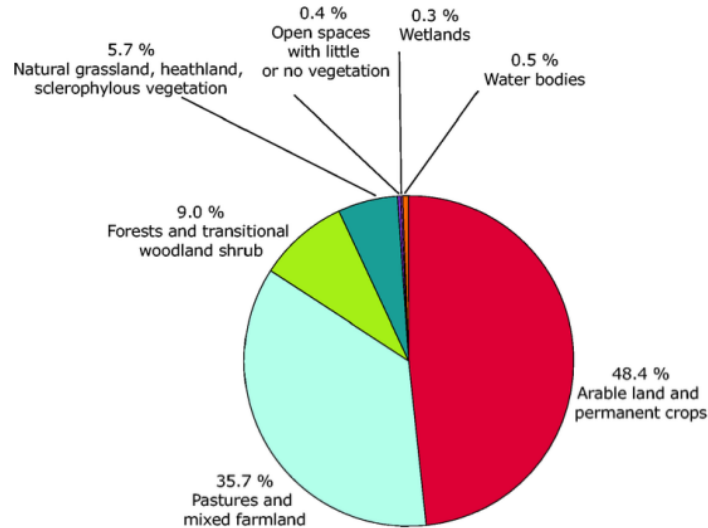


Figura 15 Porcentaje de superficie de suelo en Europa por tipo de suelo (www.eea.europa.eu)

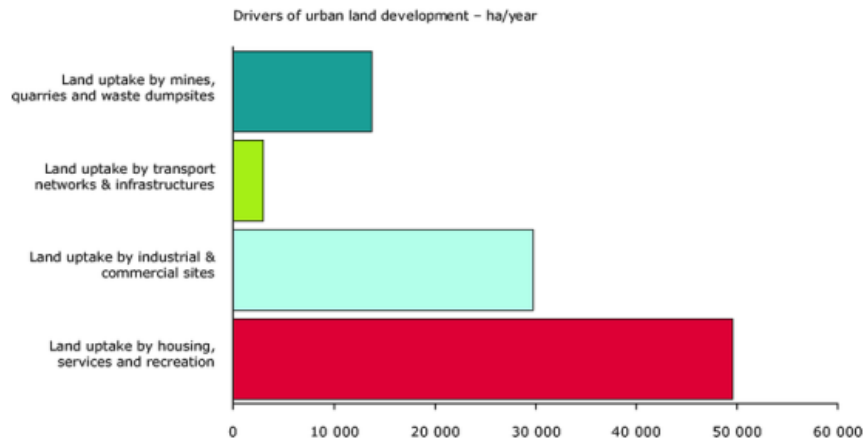


Figura 16 Desarrollo anual de suelo urbano o por influencia humana (www.eea.europa.eu)

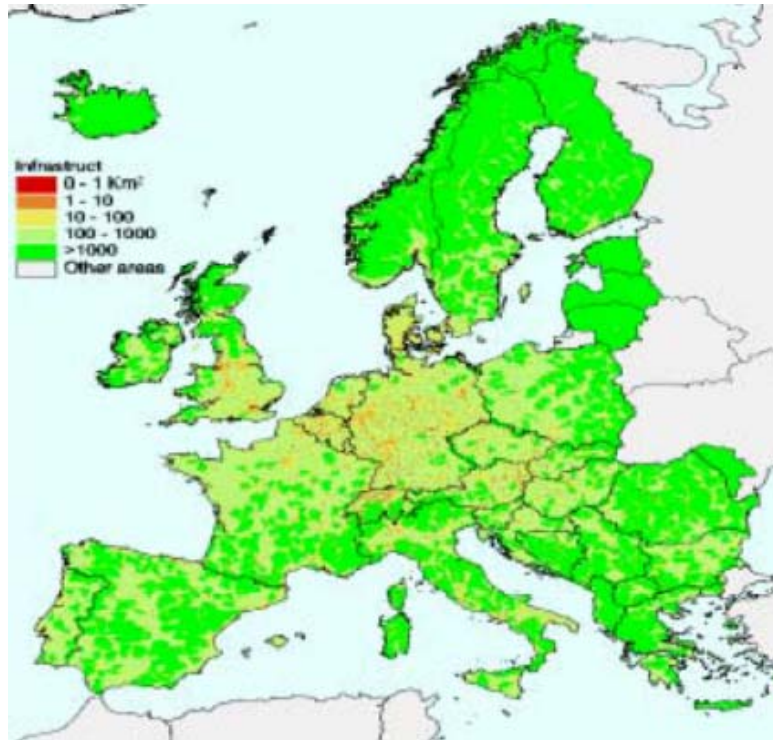


Figura 17 Fragmentación de suelo en Europa por las infraestructuras de transporte (www.eea.europa.eu)

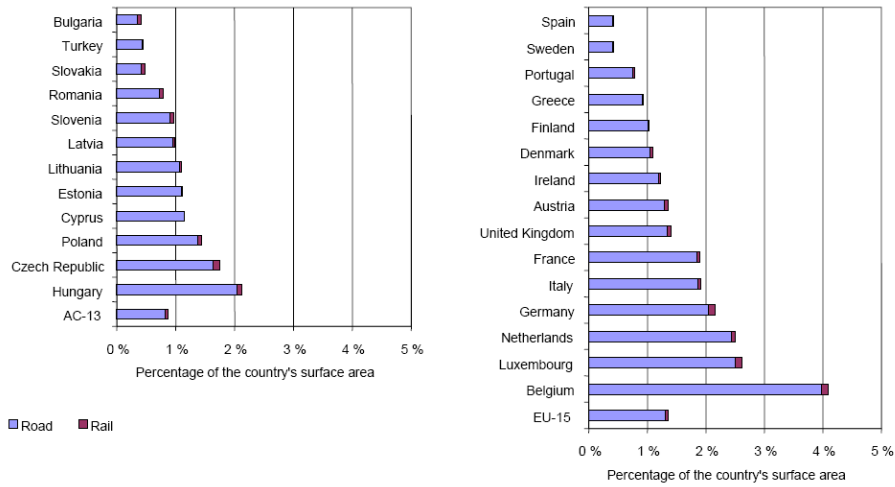


Figura 18 Porcentaje de uso de suelo en Europa por las infraestructuras de carreteras y ferrocarril en 1998 (www.eea.europa.eu)

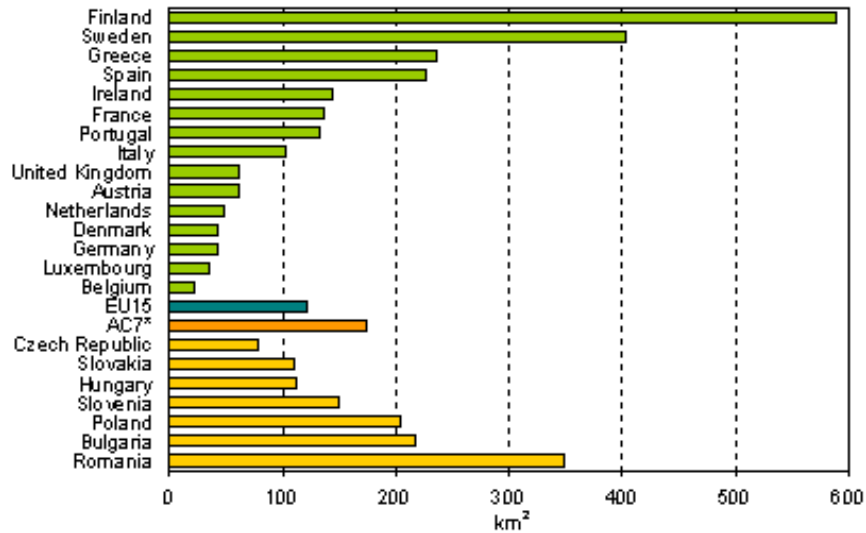


Figura 19 Superficie media de parcelas de tierra o suelo no fragmentadas en Europa en 2002 (www.eea.europa.eu)

Como conclusión previa cabe remarcar que los indicadores desarrollados presentan básicamente el estado en que se encuentra el territorio que está influenciado por el ser humano en forma de cuantificación de superficies afectadas. No obstante, los indicadores que se refieren a la fragmentación de terreno los consideran de impacto. Este tema ya se ha discutido en los apartados anteriores en los que se concluye que los indicadores de fragmentación de terreno no evalúan el daño que puede causar a un ser humano o a ecosistemas ya que únicamente cuantifica superficie de terreno.

5.5.2 Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España

El Ministerio de Medio Ambiente de España se basa en las directrices que marca la Agencia Europea del Medio Ambiente para realizar sus informes anuales de indicadores (MMA 2006a, 2007a y 2008). En estos informes también trata las categorías de ruido y uso de suelo por separado.

5.5.2.1 Categoría de ruido

En la categoría de ruido, se centra en el número de afectados por el tráfico de las carreteras. Para ello está realizando diversos mapas estratégicos de ruido de ejes viarios principales según marca la Ley del Ruido vigente, en donde se muestra y ponen de relieve el número de personas que sufre ruidos por encima de los niveles establecidos, identificándose como un indicador de estado. La tabla siguiente muestra los resultados globales obtenidos en tres comunidades autónomas.

Tabla 12 Resultados de los mapas estratégicos de ruido en la comunidades de Asturias, Cantabria y Murcia (MMA, 2008)

	ASTURIAS	CANTABRIA	MURCIA
Vías de gran capacidad a cargo del estado (km)	287	214	297
Vías de gran capacidad con mapa de ruido (km)	126	135	195
Superficie afectada (km ²)	114	93	267
Población afectada >65 L _{den} (hab)	76.600	73.600	62.000
Población afectada >55 L _{den} (hab)	14.700	9.000	7.600
Población afectada >55 L _{noche} (hab)	22.780	10.400	12.700
Número de hospitales afectados	1	2	4
Número de centros educativos afectados	36	42	52

A igual que la Agencia Europea del medio Ambiente, presenta valores de cuantificación de población expuesta con le adición de la afectación a zonas de mayor riesgo como hospitales o colegios, pero no lleva a evaluarse el impacto o daño que puede causar sobre las personas. A diferencia de la agencia, no se presenta ningún indicador que refleje la molestia de la población.

5.5.2.2 Categoría de uso de suelo

Los indicadores presentados por este ministerio se refieren a suelo y no a la categoría de uso de suelo propiamente. Presenta esta categoría con datos de la ocupación del suelo para la agricultura, para la realización de infraestructuras y sobre todo para la expansión de zonas urbanas. La creación de superficies artificiales provoca la disminución de hábitats, fragmentación de paisajes y disminución del espacio que necesitan numerosas especies. En el informe se presentan cuatro indicadores de estado, los cuales se indican en la siguiente tabla (MMA, 2008).

Tabla 13 Indicadores medioambientales del suelo (MMA, 2008)

Indicador	Meta	DPSIR
Cambios en la ocupación del suelo: superficies artificiales	Conseguir la ordenación sostenible del territorio	S
Superficie urbanizada en la costa	Disminuir la presión en los ecosistemas de costa	S
Superficie de suelo afectada por erosión	Restauración hidrológico-forestal del territorio	S
Superficie con riesgo de desertificación	Recuperación de las superficies con riesgos	S

La figura siguiente muestra de forma gráfica el resultado del primer indicador propuesto de cambio en la ocupación del suelo.

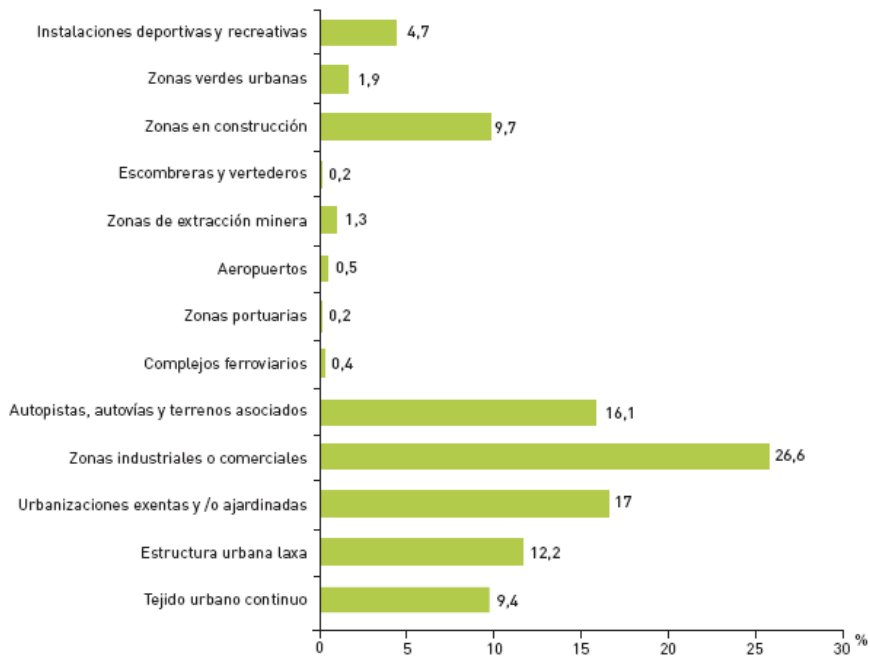


Figura 20 Distribución del crecimiento de las áreas artificiales en las ciudades españolas de más de cien mil habitantes, 1990-2000 (MMA, 2008)

Los cuatro indicadores desarrollados presentan, al igual que la Agencia Europea del Medio Ambiente, el estado en que se encuentra el territorio que está influenciado por el ser humano en forma de cuantificación de superficies afectadas. A diferencia de la agencia, no presenta ningún indicador de fragmentación de suelo que lleve a una clasificación dudosa del mismo.

5.6 Discusión y conclusiones

Las tablas siguientes muestran el número de cada tipo de indicador dentro del marco DPSIR desarrollados y listados anteriormente, tanto por sectores (transporte y agricultura) como por categorías de impacto (ruido y uso del suelo) del estudio.

Tabla 14 Número de cada tipo de indicadores del marco DPSIR en los sectores de transporte y agricultura, por institución u organismo

Institución, organismo	Transporte					Agricultura				
	D	P	S	I	R	D	P	S	I	R
OECD (1999)	2	0	8	0	0	-	-	-	-	-
OECD (2008)	-	-	-	-	-	26	4	48	1	2
WBSCD	1	4	4	1	5	-	-	-	-	-
EEA (TERM)	8	4	13	3	15	-	-	-	-	-
EEA (2003)	0	9	1	1	0	1	23	50	11	8

Institución, organismo	Transporte					Agricultura				
	D	P	S	I	R	D	P	S	I	R
Eurostat	0	18	1	1	4	-	-	-	-	-
EC (SUMMA)	0	11	15	2	0	-	-	-	-	-
EC (ESL)	0	41	14	9	0	-	-	-	-	-
EC (IES)	28	11	5	6	13	-	-	-	-	-
EC (2001)	-	-	-	-	-	10	10	5	5	8
MMA	0	5	1	1	0	0	0	5	0	0
UN-FAO	-	-	-	-	-	0	4	15	0	4
GID-UJI	0	3	9	25	0	-	-	-	-	-

Tabla 15 Número de cada tipo de indicadores del marco DPSIR en las categorías de ruido y uso de suelo, por institución u organismo

Institución, organismo	Ruido					Uso de suelo				
	D	P	S	I	R	D	P	S	I	R
EEA	0	0	1	0	0	0	0	3	1	0
MMA	0	0	1	0	0	0	0	4	0	0

Del análisis del conjunto de indicadores medioambientales en los sectores de transporte y agricultura de la Tabla 14, se puede comprobar que existe un número muy inferior de indicadores de impacto. Al igual ocurre al analizar el conjunto de indicadores medioambientales en las categorías de ruido y uso de suelo de la Tabla 15, en donde se comprueba que casi en su totalidad se han desarrollado indicadores de estado. En algunos indicadores clasificados como de impacto es discutible su clasificación ya que no reflejan realmente un impacto real sobre las consecuencias en el propio ser humano, en otros seres vivos o en los recursos naturales. Los indicadores catalogados como de impacto del ruido reflejan los niveles de exposición y molestia de las personas, pero en ninguno caso se cuantifica el impacto sobre la salud que puede causar este contaminante. Por otra parte, los indicadores de impacto del uso del suelo únicamente presentan datos de ocupación de superficies. En ningún caso se cuantifica el impacto que puede causar una determinada transformación en el terreno a las personas, a otros seres vivos o a ecosistemas, en general, o a los recursos naturales.

La utilización de únicamente valores estadísticos o valores procedentes de mediciones ambientales, que es la fuente metodológica habitual para el desarrollo de indicadores, no es suficiente para reflejar el impacto medioambiental de los sectores estudiados. Para realizar una aproximación más realista se requiere la elaboración de nuevos indicadores de impacto. A pesar de la importancia económica de estos sectores y de su incidencia sobre el desarrollo sostenible, la toma de decisiones se ha basado en el desarrollo de indicadores de presión y estado muy simples, elaborados generalmente con datos estadísticos y mediciones ambientales.

Por todo lo anteriormente expuesto, surge la necesidad de desarrollar indicadores de impacto de las citadas categorías, los cuales reflejen el estado medioambiental real y un análisis del impacto al medio más adecuado, como ha realizado el grupo GID de la UJI. Dada la complejidad de los impactos de las infraestructuras demanda se requiere un mayor esfuerzo metodológico e investigador integrando las tres metodologías. El desarrollo de indicadores es un campo aún abierto a la investigación y en el que metodologías de ingeniería del diseño ACV, AR y CEx pueden aplicarse para obtener nuevos indicadores más significativos del estado de las infraestructuras de transporte para una región o país.

Este trabajo (Vidal et al., 2006a y 2007) ha servido como base para el desarrollo de la presente tesis en cuanto a la aportación de metodologías que evalúen el impacto del ruido y del uso de suelo. La aplicación de la metodología de ACV es muy conveniente para desarrollar indicadores de impacto, ya que permite determinar el impacto global asociado a un producto, proceso o servicio. En el caso de estudio, y en respuesta a los objetivos planteados, el impacto correspondiente sería respecto a las categorías de ruido y transformación de uso del suelo.

Capítulo 6. Desarrollo y aplicación de la categoría de ruido

6.1 Introducción

La inclusión del ruido como categoría de impacto en la metodología del Análisis de Ciclo de Vida presenta varios problemas que han impedido hasta la fecha la plena integración de esta forma de contaminación en la citada metodología. Por una parte, a diferencia de los contaminantes normalmente estudiados en el ACV, el ruido del tráfico no es una emisión material. Esta característica, unida a su carácter localizado (temporal y espacial) induce a una percepción falsamente reducida de su impacto que desincentiva la investigación al respecto.

En primer lugar se presenta el ruido como contaminante y sus efectos sobre la salud humana. Posteriormente, partiendo de la revisión de las metodologías existentes para incluir el ruido del transporte, se presenta la base para desarrollar una metodología más completa para evaluar el impacto del ruido del transporte. Este método está basado en el análisis de la metodología de la cadena 'causa-efecto', en la cual se analiza el impacto de un determinado contaminante cuando se modifica alguna variable de la cual depende su concentración.

Finalmente se aplica para el cálculo del impacto sobre la salud humana del ruido causado por el tráfico en Madrid y en el conjunto global de carreteras interurbanas de España.

6.2 Efectos del ruido sobre la salud humana

Una de las principales fuentes de ruido en el ambiente exterior -tanto por la magnitud de las emisiones como por su amplia distribución geográfica- es el tráfico rodado de vehículos a motor. De forma progresiva, el ruido del tráfico se ha convertido en un elemento común del "paisaje sonoro" cuya presencia, salvo en casos especialmente graves, se acepta sin queja.

El ruido es una forma de contaminación que afecta (en mayor o menor grado; ya sea de forma puntual o continuada) a la práctica totalidad de la población mundial. Los efectos adversos sobre la salud humana asociados a niveles de ruido elevados incluyen trastornos auditivos, deficiencias en la comunicación oral, dolor, perturbación del sueño, incremento del estrés, efectos sobre el sistema circulatorio y daños en el equilibrio, entre otros (Berglund et al., 2000).

Estos impactos han sido documentados en numerosos estudios. Ejemplos típicos de este tipo de trabajos son los estudios sobre la relación entre la pérdida auditiva de los trabajadores y el ruido ocupacional, o sobre los trastornos del sueño y otras molestias en la vecindad de aeropuertos. Una característica común de este tipo de trabajos es que la mayor parte de ellos son suscitados por situaciones sonoras anormales en las que el impacto del ruido sobre las personas se hace especialmente patente (p. ej. población expuesta a niveles de ruido peligrosos en el ambiente laboral, si vive dentro de la huella sonora de un aeropuerto).

El ruido se ha convertido en uno de los grandes problemas que afectan a la calidad de vida de las personas. Esto es especialmente cierto en los núcleos urbanos y las zonas adyacentes a las grandes infraestructuras viarias debido al ruido generado por los vehículos, ya que se estima que más del 80% del ruido generado en las ciudades es atribuible a los vehículos de motor. En nuestro entorno, el problema es especialmente grave, la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica (OECD, 1999) sitúa al estado español en el segundo puesto de la clasificación de países más ruidosos del mundo desarrollado, por detrás de Japón.

Según la OMS, en el informe de Berglund et al. (2000), los niveles a partir de los cuales el ruido puede afectar a la salud humana son 65 dB (A) equivalentes durante el día y 55 dB (A) equivalentes durante la noche. La población, en general, no está realmente concienciada sobre los peligros de la contaminación sonora, ya que sus efectos psicológicos no son inmediatos, y no se tiene conciencia de sus consecuencias a largo plazo. Es frecuente considerar al ruido como un mal inevitable resultado del desarrollo y del progreso.

Los efectos sobre la salud abarcan no sólo alteraciones psicológicas, de la conducta y del sistema auditivo (disminución de la capacidad de audición y sordera). En el caso de los niños, no dormir bien es aún más grave, produciendo agitación, alteración de la conducta, disminución de la atención y disminución del rendimiento escolar. La Figura 21 muestra de forma esquemática los efectos potenciales del ruido sobre la salud humana y la sociedad.



Figura 21 Efectos y consecuencias de la exposición al ruido (adaptación de www.ruidos.org)

La molestia producida por el ruido ambiental ha sido un tema de discusión y estudio por muchos autores a nivel nacional (Arana et al., 2003; Arenaz et al., 2003; Barrigón et al., 2001, 2002; García & Bravo, 1994; García et al., 1999; García, 2004; Martín et al., 2003a, 2003b, 2003c, 2006; Martínez-Suárez & Moreno-Jiménez, 2005; Morales et al., 1992) e internacional (Bluhm et al., 2004; Miedema & Vos, 1998; Passchier-Vermeer & Passchier, 2000) a lo largo de los últimos años.

Desde finales de los años 60 del siglo XX, se han venido realizando un gran número de encuestas y estudios de campo sobre el problema de la contaminación acústica, especialmente aquella ligada al transporte. La base metodológica común de gran parte de estas encuestas consistía en pedir a los encuestados que calificasen el grado de molestia que percibían (en inglés, *self-reported annoyance*) atribuida al ruido ambiental y, de forma paralela, medir los niveles de ruido a los que estaban sometidos. El inconveniente que se plantea a la hora de analizar los resultados así obtenidos es que éstos no son directamente comparables debido a que la metodología de cada estudio se diseñaba de forma individual, con unos objetivos y alcances heterogéneos. A este respecto, cabe destacar el trabajo de Schultz (1978) y Fidell et al. (1991), que aplicaron técnicas de análisis estadístico para obtener relaciones analíticas entre el grado de molestia y el nivel de ruido equivalente medido en la fachada más expuesta de las viviendas.

Miedema & Vos (1998) mejoraron estas relaciones matemáticas añadiendo datos procedentes de nuevos estudios, llegando a desarrollar funciones

distintas según el tipo de fuente principal de ruido (tráfico rodado, ferroviario o aeroportuario). En el Anexo III de la Directiva 2002/49/CE (métodos de evaluación de los efectos nocivos) se expone que ‘las relaciones dosis-efecto se utilizarán para evaluar el efecto del ruido sobre la población’. Dos conjuntos de relaciones dosis-efecto han recibido el respaldo de la Unión Europea. El primero de estos conjuntos (EC, 2002) se orienta a la evaluación de la molestia causada por el tráfico rodado, ferroviario o aeroportuario en función de los niveles equivalentes L_{den} (día-tarde-noche, del inglés *day-evening-night*), mientras que el segundo (EC, 2004) sirve de base para el cálculo de las alteraciones del sueño en función del nivel equivalente nocturno L_{night} .

6.3 Metodologías para determinar el impacto del ruido a gran escala

La mayoría de los estudios sobre el ruido ambiental se centran en la cuantificación o predicción del mismo, en la estimación del porcentaje de población expuesta a diferentes niveles, o bien, en la descripción de sus efectos sobre las personas, pero apenas intentan relacionar la emisión de un ruido concreto con su impacto real y medible sobre las personas, como se ha justificado anteriormente en el capítulo 5. También se realizan para fines tales como la elaboración de mapas de ruido o la comprobación de la conformidad con los límites legales. Estas tareas se llevan a cabo habitualmente de forma local (a pequeña escala), seleccionando un número reducido de puntos que se consideran significativos y en los cuales se realizan medidas sonométricas de duración limitada.

Las normas de la serie ISO 1996 e ISO 9613 describen procedimientos que permiten evaluar los índices de ruido a largo plazo de una o varias fuentes sonoras. Estas normas recogen las condiciones en las que deben realizarse las medidas de ruido para asegurar su representatividad -características de la instrumentación, calibración, localización y número de puntos de medida, posición del micrófono, selección de los intervalos de tiempo y duración y espaciado de las mediciones- y son una referencia básica para la elaboración de mapas de ruido. En el texto de estas normas se propone el nivel sonoro continuo equivalente con ponderación frecuencial A para un periodo ($L_{Aeq,T}$) como el indicador básico para la evaluación del ruido, al cual se pueden aplicar penalizaciones (correcciones al alza) si se detecta la presencia de tonos puros (zumbidos, silbidos), componentes impulsivas (martilleo, explosiones) o de baja frecuencia en las señales sonoras estudiadas. Una vez obtenidos los niveles sonoros en cada punto, es posible elaborar mapas de ruido mediante programas informáticos comerciales que interpolan los valores entre los puntos de medida y que, según su grado de sofisticación, son capaces de aplicar modelos de propagación del sonido en función de

características físicas del terreno (presencia de barreras, elevaciones, atenuación atmosférica, etc.).

Este tipo de procedimiento, si bien es apto para evaluar el ruido de tráfico a escala reducida (estudio de vías o intersecciones especialmente conflictivas), no resulta adecuado para evaluar el impacto del ruido a gran escala. Esto se debe fundamentalmente al elevado coste asociado a la realización de las medidas sonométricas, pero también a la incapacidad para predecir las variaciones en los niveles de ruido asociadas a cambios en las características de las fuentes emisoras de ruido. Desde el punto de vista del ACV, estas limitaciones conducen al abandono de las medidas sonométricas a favor de la adopción de modelos de emisión de ruido. En el caso específico del tráfico rodado, se adoptan modelos que proporcionan el nivel de emisión del ruido en función, entre otros parámetros, de la velocidad media de los vehículos y del flujo de tráfico en los tramos de vía considerados.

La referencia más significativa en el desarrollo del impacto del ruido a gran escala en los ACV provocado por el tránsito de vehículos es el profesor suizo Rudolf Müller-Wenk. Con su trabajo (Müller-Wenk, 1999, 2002, 2004) se sientan las bases para el desarrollo de una metodología que permita cuantificar el efecto del ruido sobre la salud expresado en la unidad de medida DALY e incorporarlo en los ACV. No obstante, otros autores, como Gabor Doka (2003) o los daneses Nielsen & Laursen (2003) también han desarrollado otras metodologías, dignas de mención, para evaluar el impacto real sobre la salud. Las características principales de los métodos citados se presentan a continuación.

6.3.1 Metodología de Müller-Wenk

El método desarrollado por Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) está basado en la metodología de la cadena 'causa-efecto' que consiste en analizar cualquier modificación de alguna variable que interviene directamente sobre un contaminante, registrada en la fase del inventario y referida sobre la salud humana. El procedimiento para la creación de esta cadena es el siguiente:

- El **análisis de destino**, que describe el incremento de la concentración de contaminante, en este caso acústico (nivel de ruido), causado por la modificación de alguna variable registrada en el inventario del ciclo de vida.
- El **análisis de exposición**, que muestra cuánta población está afectada por la modificación anterior y qué cantidad está exenta.
- El **análisis de efecto**, que describe el efecto incremental sobre la salud que ocurriría si los seres humanos están expuestos a un cierto incremento de concentración del contaminante (ruido) durante un período de tiempo.

- El **análisis de daños**, que describe la extensión total de daño a la salud humana que está representada por los arriba mencionados efectos para la salud.

El modelo de emisión del ruido del tráfico, que aplica el método, es el desarrollado por SAEFL (*Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape*) (Müller-Wenk, 2004). Se trata de un modelo sencillo en el que el ruido de emisión de una carretera (L_{Aeq}) es función del ruido de los coches (LE1) y de los camiones (LE2) que, a su vez, dependen del volumen de coches y camiones ($N1$ y $N2$), de la velocidad media de los coches y camiones ($V1$ y $V2$) y de la pendiente de la vía (i), según las ecuaciones siguientes.

$$\text{Ec. (17)} \quad L_{A_{eq}} = 10 \cdot \log(10^{0,1 \cdot LE1} + 10^{0,1 \cdot LE2})$$

donde,

$$\text{Ec. (18)} \quad LE1 = E1 + 10 \cdot \log N1$$

$$\text{Ec. (19)} \quad LE2 = E2 + 10 \cdot \log N2$$

$$\text{Ec. (20)} \quad E1 = \max[\{12,8 + 19,5 \cdot \log V1\}, \{45 + 0,8 \cdot (0,5 \cdot i - 2)\}]$$

$$\text{Ec. (21)} \quad E2 = \max[\{34 + 13,3 \cdot \log V2\}, \{56 + 0,6 \cdot (0,5 \cdot i - 1,5)\}]$$

Una vez se tiene el resultado del nivel global de emisión, el primer paso de la cadena consiste en volver a calcular el valor anterior añadiendo, en este caso, un aumento proporcional al flujo inicial de vehículos. La diferencia entre los dos valores de niveles globales de emisión es ΔL_{Aeq} , la cual indica el ruido que causaría un aumento proporcional sobre el flujo inicial de vehículos. En la Tabla 16 se muestran, como ejemplo de aplicación, los cálculos realizados para cinco carreteras suizas con diferentes flujos de tráfico y diferentes propiedades de las propias carreteras.

Tabla 16 Ejemplos de cálculo del incremento en el nivel de ruido por el tráfico adicional en diversas carreteras de Suiza, durante el período del día, adaptado de Müller-Wenk (2004)

Lugar	Bümplitz	Saignelegier	Soyhieres	Oberrentfelde	Schwägalp
Carretera	Bernstr	Rte de l'Hop	Rte de Bale	Aarauerstr	Passhöhe
DATOS DE ENTRADA					
N1 vhc/h DÍA	1.626	166	232	246	53
N2 vhc/h DÍA	153	10	45	14	9
v (km/h)	50	60	60	60	60
i gradiente %	2	0	0	0	0
A tipo superficie	0	0	0	0	0
K1 corrección	0	0	0	0	0
VALORES INTERMEDIOS					
E'1	45,9299	47,4739	47,4739	47,4739	47,4739
E''1	44,2	43,4	43,4	43,4	43,4
E1	45,9299	47,4739	47,4739	47,4739	47,4739
E'2	56,5963	57,6494	57,6494	57,6494	57,6494
E''2	55,7	55,1	55,1	55,1	55,1
E2	56,5963	57,6494	57,6494	57,6494	57,6494
LE1	78,0411205	69,67550303	71,1288292	71,38330045	64,7167081
LE2	78,4432154	67,6494116	74,1815368	69,11069199	67,1918367
RESULTADOS					
L _{eq}	81,2571198	71,7895633	75,9283595	73,40428387	69,1385644
LE ₁ si N1+1vhc	78,0437906	69,7011141	71,1475086	71,40091892	64,7978870
LE ₂ si N2+1vhc	78,4715083	68,0633385	74,2769899	69,41032422	67,6494116
L _{eq} si N1+1vhc	81,2583933	71,8056113	75,9345543	73,41535513	69,1680661
L _{eq} si N2+1vhc	81,2719436	71,9538227	75,9924335	73,51820093	69,4363440
ΔL_{eq} si N1+1vhc	0,00127	0,01605	0,00619	0,01107	0,02950
ΔL_{eq} si N2+1vhc	0,01482	0,16426	0,06407	0,11392	0,29778

El tráfico que se somete a evaluación no es un único evento aislado (p.ej., el trayecto de un vehículo siguiendo una ruta determinada), sino más bien un pequeño aumento anual de la densidad de tráfico en toda la red de carreteras de una región o país. Según el autor, existen estadísticas que muestran que el aumento anual del tráfico de las distintas vías, como una primera aproximación, es proporcional al nivel de tráfico del año anterior. Los cálculos, así como las consideraciones teóricas, ponen de manifiesto que el valor calculado de ΔL_{Aeq} es aproximadamente constante en todos los segmentos de carreteras de la red, con pequeñas diferencias atribuibles a diferentes velocidades de los distintos vehículos y a las propiedades de la superficie de rodadura. De hecho, el ΔL_{Aeq} atribuible al aumento del flujo del tráfico de un vehículo por hora es aproximadamente proporcional a la primera derivada del logaritmo del número de vehículos (N), que a su vez es proporcional a la inversa de este número (1/N). Puesto que el aumento del tráfico por carretera en cada segmento es proporcional a N, en lugar de una constante de una unidad mayor de vehículos, el correspondiente ΔL_{Aeq} es proporcional a N por su inversa [N·(1/N)], siendo pues independiente de N y pudiéndose considerar por lo tanto el mismo valor en carreteras con altos y

bajos volúmenes de tránsito. Este hecho se puede ver reflejado en los resultados de la Tabla 17, en donde se disponen los cálculos del ruido adicional para la red de carreteras total de Suiza al adicionar un viaje adicional de 1000 vehículos-km (vkm) con una ruta desconocida.

Tabla 17 Ruido adicional para la red de carreteras total de Suiza al adicionar un viaje adicional de 1000 vehículos-km (vkm) con una ruta desconocida, adaptado de Müller-Wenk (2004)

Viajes adicionales en la red de carreteras suizas	Incremento del ruido ΔL_{eq} (en micro-dB(A))
1.000 km de vehículo tipo 1 (coches, furgonetas, ciclomotores) durante el día	0,050
1.000 km de vehículo tipo 1 (coches, furgonetas, ciclomotores) durante la noche	0,86
1.000 km de vehículo tipo 2 (camiones, buses, tractores, motocicletas) durante el día	0,50
1.000 km de vehículo tipo 2 (camiones, buses, tractores, motocicletas) durante la noche	8,4

El verdadero atractivo de los resultados de la figura y del método se encuentra en el hecho de que el aumento del ruido se refiere a todas las carreteras de la red debido a los 1000 vkm que se extienden sobre toda la red en proporción a volúmenes de tránsito existentes con anterioridad. Esto simplifica enormemente el siguiente paso del análisis de la exposición ya que el aumento del ruido se produce sobre el total de la población de la región, y no es necesario dividir la población en subgrupos de población por cada carretera.

El siguiente paso consiste en calcular el número de población expuesta a niveles excesivos de ruido. Para ello, el autor se basó en un modelo informático para hallar los datos de exposición al ruido de carreteras disponible para el cantón de Zúrich (que alberga a aproximadamente un sexto de la población suiza). Extrapolando los resultados para esta región, obtuvo los correspondientes datos de exposición de personas en toda Suiza. La Figura 22 muestra una representación gráfica de los datos generados, lo que indica un promedio anual de los niveles de ruido fuera de los edificios durante la noche (de 22:00 a 06:00). Datos similares se han generado por día, produciendo un aumento de los niveles de aproximadamente 9 dB.

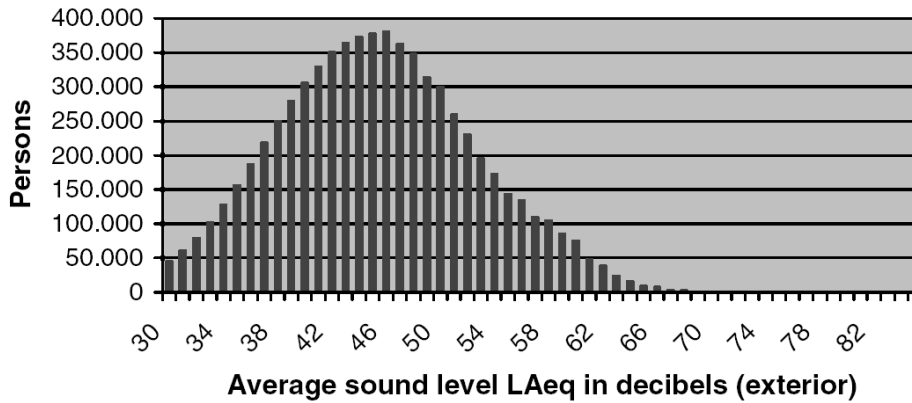


Figura 22 Número de personas expuestas a distintos niveles de ruido del tráfico durante la noche, extrapolados de valores del cantón de Zúrich (Müller-Wenk, 2004)

Posteriormente, Müller-Wenk obtuvo los valores subjetivos de molestia a partir de una encuesta realizada en Suiza (Oliva, 1998) a más de dos mil personas expuestas al ruido del tráfico, en las que se les formulaban preguntas para evaluar en qué grado se sentían molestas por el ruido y si éste les perturbaba tanto el sueño (para cuantificar los efectos nocturnos) como la comunicación oral (para cuantificar los efectos diurnos). Finalmente, el autor llega a la conclusión de que la aproximación del porcentaje de personas que declaran sufrir trastornos del sueño aumenta linealmente un 1,7% por cada dB partiendo de un nivel equivalente para el periodo diurno de 46 dB medido en la fachada de la vivienda. En el caso del día se observa que, en la curva de la perturbación obtenida, el porcentaje aproximado de personas que se declaran a sí mismas afectadas por perturbaciones en la comunicación oral aumenta linealmente un 2,5% por dB adicional partiendo de un nivel equivalente nocturno de 55 dB. En la Figura 23 se observan las gráficas.

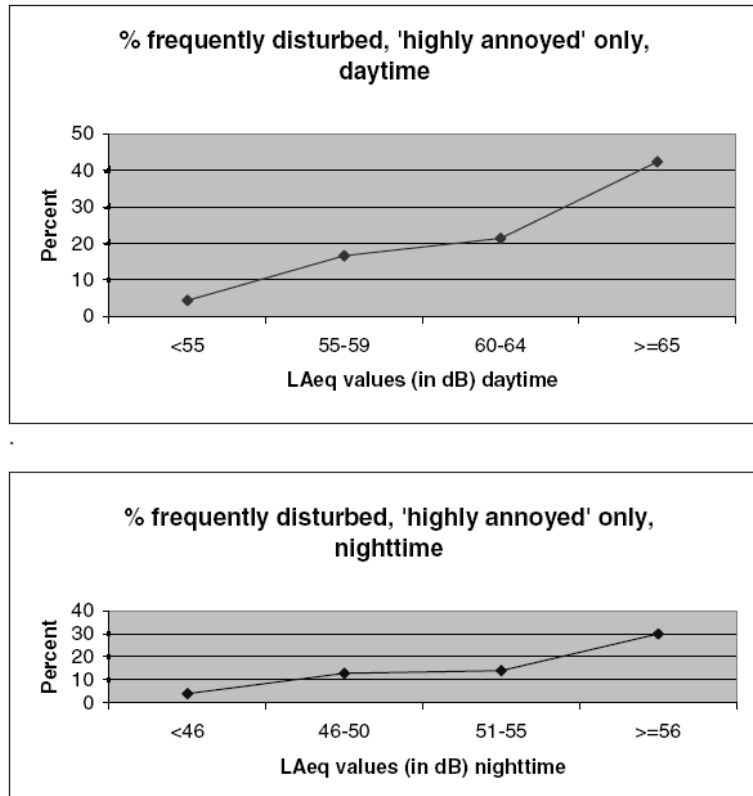


Figura 23 Porcentaje de personas que se declaran ‘altamente molestos’ todos o casi todos los días durante el día o la noche en Suiza (Müller-Wenk, 2004)

Los últimos pasos consisten en cuantificar el efecto y los daños sobre la salud humana. Utilizando los datos anteriores de exposición y molestia, obtiene los casos adicionales de perturbación, ya sean durante el día (perturbación en la comunicación) o durante la noche (perturbación del sueño). En la tabla siguiente se resumen los resultados.

Tabla 18 Casos adicionales de perturbación por el incremento anual de 1000 vkm, adaptado de Müller-Wenk (2004)

	DÍA		NOCHE	
	Vehículo tipo 1	Vehículo tipo 2	Vehículo tipo 1	Vehículo tipo 2
ΔL_{eq} por 1000 vkm (micro-dB)	0,050	0,50	0,86	8,4
Personas expuestas en Suiza (>55 dB) por el día	3,05	3,05	-	-
Personas expuestas en Suiza (>45 dB) por la noche	-	-	3,36	3,36
Casos adicionales de perturbación por millones de personas debido a ΔL_{eq} 1 micro-dB	0,025	0,025	0,017	0,017
Casos adicionales de perturbación en la comunicación durante el día por 1.000 vkm	0,0038	0,038	-	-
Casos adicionales de perturbación en el sueño durante el día por 1.000 vkm	-	-	0,049	0,18

Finalmente, con los resultados de la figura anterior y con los pesos de discapacidad (DW, del inglés *Disability Weight*) obtenidos a partir de diversas encuestas médicas (Tabla 19) , obtiene los valores de daño sobre la salud humana en unidades DALY (del inglés, *Disability Adjusted Life Years*, Años de Vida Adaptados con Discapacidad) (Tabla 20).

Tabla 19 DW para la perturbación de la comunicación y del sueño a partir de resultados de encuestas del Instituto Nacional de Seguridad y Accidentes de Suiza, adaptado de Müller-Wenk (2004)

Tipo de afección	DW (Grado de confianza del 95%)
Perturbación en la comunicación (1 año)	0,033 (0,026-0,040)
Perturbación en el sueño (1 año)	0,055 (0,039-0,071)

Tabla 20 Daños sobre la salud, medidos en DALY, causados por 1000 vkm en carreteras suizas, durante el día y la noche (Müller-Wenk, 2004)

	DALY/1.000 km DÍA		DALY/1.000 km NOCHE	
	Vehículo tipo 1	Vehículo tipo 2	Vehículo tipo 1	Vehículo tipo 2
Perturbación en la comunicación	0,00013	0,0013	-	-
Perturbación en el sueño	-	-	0,0027	0,026

6.3.2 Metodología de Doka

Según el autor suizo Gabor Doka (2003), no existe una relación lineal entre la exposición a niveles de ruido (o equivalentes de presión sonora) y sus efectos sobre la salud humana (normalmente medidos en DALY).

Hay que recordar que el decibelio es una medida logarítmica de la energía acústica, por lo tanto, no se puede tener un simple factor de caracterización típico de los ACV que, multiplicado por un valor de decibelios, permita obtener un valor de impacto en DALY.

La metodología propuesta por este autor consigue adaptar el método incremental de Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) para lograr estar en condiciones de calcular los DALY provocados por el ruido en Suiza para diferentes modelos de vehículos. Para ello, toma aproximaciones razonadas para llegar a una fórmula simplificada de la medida del daño en DALY por vehículos-kilómetro (vkm - obtenidos del producto del número de vehículos de la red viaria estudiada por la distancia recorrida en un determinado tiempo) en función del ruido de emisión medido en decibelios, según la ecuación:

$$\text{Ec. (22)} \quad \text{Daño} \left[\frac{DALY}{vkm} \right] = K \cdot 10^{(a \cdot L_p + b)}$$

La definición de los términos es la siguiente:

- L_p es la unidad estándar de medición del ruido, medido en dB.
- a , b y K son los parámetros de la regresión según el período del día en el que se realice el viaje:

Tabla 21 Valores de los parámetros de regresión de la fórmula de Doka (2003)

Parámetro	Ud.	Viaje medio (7% de vkm por la noche)	Viaje durante el día	Viaje durante la noche
a	1/dB	0,099962	0,09998766	0,999043
b	adimensional	-6,243371	-6,3738654	-5,5943622
K	DALY	1,23406E-07	7,60872E-07	2,30486E-07

A partir de diferentes valores de ruido de emisión se podrá, por tanto, calcular el valor de los DALY por vkm, obteniendo gráficas como la observada en la Figura 24.

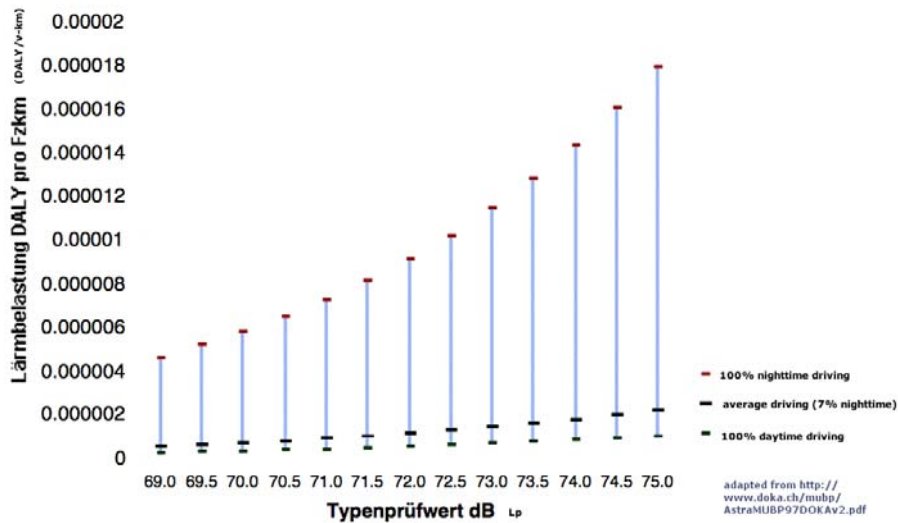


Figura 24 DALY por vkm en función de los decibelios causados por el tráfico rodado en un viaje medio, durante el día y durante la noche (Doka, 2003)

6.3.3 Metodología de Nielsen & Laursen

Los autores daneses Nielsen & Laursen (2003) focalizan su estudio exclusivamente en el ruido que genera molestia en el ser humano durante el transporte de productos. La afectación en áreas potencialmente más sensibles al ruido (como parques naturales o zonas recreativas) y sobre animales no se ha considerado, para así conseguir un modelo con más claridad y sencillez. Además han considerado otras simplificaciones en lo que respecta a la propagación del ruido, a la distribución geográfica y a la cuantificación de la molestia provocada sobre las personas.

El modelo de ruido propuesto se proporciona de forma esquemática en la Figura 25, en la que se ilustran las curvas isófonas alrededor de una fuente de emisión de ruido y la presencia del número de personas en cada intervalo de niveles de ruido. El nivel de ruido decrece con el incremento de las distancia respecto de la fuente debido a la atenuación causada por la divergencia de las ondas sónicas y a la absorción atmosférica. Esta reducción puede estar influida además por varios factores como la topografía y las propiedades acústicas del terreno alrededor de la fuente, la presencia de paredes o edificios, la velocidad y la dirección del viento, la humedad relativa, el gradiente de temperaturas, la direccionalidad de la fuente de ruido, la posición de la fuente con respecto a las personas receptoras, etc.

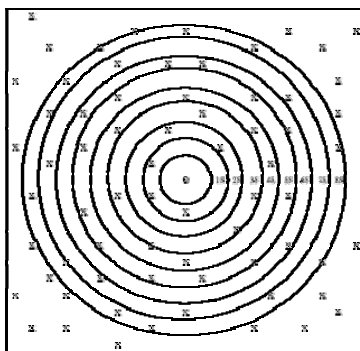


Figura 25 Modelo de distribución de la población (x) en isófonas sobre una distancia d alrededor de una fuente de ruido (o) (Nielsen & Laursen, 2003)

Las isófonas de la figura anterior representan una propagación esférica de las ondas sónicas. Esta situación ideal se daría solamente en campo abierto, sobre un terreno liso y suponiendo que las condiciones atmosféricas fuesen homogéneas. Aunque en la mayor parte de situaciones las isófonas no sean circulares, en el caso de fuentes puntuales puede considerarse como válido adoptar un modelo de propagación esférico (que, sobre el terreno, da lugar a isófonas circulares), lo cual permite calcular el nivel de ruido a partir de sencillas fórmulas matemáticas.

La molestia del ruido (NN_d , del inglés *Noise Nuisance*) a una distancia específica (d) desde un punto-fuente puede ser definida en términos de *persona-hora* según la ecuación:

$$\text{Ec. (23)} \quad NN_d = P_d \cdot T_{proc} \cdot NNFL_p$$

Los términos de la ecuación anterior se definen a continuación:

- P_d es el número de personas situadas a una distancia d desde la fuente (puede ser contado o estimado).
- T_{proc} es la duración del proceso ruidoso (en horas), es decir, el tiempo en el que se suele producir una unidad de producto o servicio de acuerdo a la unidad funcional. Puede ser determinado mediante medidas directas o cálculos medios.
- $NNFL_p$ es el factor específico de la molestia del ruido para el nivel de ruido dado, siendo L_p el ruido relativo de fondo (adimensional). Representa la molestia causada por el ruido en los seres humanos. Es un parámetro subjetivo que se determina mediante aspectos tales como el nivel de ruido, las componentes en frecuencia del ruido, el ruido de fondo y las cualidades y características de cada persona, etc.

La siguiente ecuación muestra la relación entre el ruido y el factor específico de la molestia, en la que el factor exponencial expresa la diferencia de niveles entre el ruido evaluado y el ruido de fondo.

$$\text{Ec. (24)} \quad NNFL_p = 0,01 \cdot 4,22^{0,1(L_p - K)}$$

Los términos anteriores se definen de la siguiente forma:

- L_p es el nivel de ruido, que puede ser medido o calculado (dB).
- K es el ruido de fondo relativo a 20 μPa (dB).

La molestia de ruido total causado por un proceso específico (NN_{proc}) puede ser determinada por el sumatorio de las molestias de todas las personas en cada isófona, según la ecuación:

$$\text{Ec. (25)} \quad NN_{proc} = T_{proc} \cdot \sum P_d \cdot 0,01 \cdot 4,22^{0,1(L_p(d) - K)}$$

En esta ecuación $L_p(d)$ es el nivel de ruido a una cierta distancia d de la fuente.

Finalmente, la molestia total (NN_{prod}) se determina sumando todos los procesos anteriores, según la siguiente ecuación:

$$\text{Ec. (26)} \quad NN_{prod} = \sum NN_{proc}$$

Este método sirve para calcular el ruido debido al transporte de carga por carretera y ferrocarril. Con una serie de modificaciones, pueden ser utilizados para los cálculos de molestias acústicas de otras fuentes de ruido como la industria, las obras de construcción, y el transporte por barco o avión.

6.4 Discusión de los métodos actuales para incluir la categoría de ruido del tráfico en los ACV

De los métodos anteriormente descritos, el de Müller-Wenk (2002, 2004) es el más referenciado. A pesar de su aparente complejidad, permite determinar muy fácilmente el incremento de casos afectados por un incremento del flujo inicial del tráfico y el cálculo de los DALY, aplicando los factores determinados por el autor. Este método es muy útil para obtener impactos en la categoría de ruido de forma genérica, independientes de las rutas seguidas y aplicables a grandes extensiones geográficas, como por ejemplo un país entero. No obstante, el método tiene algunos aspectos mejorables, ya que utiliza un modelo de emisión de ruido del tráfico obsoleto e ignora otros efectos sobre la salud humana que no sean las alteraciones de la comunicación y el sueño

Con el método de Doka (2003) se consiguen relacionar directamente el efecto nocivo sobre la salud con el ruido emitido por el tráfico con un ajuste de regresión. Como inconvenientes del método, cabe mencionar que, al estar basado en el de Müller-Wenk (2002, 2004), comparte sus mismos aspectos mejorables, además de tener un rango de aplicación muy limitado por estar adaptado a la población suiza.

Nielsen & Laursen (2003) proporcionan un método sencillo de aplicación al tráfico de vehículos ya que considerando tan sólo la densidad poblacional, la distancia al foco, el ruido emitido y el tiempo del proceso, calcula el número de personas potencialmente afectadas por niveles superiores a los límites legales establecidos. Este método resulta sencillo ya que considera el ruido del tráfico de las carreteras como una fuente puntual y no como una fuente lineal. Además, no contempla la subjetividad de los afectados potencialmente ya que en ningún momento tiene en cuenta el grado de molestia de los individuos, por lo que no se considera muy fiable a la hora de presentar resultados. Además, considera las carreteras como fuentes puntuales lineales

Como conclusión, cabe destacar la idoneidad del uso de la cadena 'causa-efecto' cuya aplicación permite equiparar el ruido con cualquier otro contaminante de tipo físico, que son los que se estudian de forma habitual en los ACV.

6.5 Metodología para evaluar la categoría de ruido del tráfico en los ACV

6.5.1 Introducción

Los estudios orientados a incorporar la categoría de ruido en los ACV deben tener como propósito el análisis de la molestia ocasionada, analizada desde un punto de vista orientado al producto. Esto permitirá la consideración medioambiental de la molestia del ruido en el desarrollo de productos (aspecto éste que ha sido prácticamente ignorado hasta la fecha) y una comparación medioambiental más completa de productos y servicios, apoyada en el carácter cuantitativo del ACV. Así, el ruido puede ser evaluado y tenido en cuenta al mismo nivel como cualquier otra categoría de impacto en el futuro.

La consideración de la cadena 'causa-efecto' se tomará como base para elaborar la propuesta de inclusión de esta categoría en los ACV. Para ello, se partirá de los datos de emisión de ruido que se dispone para distintos tipos de vehículos, y se modelará un flujo de vehículos que simule el parque automovilístico, además de una red de carreteras virtual con una población potencialmente expuesta virtual distribuida alrededor de las vías.

Entre las exigencias que cabría plantear para el modelo de emisión de ruido del tráfico, citaremos que éste debe ser actual (esto es, debe reflejar las características de emisión de ruido de la flota de vehículos actualmente en circulación) y ser capaz de estimar el ruido de un flujo compuesto por distintos tipos o clases de vehículos (ciclomotores, motocicletas, camiones, furgonetas, autobuses, turismos, etc.) en función de, al menos, la velocidad y el flujo del tráfico (número de vehículos de cada tipo o clase que circulan por unidad de tiempo). Además, sería deseable que el modelo considerase otros parámetros de ajuste como la temperatura ambiente, la aceleración y deceleración instantáneas, la pendiente de la vía, la presencia de humedad en la calzada, el tipo de superficie de rodadura, el tipo de neumático, etc. La introducción de estos parámetros de ajuste permite modelar la red viaria virtual con las características de las carreteras de estudio por donde circulan los vehículos virtuales, simulando las condiciones del entorno del tráfico con un alto grado de detalle.

De esta forma, la aplicación de los modelos más recientes de emisión sonora de vehículos puede servir para mejorar la capacidad de predecir los niveles de ruido y su impacto sobre la salud humana, superando los inconvenientes

en la interpretación de resultados previos provenientes de modelos anticuados. El modelo de emisión de ruido del tráfico que se aplica para los propósitos de esta tesis es el del proyecto IMAGINE (2007), siendo uno de los modelos más ampliamente aceptado en Europa para este propósito. El método de evaluación se basa en la utilización del modelo IMAGINE para calcular los datos de emisión de ruido atribuibles al tráfico inicial. En una etapa posterior, se modela un segundo flujo de vehículos con un pequeño aumento respecto al nivel inicial, y gracias al mismo modelo se recalculan los niveles de ruido. Esta operación se repite para cada uno de los tramos de carretera virtual, con lo que se obtiene un incremento de ruido global atribuible al aumento del tránsito. De esta forma, es posible cuantificar, por diferencia entre niveles, el efecto que tiene dicho aumento.

Hay que destacar que, como se trata de un modelo incremental, las condiciones de transmisión del ruido dejan de ser un problema, ya que son iguales en la situación inicial y final. Por lo tanto, quedan descartadas del modelo las condiciones de propagación del ruido, las cuales dependen de características como la distancia entre emisor y receptor, condiciones climatológicas, reflexiones, directividad, etc. (véase apartado 6.5.3).

Para determinar el impacto sobre la salud humana del incremento de ruido calculado, es necesario conseguir datos sobre la función de distribución de la población respecto a los niveles de ruido soportados. La distribución de esta característica puede ser determinada, en principio, mediante el uso de una combinación de los mapas estratégicos de ruido de carreteras y datos geográficos sobre la densidad poblacional en las zonas de estudio.

Una vez cuantificada la población expuesta a niveles excesivos de ruido, sólo queda calcular cómo afecta esta exposición a los que la sufren. Esto se podrá conseguir mediante encuestas y estudios poblacionales que relacionen la cantidad de personas que se declaran 'altamente molestas' por la exposición a un determinado nivel de ruido. Los gráficos que representan esta relación permiten introducir los aspectos psicológicos del ruido, y tienen la ventaja de poder asimilarse a rectas en los intervalos de ruido entre los cuales fluctúa normalmente el ruido del tráfico (entre 45 y 75 dB equivalentes medidos en la fachada más expuesta de la vivienda considerada).

Finalmente, para cuantificar los efectos negativos del ruido se utilizará la unidad DALY, que está en función de los DW. Esta unidad está internacionalmente reconocida y recomendada por la OMS.

La estructura de la metodología se presenta en la siguiente figura.

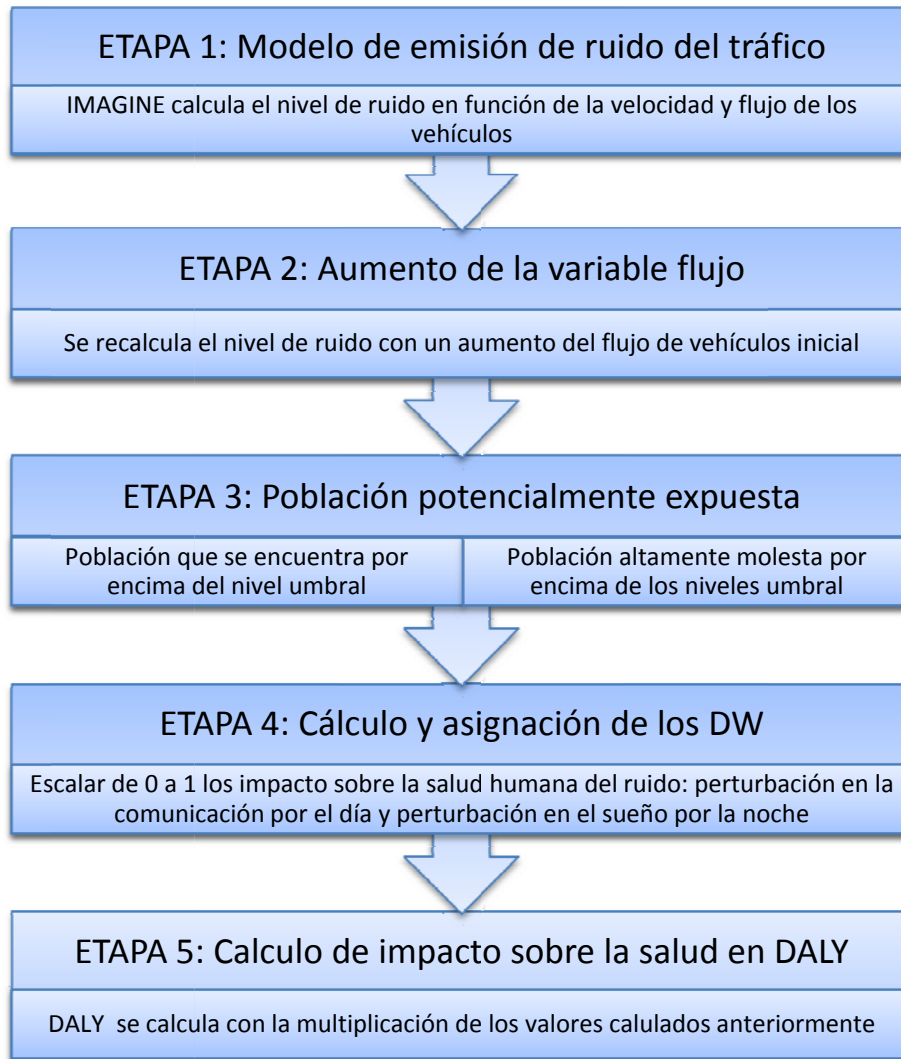


Figura 26 Estructura de la metodología para adaptar la categoría del ruido del tráfico en los ACV

6.5.2 Modelo de emisión de ruido del tráfico

El modelo de emisión de ruido de tráfico IMAGINE tiene las siguientes características generales:

- El modelo pretende calcular el ruido emitido de forma instantánea (expresado como nivel de potencia sonora) por un vehículo individual.
- Cada vehículo es representado por dos fuentes de emisión puntuales con una potencia sonora asociada. El ruido de rodadura y el ruido asociado a la propulsión del vehículo (funcionamiento del motor, escape, transmisión, etc.) se reparten entre estas dos fuentes.

- El modelo proporciona los valores medios de emisión de ruido en función de la velocidad para cada uno de los tipos de vehículo definidos. Para permitir la adaptación del modelo a las particularidades geográficas de los distintos países europeos, se proponen varios factores correctores en función de las características ambientales, de la vía o de las características del parque automovilístico.

Las ecuaciones principales adoptan la siguiente forma, ampliamente aceptada para la modelización del ruido de vehículos:

- Para el ruido de rodadura:

$$\text{Ec. (27)} \quad L_{WR} = A_R + B_R \cdot \log_{10} \left(\frac{v}{v_{ref}} \right)$$

- Para el ruido de propulsión:

$$\text{Ec. (28)} \quad L_{WP} = A_P + B_P \cdot \log_{10} \left(\frac{v - v_{ref}}{v_{ref}} \right)$$

La ejecución del proyecto IMAGINE incluía un amplio estudio para medir y caracterizar la emisión de ruido en función de la velocidad de los tipos de vehículos más comunes en distintas circunstancias de circulación. Los participantes en el proyecto aportaron datos de emisión de ruido del tráfico obtenidos por medición sonométrica. Los datos para relacionar el ruido de propulsión con la velocidad se registraron con la ayuda de sistemas de medida montados sobre vehículos que realizaban ciclos de conducción representativos, tanto en vías públicas como en circuito cerrado. El ruido de rodadura se caracterizó sobre la base de estudios del comportamiento acústico de diferentes tipos de neumáticos sobre pavimentos con distintos grados de porosidad y rugosidad en pistas de pruebas preparadas a tal efecto. La aportación de fabricantes de vehículos y neumáticos ayudó a completar un amplio retrato de la emisión del ruido de vehículos, cuyo tratamiento estadístico permitió llegar a un modelo estandarizado de emisión.

Como resultado de este estudio, se obtuvieron los coeficientes A_p , B_p , A_r y B_r , para cada uno de los tipos de vehículo definidos. Estos valores (detallados en la Tabla 22) se utilizaron para construir el modelo de emisión de ruido del tráfico adaptado a este propósito. Los valores $A_{i,m}$ representan, para cada categoría de vehículo m , la emisión de ruido (de propulsión o de rodadura, según corresponda) a la velocidad de referencia del modelo (70 km/h),

mientras que los valores $B_{i,m}$ representan la tasa de variación en la producción de ruido en función de las desviaciones respecto de la velocidad de referencia.

Tabla 22 Coeficientes del modelo de emisión del ruido por categoría de vehículo (IMAGINE, 2007)

Banda 1/3	25	31,5	40	50	63	80	100	125	160	200	250	315	400	500	
C1	A_R	69,9	69,9	69,9	74,9	74,9	74,9	79,3	82,0	81,2	80,9	78,9	78,8	80,5	85,0
	B_R	33,0	33,0	33,0	30,0	30,0	30,0	41,0	41,2	42,3	41,8	38,6	35,5	32,9	25,0
	A_P	87,0	87,0	87,0	87,9	90,8	89,9	86,9	82,6	81,9	82,3	83,9	83,3	82,4	80,6
	B_P	0,0	0,0	0,0	0,0	-3,0	0,0	8,0	6,0	6,0	7,0	8,0	8,0	8,0	8,0
	C_P	4,0	4,0	4,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	4,0	4,0	4,0	4,0
C2	A_R	76,5	76,5	76,5	78,5	79,5	79,5	82,5	84,3	84,7	84,3	87,4	87,8	89,8	91,6
	B_R	33,0	33,0	33,0	30,0	30,0	30,0	32,9	35,9	38,1	36,5	33,5	30,6	27,7	21,9
	A_P	93,9	93,9	94,1	95,0	97,3	96,1	92,5	91,9	90,4	93,4	94,4	94,2	93,0	90,8
	B_P	0,0	0,0	0,0	0,0	-4,0	0,0	4,0	5,0	5,5	6,0	6,5	6,5	6,5	6,5
	C_P	5,0	5,0	5,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	5,0	5,0	5,0	5,0
C3	A_R	79,5	79,5	79,5	81,5	82,5	82,5	85,5	87,3	87,7	87,3	89,5	90,5	93,8	95,9
	B_R	33,0	33,0	33,0	30,0	30,0	30,0	31,4	32,8	36,0	34,6	32,7	29,3	26,4	24,2
	A_P	95,7	94,9	94,1	96,8	101,8	98,6	95,5	96,2	95,7	97,2	96,3	97,2	95,8	95,9
	B_P	0,0	0,0	0,0	-4,0	0,0	4,0	3,0	3,0	3,0	4,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	C_P	5,0	5,0	5,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	5,0	5,0	5,0	5,0
C4a	A_R	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	B_R	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	A_P	88,7	87,6	85,5	85,8	81,5	80,7	82,0	85,6	81,6	81,4	85,5	86,3	87,9	88,7
	B_P	-2,2	-0,1	1,7	5,9	1,9	3,3	0,9	17,3	14,5	5,0	14,6	9,9	9,7	12,7
	C_P	3,5	3,5	3,5	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	3,5	3,5	3,5	3,5
C4b	A_R	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	B_R	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	A_P	90,8	88,9	89,2	90,5	89,2	90,7	93,2	93,2	90,0	88,4	87,6	87,7	87,0	87,4
	B_P	2,1	3,1	1,2	2,3	2,8	4,2	6,2	4,8	7,3	11,3	10,6	13,9	13,5	11,0
	C_P	4,0	4,0	4,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	4,0	4,0	4,0	4,0
Banda 1/3	630	800	1000	1250	1600	2000	2500	3150	4000	5000	6300	8000	10000		
C1	A_R	87,9	90,9	93,3	92,8	91,5	88,5	84,9	81,8	78,7	74,9	71,8	69,1	65,6	
	B_R	25,0	27,0	33,4	36,7	37,0	37,5	37,5	38,6	39,6	40,0	39,9	40,2	40,3	
	A_P	80,2	77,8	78,0	81,4	82,3	82,6	81,5	80,2	78,5	75,6	73,3	71,0	68,1	
	B_P	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	
	C_P	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	
C2	A_R	93,5	94,6	92,4	89,6	88,1	85,9	82,7	80,7	78,8	76,8	76,7	75,7	74,5	
	B_R	23,8	28,4	31,1	35,4	35,9	36,7	36,3	37,7	38,5	39,8	39,9	40,2	40,3	
	A_P	92,1	92,5	94,1	94,5	92,4	90,1	87,6	85,8	83,8	81,4	80,0	77,2	75,4	
	B_P	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	
	C_P	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	
C3	A_R	97,3	98,0	95,6	93,2	91,9	88,9	85,5	84,1	82,2	79,8	78,6	77,5	76,8	
	B_R	25,9	30,4	32,3	36,5	36,8	38,0	36,8	38,5	38,9	38,5	40,2	40,8	41,0	
	A_P	96,8	95,1	95,8	95,0	92,7	91,2	88,7	87,6	87,2	84,2	82,7	79,7	77,6	
	B_P	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	
	C_P	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	
C4a	A_R	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	B_R	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	A_P	89,9	91,8	91,2	92,4	95,0	94,1	92,9	90,4	89,1	87,4	84,9	84,4	82,2	
	B_P	12,3	13,9	16,6	17,2	17,9	19,3	20,6	19,9	20,8	20,5	21,0	21,0	19,3	
	C_P	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	
C4b	A_R	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	B_R	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	A_P	89,4	89,9	90,1	89,7	89,8	88,2	86,5	85,8	85,1	85,1	82,7	81,7	80,4	
	B_P	10,8	11,4	11,4	11,7	13,4	11,6	12,2	10,9	10,5	12,0	12,0	12,0	12,0	
	C_P	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	

IMAGINE categoriza los vehículos en cuatro clases. En el caso de las motocicletas (categoría 4) se hace una distinción de dos subcategorías en razón de las diferencias entre las características de emisión sonora de los vehículos de 50 centímetros cúbicos y los de mayor cilindrada. Los cuatro

tipos o categorías de vehículo representativos del parque europeo de vehículos se reflejan en la Tabla 23, incluyendo en la última columna los tipos de vehículos que se incluyen según la terminología que utiliza la Unión Europea:

Tabla 23 Clases de vehículos en el proyecto IMAGINE (2007)

Categoría	Nombre	Descripción	Categoría EU/ECE
C1	Vehículos ligeros	Turismos, vehículos de reparto (< 3500 kg), vehículos todoterreno, remolques	M1 y N1
C2	Vehículos medios	Vehículos de reparto (> 3500 kg), autobuses y caravanas con 2 ejes	M2, M3 y N2, N3
C3	Vehículos pesados	Camiones pesados, autobuses y caravanas con 3 o más ejes	M2- y N2 con remolque, M3 y N3
C4	Motocicletas y ciclomotores	C4a – Ciclomotores, triciclos o quads (< 50 cc)	L1, L2 y L6
		C4b – Motocicletas, triciclos o quads (> 50 cc)	L3, L4, L5, L7

6.5.2.1 Condiciones de referencia

La aplicación de los coeficientes A_p , B_p , A_r y B_r a las ecuaciones anteriores nos permite obtener unos *niveles básicos* de emisión del ruido de propulsión y rodadura para cada tipo de vehículo, en función de la velocidad. Estos niveles se consideran válidos para las condiciones de referencia del modelo, que son las siguientes:

- Velocidad constante.
- Vía horizontal (pendiente nula).
- Temperatura ambiente de 20°C.
- Superficie de referencia (mezcla de asfalto compacto y poroso) seca.
- Una flota de vehículos representativa de la flota europea, con las siguientes características:
 - 187 mm de anchura media de neumáticos para la C1.
 - 19% de vehículos diesel en la C1.
 - 10,5% de vehículos de reparto en la C1.
 - 0% de neumáticos con tacos.
 - 4 ejes por vehículo en la C3.
 - 35% de modificaciones ilegales del escape en la C4, 1% para el resto de categorías.

6.5.2.2 Factores de corrección

En el modelo IMAGINE se proponen varios tipos de correcciones para los niveles básicos de emisión. Las correcciones se dividen en cuatro clases distintas, que se explican a continuación.

Correcciones regionales

Las diferencias entre las flotas de vehículos de regiones diferentes de Europa pueden ser muy notables. El modelo HARMONOISE incorpora correcciones sobre los niveles básicos de emisión que permiten adaptar el modelo a las características del parque automovilístico de la región de aplicación. Estas correcciones son las siguientes:

- Por tipo de motor (sólo para la C1) (Otto, Diesel).
- Por anchura media de los neumáticos (sólo para la C1).
- Por tipo de neumáticos (de verano, de invierno, con tacos).
- Por antigüedad del vehículo (sólo para la C1).
- Por porcentaje de vehículos con modificaciones ilegales del escape (todas las categorías).
- Por porcentaje de furgonetas de reparto (vehículos comerciales ligeros) que forman parte de la categoría uno y por número de ejes (sólo para C3).

Correcciones meteorológicas

Dos tipos de correcciones meteorológicas pueden tenerse en cuenta:

- *Por efecto de la temperatura:* el ruido de rodadura tiende a aumentar a medida que disminuye la temperatura ambiental, debido a la mayor rigidez de los neumáticos,
- *Por presencia de humedad en la calzada:* el ruido de rodadura aumenta cuando hay presencia de humedad en la calzada, debido a efectos aerodinámicos en la superficie de contacto neumático/pavimento.

Correcciones por condiciones de circulación

El modelo incluye correcciones al ruido de propulsión asociadas a las condiciones de circulación. Se propone una corrección debida a la aceleración/deceleración instantánea de los vehículos. Esta corrección está relacionada con la corrección propuesta por el efecto de la pendiente ascendente o descendente de las vías.

Corrección por tipo de superficie

El tipo de superficie (porosidad, rugosidad) afecta de forma significativa a la producción de ruido de un vehículo. Como es de esperar, esta corrección afecta al ruido de rodadura, si bien algunas superficies porosas pueden incidir sobre el ruido de propulsión al absorber parte de éste.

6.5.2.3 Cálculos según el modelo IMAGINE

Para el cálculo de la emisión de ruido de cada fuente individual, la emisión L_w de cada vehículo se representa por dos fuentes puntuales. La fuente inferior se sitúa a una distancia de 0,01 m sobre la carretera; la superior se coloca a 0,3 m de altura para vehículos ligeros y a 0,75 m para vehículos pesados. A la fuente inferior se le asigna el 80% de la potencia sonora de rodadura y el 20% de la de propulsión; las proporciones se invierten para la fuente superior. El ruido de las motocicletas se modela mediante una única fuente a una altura de 0,3 m sobre la superficie de la carretera, pues se estima que la contribución de la rodadura es despreciable en este tipo de vehículos (véase Figura 27).

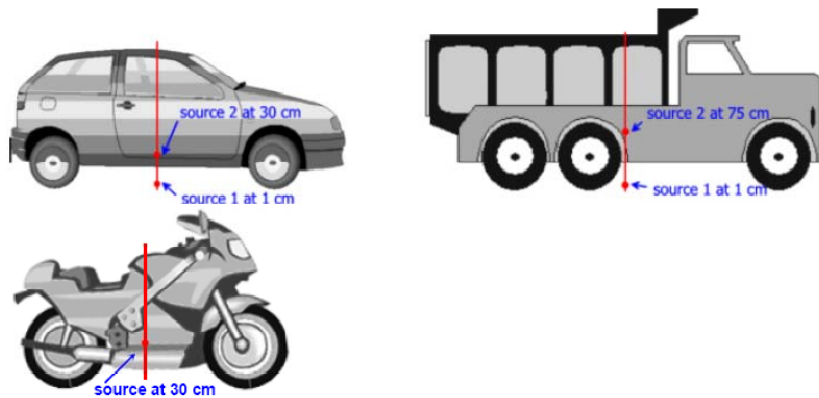


Figura 27 Modelo de localización de las fuentes de emisión de ruido por tipo de vehículo (IMAGINE, 2007)

6.5.2.4 Aplicación del modelo IMAGINE a un flujo de vehículos

El modelo de emisión de ruido descrito previamente proporciona el nivel de potencia sonora instantánea emitido por un vehículo en una posición determinada, en función de la categoría o clase del vehículo, su velocidad y otros parámetros. Para calcular la emisión de ruido de un flujo de vehículos en un tramo de vía se necesita traducir este nivel instantáneo de un vehículo a un nivel de presión sonora equivalente L_{eq} , que es el nivel de presión sonora medio en la posición del receptor integrado a lo largo de un periodo de tiempo determinado. La obtención de niveles equivalentes es esencial,

puesto que los indicadores más empleados para describir el ruido ambiental se construyen a partir de estos niveles.

Suponiendo un flujo de vehículos continuo en el tramo con una velocidad media v , en cada instante existirán ' Q/v ' vehículos por unidad de longitud en el tramo, siendo Q el número de vehículos que pasan por unidad de tiempo. De esta forma, es posible integrar a lo largo del tramo para expresar la emisión de ruido del flujo de vehículos como una fuente lineal equivalente, que posee el nivel de potencia sonora por unidad de longitud (en dB por metro) expresado en la siguiente ecuación:

$$\text{Ec. (29)} \quad L_{W, \text{linea}, eq} = L_{W,0} + 10 \cdot \log_{10} \left(\frac{Q}{v} \right)$$

En la ecuación anterior, $L_{W,0}$ representa el nivel de potencia sonora instantáneo (sea debido a la propulsión o a la rodadura) obtenido previamente, Q se expresa en vehículos por segundo y v en metros por segundo.

Usando la ecuación anterior, se calculan las fuentes lineales equivalentes para diferentes grupos de vehículos (por ejemplo, por tipo de vehículo o por velocidad media). Las correcciones sobre los niveles básicos se pueden incluir fácilmente definiendo adecuadamente los flujos de vehículos asociados a cada subtipo de vehículo. Una vez calculados todos los niveles de emisión de las fuentes, se puede calcular el nivel de emisión resultante de la suma de las fuentes por medio de la siguiente ecuación:

$$\text{Ec. (30)} \quad L_{W, eq, total} = 10 \cdot \log_{10} \left[\sum_{i=1}^n 10^{L_{W, eq, i} / 10} \right]$$

En el informe técnico de Vidal et al. (2007c) se encuentran todas las tablas con los valores de emisión puntual, lineal y sus correspondientes correcciones.

6.5.3 Variación del ruido con la variación del tráfico

Una vez se han obtenido los valores de emisión, se recalculan los mismos con un aumento en el flujo de vehículos de forma proporcional al inicial en cada categoría (denominado ΔQ_i , $i = 1, 2, 3, 4a$ y $4b$), y, en cada caso, por tipo de vía y/o franja horaria. Este paso se realiza procediendo de forma análoga a como lo hace Müller-Wenk (1999, 2002, 2004). Estos incrementos deben ser muy pequeños para preservar la validez del método, ya que la suposición de linealidad sólo es válida en estos casos, como se explica a continuación.

A pesar de las limitaciones evidentes impuestas por el modelo de ruido adoptado, la metodología de Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) resulta muy ingeniosa desde el punto de vista conceptual, al permitir relacionar de forma efectiva el ruido atribuible a un vehículo con el impacto que éste produce sobre la población expuesta. La clave de este logro es proceder al cálculo de los niveles de ruido de forma incremental. Esta estrategia es tremendamente útil en las evaluaciones de impacto a gran escala, por dos razones:

- Por propiedades del sonido, los incrementos en los niveles de emisión de ruido se transmiten íntegramente a lo largo de toda la trayectoria de propagación, permaneciendo inalterados por cambios en las condiciones de propagación (presencia de barreras, cambios en las condiciones meteorológicas, etc.).
- El incremento de la molestia del ruido (medido como el aumento del porcentaje de encuestados que dicen sentirse molestos o muy molestos a un determinado nivel de exposición al ruido) aumenta de forma aproximadamente lineal con el nivel equivalente de ruido, medido en decibelios.

Aplicando datos reales de flujos de tráfico en carreteras suizas a las ecuaciones anteriores del modelo de emisión de ruido utilizado, Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) calculó los incrementos en el nivel de ruido equivalente atribuibles al incremento de un coche (o camión, según el caso) en el flujo horario de vehículos de cada vía sometida a estudio. Dichos cálculos arrojaban resultados dispares, dando lugar a incrementos elevados allá donde el tráfico era menos denso y menores donde el paso de vehículos era más habitual. Después, realizó los cálculos de forma análoga pero suponiendo que, en lugar de ser fijo (de un vehículo), el aumento del flujo de tráfico era pequeño y proporcional al flujo preexistente. De esta forma, obtuvo unos resultados prácticamente idénticos para el incremento de L_{Aeq} en todos los tramos de vía estudiados. Se obtiene de esta forma el resultado más valioso de este trabajo, cuyo corolario podría ser el siguiente: 'Incrementos iguales y proporcionales en el tráfico de tramos de vía distintos producen incrementos similares en el nivel de ruido equivalente medido en decibelios en las proximidades de dichos tramos'.

La justificación matemática de este resultado proviene de asimilar el incremento del nivel de ruido equivalente en las proximidades de la vía atribuible a un coche a la derivada del nivel de ruido atribuido a los coches (camiones) que circulan por la misma, según se recoge en la siguiente ecuación. Obsérvese que el aumento en el nivel de ruido es inversamente proporcional al flujo inicial de vehículos N1 (N2 para camiones).

$$\text{Ec. (31)} \quad \Delta L_{Aeq(N1+1coche)} \approx LEI' = (E1 + 10 \cdot \log(N1))' = \frac{10}{N1 \cdot \ln 10}$$

Después, según el autor, es posible obtener el nivel de ruido asociado a cualquier incremento en el flujo medio horario de vehículos (sea o no un entero) multiplicando el aumento asociado a un vehículo por el número de vehículos en los que aumenta el tráfico. Puesto que este incremento se supone proporcional al flujo inicial, al realizar esta multiplicación se obtendría un aumento independiente del flujo de vehículos. Los resultados de los cálculos de Müller-Wenk (2002) apuntan en la dirección esperada, obteniéndose resultados prácticamente idénticos para aumentos proporcionales iguales. El autor atribuye la pequeña dispersión de los resultados a las diferencias en características de la vía (velocidad media de los vehículos y pendiente), y considera que la media de unos pocos resultados es un resultado aceptable siempre que los parámetros mencionados anteriormente se mantengan en un rango razonable.

En la metodología descrita anteriormente (Müller-Wenk, 2002, 2004), el autor asimila el aumento del nivel de ruido equivalente L_{Aeq} (siendo éste la suma de los niveles asociados a cada uno de los dos tipos de vehículo) debido a un vehículo adicional a la derivada del nivel de ruido asociado a ese tipo de vehículo. El autor considera que servirse de esta simplificación es aceptable en tanto que los incrementos (o decrementos) en el flujo de tráfico en cada vía son, habitualmente, pequeños y proporcionales al flujo preexistente, de tal forma que el error cometido al derivar puede considerarse despreciable (el procedimiento es una interpolación lineal entre dos puntos muy cercanos). Sin embargo, esta simplificación puede dejar de ser válida en muchos casos de evaluación a gran escala del ruido del tráfico. Si tomamos la expresión de L_{Aeq} para el modelo de ruido empleado por Müller-Wenk y la derivamos respecto del flujo de coches, obtenemos la ecuación siguiente.

$$\text{Ec. (32)} \quad \frac{d_{L_{Aeq}}}{dN1} = \frac{10 \cdot 10^{E1/10}}{\ln 10 \cdot (N1 \cdot 10^{E1/10} + N2 \cdot 10^{E2/10})}$$

Se observa que, aunque esta expresión carezca de la elegancia del resultado de Müller-Wenk, aporta más información sobre la manera en la que la escala logarítmica de los decibelios puede afectar a los resultados. Si en la Ec. (32), el valor de $N1$ es netamente superior al de $N2$ (circulan muchos más coches que camiones) y los niveles $E1$ y $E2$ (en decibelios) son similares, entonces la simplificación explicada en la Ec. (31) es perfectamente aceptable. En los datos empleados para la validación del modelo se cumplían las condiciones

antedichas, dando lugar a resultados coherentes. Las pequeñas variaciones que aparecen en los resultados de Müller-Wenk son debidas a la simplificación previa de considerar la Ec. (31) en lugar de la Ec. (32), sin que sean atribuibles a variaciones en la pendiente o la velocidad media de las vías.

Un estudio ampliado y más comentarios sobre estas consideraciones al respecto del método de Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) se encuentran en los trabajos publicados de Franco et al. (2009a, 2009b) y en Garraín et al. (2009). No obstante, para los cálculos posteriores de la aplicación del modelo propuesto en esta tesis se han tenido en cuenta las consideraciones del modelo propuesto por Müller-Wenk.

6.5.4 Población afectada por el incremento del ruido

La exposición al ruido puede provocar graves consecuencias sobre la salud humana, como se ha explicado anteriormente. El impacto de un aumento de la media anual del nivel sonoro es una función de la magnitud del nivel de sonido que existía anteriormente. Sin embargo, se debe mencionar que un incremento del nivel de ruido no tiene importantes consecuencias para los seres humanos dentro de los edificios si el nivel equivalente en las paredes exteriores no supera los 50 dB L_{Aeq} durante el día y 45 dB L_{Aeq} durante la noche (Berglund et al., 2000).

Con el fin de determinar el impacto del incremento del ruido sobre la salud humana es necesario proporcionar datos sobre la característica de distribución de la población con respecto a los diversos rangos de nivel de ruido equivalente. Para aplicaciones a pequeña escala, dicha característica puede ser determinada mediante el uso de una combinación de mapas de ruido de carreteras con datos de la densidad poblacional de las zonas de estudio.

6.5.5 Daños en la salud de la población afectada por el incremento de ruido

A principios de los años 90 del siglo XX se empezó a desarrollar por parte de la OMS (Berglund et al., 2000) el concepto de la unidad DALY como contraposición al QALY (Años de vida ajustados con calidad). Como fruto de un estudio destinado a cuantificar la carga global de una enfermedad sobre la vida humana, Murray & López (1996), tras largas revisiones y discusiones a nivel internacional, publicaron *'The global burden of disease'* (la carga global de la enfermedad), en donde sentaron las bases para definir esta unidad.

El DALY es la unidad escogida y recomendada por la OMS para cuantificar la carga que suponen las enfermedades y sus secuelas en las poblaciones humanas. Este indicador compuesto permite establecer comparaciones entre diferentes afecciones y factores de riesgo. Un DALY es equivalente a un

año de vida saludable perdido y puede definirse como una variante de QALY. Se trata de una medida basada en el tiempo de vida que pretende describir el impacto de las muertes prematuras y de las secuelas sanitarias no mortales de enfermedades y lesiones. Los DALY asociados a una afección en concreto son la suma de los años perdidos por muerte prematura (YLL – *Years of Life Lost*) y los años vividos con una discapacidad asociada a dicha afección ajustados mediante un factor de ponderación a la gravedad de la discapacidad (YLD – *Years Lost due to Disability*). Estos conceptos se definen a continuación:

- YLL es el cálculo del producto del número de fallecidos por la esperanza de vida estándar a la edad en que la muerte ocurre en años.
- YLD es el cálculo del producto del número de casos incidentes por el factor de ponderación o peso de discapacidad (DW) y por la media de duración del caso hasta su remisión o muerte en años.

El DW se define como un factor de conversión listado en tablas revisadas periódicamente por la OMS que pondera el peso que tiene cualquier discapacidad con respecto a la muerte. Los DW se calculan a partir de las respuestas de expertos médicos a cuestionarios diseñados específicamente, y están tabulados por la OMS para cada categoría de enfermedad. Se miden en una escala de cero a uno, de manera que cero significa la plena salud y uno significa la muerte. La Tabla 24 muestra algunos ejemplos según la clase de discapacidad.

Tabla 24 Valoración de la discapacidad (Murray & López, 1996)

Clase	DW	Indicador de enfermedad
1	0,00-0,02	Leucodermia, peso inferior a dos desviaciones estándar para la talla
2	0,02-0,12	Diarrea acuosa, dolor severo de garganta, anemia severa
3	0,12-0,24	Fractura del radio, infertilidad, disfunción eréctil, angina de pecho
4	0,24-0,36	Amputación bajo la rodilla, sordera
5	0,36-0,50	Fístula recto-vaginal, retraso mental leve, síndrome de Down
6	0,50-0,70	Fuerte depresión unipolar, ceguera, paraplejía
7	0,70-1,00	Migraña severa, demencia, psicosis activa, tetraplejía

La base de datos de la OMS no posee datos de DW asociados a la molestia por el ruido. Algunos autores han realizados estudios y encuestas para obtener datos coherentes de la cuantificación del daño producido por el ruido en los seres humanos:

- Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) realizó un cuestionario a 41 médicos y psicólogos obteniendo, mediante procesos estadísticos e interpolaciones, valores de DW para los efectos más significativos del ruido, que eran las molestias ocasionadas por perturbación en el sueño

(durante la noche) y la perturbación en la comunicación (durante el día). Obtuvo unos valores de 0,055 y 0,033 respectivamente.

- Dentro del marco del ACV, Meijer (2006) realiza un estudio de mejoras en la calidad de los edificios, incorporando materiales con mejores características de aislamiento acústico. Para poder realizar las comparaciones sobre los efectos del ruido sobre el ser humano, utiliza los DW proporcionados por Müller-Wenk (1999, 2002, 2004).
- Westerberg & Glaumann (2002) han realizado un análisis sobre los riesgos sobre la salud en edificios y ambiente exterior obteniendo unos valores tabulados, entre los que se encuentra el problema sobre el confort que produce el ruido en ambiente exterior, obteniendo un rango desde 0,01 a 0,05.

Siguiendo con el desarrollo de la metodología, una vez cuantificada la población expuesta a niveles excesivos de ruido, hay que calcular los casos adicionales de perturbación por personas afectadas, por la adición de un decibelio. Para ello hay que obtener unos valores de los análisis exposición-efecto a partir de las representaciones gráficas del porcentaje de afectados altamente molestos por el ruido versus niveles sonoros. De la pendiente se obtendrá el valor del porcentaje de afectados por cada dB.

Posteriormente se deben calcular los datos de los DW que causa el ruido durante el día, la tarde y la noche.

Finalmente, de la multiplicación de los valores obtenidos del incremento del ruido, de población expuesta, del porcentaje de afectados por decibelio y del DW, se obtendrá el valor del DALY.

6.6 Aplicación de la metodología

6.6.1 Daños sobre la salud de ruido del tráfico en la ciudad de Madrid

6.6.1.1 Ámbito de aplicación

Para considerar los efectos nocivos del ruido causado por el tráfico para la salud humana en la ciudad de Madrid se ha tenido en cuenta el tráfico que fluye por las diferentes zonas según se ha realizado y publicado tanto en el anuario (AMAD, 2007) como en la página web del Ayuntamiento de Madrid (www.munimadrid.). Las zonas se delimitan a continuación, las cuales se han adoptado la denominación del anuario de Ayuntamiento de Madrid (AMAD, 2007). En la figura se delimitan gráficamente las zonas de forma aproximada. Las zonas son:

- Zona I1C: Interior del primer cinturón.

- Zona 1C: Primer cinturón, considerando Alberto Aguilera, Princesa (cruce) y Goya (casco antiguo).
- Zona 1C2C: Entre primer y segundo cinturón.
- Zona 2C: Segundo cinturón, considerando Doctor Esquerdo, Francisco Silvela, Joaquín Costa, Raimundo Fernández Villaverde y Reina Victoria
- Zona 2CM30: Entre segundo cinturón y la carretera M30.
- Zona M30: Carretera M30.
- Zona EM30: Exterior a la carretera M30, considerando: entre las carreteras M30 y la M40, la M40 y el exterior a la M40.

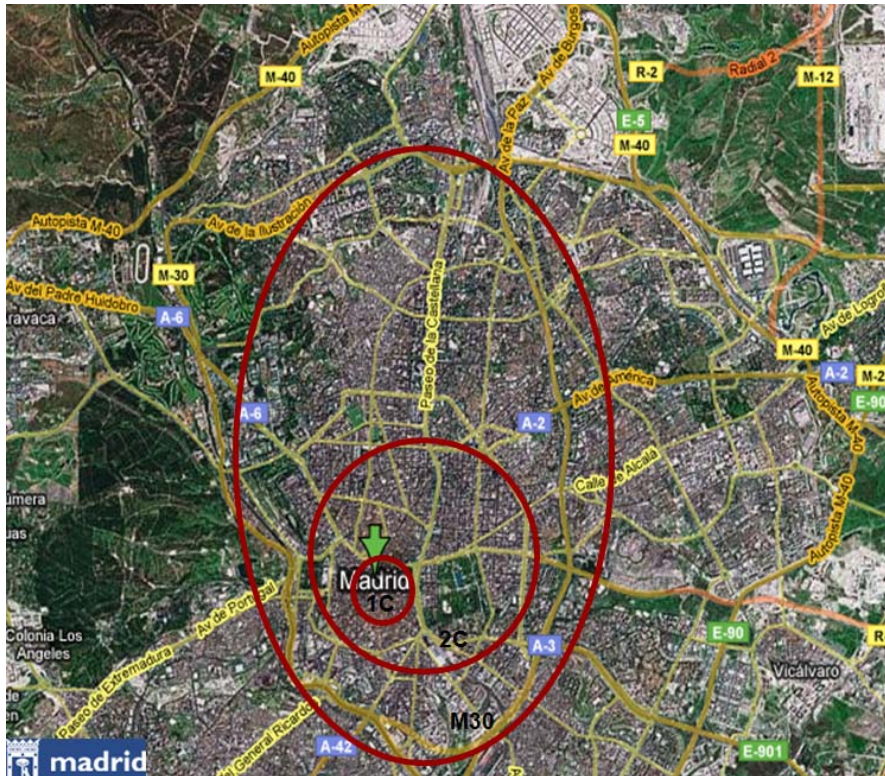


Figura 28 Delimitación aproximada de las zonas de aplicación del estudio en Madrid

6.6.1.2 Cálculos

Para calcular la emisión de ruido atribuible a cada categoría de vehículo, según el modelo IMAGINE, los datos relevantes relativos al tráfico se deben tratar y adecuar de forma que puedan ser introducidos en dicho modelo.

Debido a la falta de disponibilidad de algunos datos, sólo se han tenido en cuenta las categorías de vehículos 1 y 3 del modelo de emisión de ruido,

correspondientes a turismos y furgonetas (ligeros), y camiones y autobuses (pesados), respectivamente.

Longitudes y velocidades

Los datos facilitados por el ayuntamiento (AMAD, 2007) proporcionan la velocidad media de cada zona de estudio, por lo tanto, se asumirán estas velocidades para los dos tipos de vehículos. Esta velocidad media es una división de sumas y espacios que se ha tardado un tiempo en recorrer, por lo tanto, no son medias aritméticas, sino armónicas (tomando determinados espacios, se obtiene la velocidad media del mes), que no es un promedio de velocidades, sino la suma de todos los tiempos empleados en recorrer todos los itinerarios establecidos (AMAD, 2007).

Tabla 25 Longitudes y velocidades medias por las zonas de estudio de Madrid en 2006 (AMAD, 2007)

Zona	Longitud (km)	Velocidad media (km/h)
I1C	40,795	9,79
1C	15,870	18,94
1C2C	139,585	17,11
2C	33,330	23,58
2CM30	238,410	22,27
M30	36,710	52,99
EM30	750,715	65,83*

**Se asume que la velocidad media es la de la carretera M40.*

Correcciones

El modelo de emisión de ruido de cada categoría de vehículo incluye correcciones por aceleración o deceleración instantánea, por la pendiente del tramo de vía considerado, por la temperatura ambiente, por la presencia de humedad del firme, por el tipo de motor (Otto o Diesel), por la anchura del neumático, por el porcentaje de furgonetas de reparto y por las modificaciones realizadas ilegalmente en el tubo de escape. Sin embargo, en este caso de aplicación no se ha tenido en cuenta ninguna corrección por la falta de datos para proceder a su consideración.

Flujo de vehículos por categoría, tipo de vía y franja horaria

El flujo o tráfico de vehículos por categoría y zona se ha calculado a partir de los datos facilitados por el ayuntamiento de Madrid (AMAD, 2007) y por cálculos realizados previamente para obtener las distribuciones de tráfico por franja horaria (Vidal et al., 2006a).

La tabla siguiente muestra el porcentaje de tráfico rodado desglosado por franja horaria y por zona considerada.

Tabla 26 Porcentajes de distribución del tráfico en Madrid, por horas, en 2006 (AMAD, 2007)

Zona	7h	8h	9h	10h	11h	12h	13h	14h	15h	16h	17h	18h
l1C	3,93	5,40	5,44	5,38	5,34	5,37	5,37	5,28	4,89	4,96	5,25	5,20
1C	3,93	5,84	5,81	5,59	5,57	5,65	5,74	5,92	5,27	5,20	5,70	5,80
1C2C	3,89	5,92	6,01	5,73	5,74	5,83	5,85	5,98	5,26	5,39	5,80	5,82
2C	4,50	6,49	6,28	5,71	5,65	5,75	5,87	6,21	5,64	5,47	5,88	6,10
2CM30	4,19	6,60	6,29	5,59	5,61	5,74	5,90	6,49	5,84	5,68	5,93	6,09
M30	5,01	4,86	5,14	5,30	5,44	5,59	5,89	6,48	6,22	5,79	5,94	6,07
EM30	5,30	6,14	5,66	5,09	5,19	5,29	5,66	6,20	5,73	5,58	5,90	6,21
Total	4,40	6,02	5,89	5,49	5,52	5,62	5,78	6,14	5,58	5,48	5,82	5,96
Zona	19h	20h	21h	22h	23h	0h	1h	2h	3h	4h	5h	6h
l1C	5,22	5,11	5,07	4,71	3,85	3,23	2,79	2,14	1,64	1,31	1,22	1,86
1C	5,79	5,61	5,29	4,28	3,06	2,45	1,92	1,38	1,08	0,88	0,85	1,40
1C2C	5,71	5,54	5,18	4,21	2,98	2,41	1,80	1,21	0,93	0,73	0,72	1,35
2C	6,15	5,95	5,35	3,87	2,51	1,82	1,18	0,76	0,57	0,46	0,53	1,30
2CM30	6,19	5,97	5,17	3,62	2,45	1,81	1,20	0,77	0,57	0,46	0,52	1,30
M30	6,09	6,02	5,68	4,35	2,69	1,98	1,16	0,63	0,46	0,42	0,62	2,15
EM30	6,27	6,10	5,26	3,80	2,59	1,84	1,11	0,72	0,57	0,50	0,77	2,53
Total	5,98	5,80	5,26	4,03	2,79	2,13	1,50	1,01	0,77	0,63	0,71	1,68

Para obtener el porcentaje total de vehículos que transitan por las diferentes zonas de la ciudad durante el día, la tarde y la noche, no hay más que sumar los datos de la tabla anterior, llegándose así a la siguiente tabla.

Tabla 27 Porcentajes de distribución diaria del tráfico en Madrid por franja horaria en 2006

Zona	Día (7:00 a 19:00)	Tarde (19:00 a 23:00)	Noche (23:00 a 7:00)
l1C	61,81	20,11	18,04
1C	66,02	20,97	13,02
1C2C	67,22	20,64	12,13
2C	69,55	21,32	9,13
2CM30	69,95	20,95	9,08
M30	67,73	22,14	10,11
EM30	67,95	21,43	10,63
Total	67,70	21,07	11,22

La tabla siguiente muestra cómo se divide el tráfico por tipo de vehículos, sumando en la columna de totales el porcentaje de ligeros y pesados.

Tabla 28 Porcentajes de distribución del tráfico en Madrid por tipo de vehículo en 2006 (AMAD, 2007)

Zona	Autobuses	Camiones	Total pesados	Taxis	Ligeros	Total ligeros
l1C	3,54	8,38	11,92	18,38	69,58	87,96
1C	2,11	6,38	8,49	14,69	76,82	91,51
1C2C	2,21	5,63	7,84	15,13	77,03	92,16

Zona	Autobuses	Camiones	Total pesados	Taxis	Ligeros	Total ligeros
2C	1,97	5,84	7,81	9,68	82,11	91,79
2CM30	2,27	6,38	8,65	9,83	81,45	91,28
M30	0,79	5,13	5,92	2,89	91,09	93,98
EM30	2,66	8,48	11,14	6,09	82,56	88,65
Total	3,54	8,38	11,92	18,38	69,58	87,96

Con las tablas anteriores se confecciona la tabla con los porcentajes de vehículos por zona, por franja horaria y por tipo de vehículo.

Tabla 29 Porcentajes del tráfico en Madrid por franja horaria, zona y tipo de vehículo en 2006

Zona	Día		Tarde		Noche	
	Pesados	Ligeros	Pesados	Ligeros	Pesados	Ligeros
I1C	7,368	54,368	2,397	17,689	2,150	15,868
1C	5,605	60,415	1,780	19,190	1,105	11,915
1C2C	5,270	61,950	1,618	19,022	0,951	11,179
2C	5,432	63,840	1,665	19,570	0,713	8,380
2CM30	6,051	63,850	1,812	19,123	0,785	8,288
M30	4,010	63,653	1,311	20,807	0,599	9,501
EM30	7,570	60,238	2,387	18,998	1,184	9,423
Total	6,594	61,086	2,052	19,011	1,093	10,124

Finalmente, con los datos de Intensidad Media Diaria (IMD) por zonas (Tabla 30), se calcula el flujo de vehículos en las unidades apropiadas para el cálculo del impacto en el modelo propuesto (Tabla 31). En el anuario (AMAD, 2007), se define IMD como *'el número de vehículos en 24 horas de día laborable medio del período de referencia (mes o año), medido en el conjunto de estaciones de aforo fijas del ayuntamiento (13 itinerarios distintos, con arreglo a un programa, con objeto de calcular medias de circulación por tramos)'*.

Tabla 30 IMD por zona en Madrid en 2006 (AMAD, 2007)

Zona	IMD (vhc/día)
I1C	169762,00
1C	373007,67
1C2C	495297,50
2C	290992,67
2CM30	550654,42
M30	217723,83
EM30	489329,25

Tabla 31 Flujo de vehículos (vhc/s) por zona, franja horaria y tipo de vehículo en Madrid en 2006

Zona	Día		Tarde		Noche	
	Pesados	Ligeros	Pesados	Ligeros	Pesados	Ligeros
I1C	0,144764	1,068245	0,047099	0,347555	0,042251	0,311780
1C	0,241984	2,608243	0,076862	0,828459	0,047722	0,514379
1C2C	0,302111	3,551349	0,092764	1,090447	0,054517	0,640849
2C	0,182943	2,150111	0,056080	0,659099	0,024015	0,282250
2CM30	0,385629	4,069385	0,115496	1,218779	0,050057	0,528235
M30	0,101040	1,604016	0,033029	0,524331	0,015082	0,239430
EM30	0,428708	3,411581	0,135206	1,075941	0,067067	0,533703

6.6.1.3 Resultados

Para conseguir los datos de niveles de ruido equivalente, se han introducido en el modelo IMAGINE los datos necesarios, es decir, los datos del flujo de vehículos y los de velocidad obteniendo los siguientes valores de niveles de ruido.

Tabla 32 Nivel sonoro de emisión equivalente ($L_{w,eq}$) por franja horaria y zona del flujo de vehículos en Madrid en 2006

Zona	$L_{w,eq}$ (dB(A)/m) por franja horaria		
	Día	Tarde	Noche
I1C	61,8328745	56,9578118	56,4863271
1C	64,4171261	59,4363552	57,3664807
1C2C	65,5397579	60,4118698	58,1033809
2C	63,4458909	58,3107915	54,6276273
2CM30	66,4464934	61,2104565	57,5794747
M30	63,1681408	58,3121062	54,9078416

Una vez se obtienen los valores de emisión para los flujos iniciales, éstos se recalculan suponiendo un aumento en el flujo de vehículos pequeño y proporcional al inicial en cada categoría (ΔQ_i , $i =$ ligero, pesado), tipo de vía y franja horaria, de la misma forma que el modelo de Müller-Wenk (1999, 2002, 2004). En este caso de aplicación a Madrid, se ha tomado el mismo aumento que ha tomado el autor (Müller-Wenk, 2002) sin considerar las deficiencias explicadas en el apartado 6.5.3, por lo que se ha considerado un incremento de 0,057% durante el día y la tarde y de 0,366% durante la noche, para cumplir así el modelo propuesto por el autor. Del resto de los niveles de emisión correspondientes obtendremos un valor del incremento $\Delta L_{w,eq}$ para cada categoría y tipo de vía.

Puesto que el valor del indicador está referido al viaje adicional de un vkm por cada tipo de vehículos, es necesario calcular los vkm asociados al incremento considerado. La cantidad de vkm adicionales se obtiene de la

multiplicación de la longitud de cada vía, el incremento correspondiente de flujo de vehículos y el número de segundos por año correspondientes a cada franja horaria.

Como paso final, se obtienen valores medios de los $\Delta L_{w,eq}$ para cada franja horaria y se suman los vkm de cada vía obteniendo un valor de vkm total. De la división de ambos valores se obtiene el valor de $L_{w,eq}$ por vkm por cada aumento del flujo de cada categoría de vehículo y franja horaria. En las tablas siguientes se reflejan los cálculos, cuyos resultados se muestran de forma resumida en la Tabla 36.

Tabla 33 Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante el día en Madrid en 2006

Zona	I1C	1C	1C2C	2C	2CM30	M30	EM30
L (km)	40,79	45,87	139,58	33,33	238,41	36,71	750,71
Q_{lig} (vhc/s)	1,068244597	2,608243244	3,551349115	2,150110629	4,069384576	1,604016184	3,112710393
Q_{pes} (vhc/s)	0,144764388	0,24198432	0,302111296	0,182943284	0,385628578	0,10104039	0,39115165
$L_{w,eq}$	61,83287449	64,41712609	65,53975793	63,44589087	66,44649339	63,16814084	68,28206664
ΔQ_{lig}	0,000608899	0,001486699	0,002024269	0,001225563	0,002319549	0,000914289	0,001774245
$L_{w,eq, \Delta lig}$	61,8336463	64,41817732	65,54084865	63,44702877	66,44755591	63,16966346	68,28324176
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig}$	0,000771806	0,00105123	0,001090722	0,001137907	0,001062519	0,001522625	0,001175118
vkm	391677,9376	1075296,663	4455368,043	644091,528	8719762,764	529230,1738	21002223,52
$\Delta L_{w,eq, med lig}$				0,00111599			
vkm total				36817650,63			
$L_{w,eq, vkm lig}$				3,30113E-11			
ΔQ_{pes}	8,25157E-05	0,000137931	0,000172203	0,000104278	0,000219808	5,7593E-05	0,000222956
$L_{w,eq, \Delta pes}$	61,83457776	64,41854998	65,54114233	63,44722808	66,44790599	63,16909332	68,28336665
$\Delta L_{w,eq, \Delta pes}$	0,00170327	0,001423887	0,001384398	0,001337216	0,0014126	0,000952482	0,001300007
vkm	53078,68367	99762,5251	379015,6842	54802,86342	826314,0656	33337,33378	2639196,504
$\Delta L_{w,eq, med pes}$				0,001359123			
vkm total				4085507,659			
$L_{w,eq, vkm pes}$				3,32669E-10			

Tabla 34 Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante la tarde en Madrid en 2006

Zona	I1C	1C	1C2C	2C	2CM30	M30	EM30
L (km)	40,795	45,87	139,585	33,33	238,41	36,71	750,715
Q_{lig} (vhc/s)	0,347555393	0,828458964	1,09044698	0,65909933	1,21877923	0,5243307	0,98168335
Q_{pes} (vhc/s)	0,047099367	0,076861727	0,09276372	0,05607981	0,11549562	0,03302871	0,123361
$L_{w,eq}$	56,9578118	59,43635519	60,4118698	58,3107915	61,2104565	58,3121062	63,2703937
ΔQ_{lig}	0,000198107	0,000472222	0,00062155	0,00037569	0,0006947	0,00029887	0,00055956
$L_{w,eq, \Delta lig}$	56,95858313	59,43740642	60,4129605	58,3119294	61,211519	58,3136289	63,2715689
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig}$	0,000771324	0,00105123	0,00109072	0,00113791	0,00106252	0,00152262	0,00117512
vkm	42477,71841	113849,1923	456009,106	65813,7138	870521,944	57666,0074	2207886,44
$\Delta L_{w,eq, med lig}$				0,001115921			
vkm total				3814224,119			
$L_{w,eq, vkm lig}$				2,92568E-10			
ΔQ_{pes}	2,68466E-05	4,38112E-05	5,2875E-05	3,1965E-05	6,5833E-05	1,8826E-05	7,0316E-05
$L_{w,eq, \Delta pes}$	56,95951414	59,43777908	60,4132542	58,3121287	61,2118691	58,3130587	63,2716937
$\Delta L_{w,eq, \Delta pes}$	0,001702334	0,001423887	0,0013844	0,00133722	0,0014126	0,00095248	0,00130001
vkm	5756,416592	10562,55756	38792,4413	5599,79414	82493,5891	3632,5044	277449,012
$\Delta L_{w,eq, med pes}$				0,001358989			
vkm total				424286,315			
$L_{w,eq, vkm pes}$				3,20300E-09			

Tabla 35 Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante la noche en Madrid en 2006

Zona	I1C	1C	1C2C	2C	2CM30	M30	EM30
L (km)	40,795	45,87	139,585	33,33	238,41	36,71	750,715
Q_{lig} (vhc/s)	0,31178017	0,51437939	0,64084893	0,28225032	0,52823462	0,23943014	0,48694792
Q_{pes} (vhc/s)	0,04225125	0,04772245	0,05451666	0,02401542	0,05005729	0,01508221	0,0611912
$L_{w,eq}$	56,4863271	57,3664807	58,1033809	54,6276273	57,5794747	54,9078416	60,2255047
ΔQ_{lig}	0,00114112	0,00188263	0,00234551	0,00103304	0,00193334	0,00087631	0,00178223
$L_{w,eq, \Delta lig}$	56,4912776	57,3732263	58,1103797	54,6349287	57,5862927	54,9176092	60,2330446
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig}$	0,00495047	0,00674558	0,00699882	0,00730138	0,00681797	0,00976758	0,00753997
vkm	489352,566	907776,076	3441603,61	361939,682	4845267,62	338165,772	14064492
$\Delta L_{w,eq,med lig}$				0,00716025			
vkm total				24448597,3			
$L_{w,eq, vkm lig}$				2,9287E-10			
ΔQ_{pes}	0,00015464	0,00017466	0,00019953	8,7896E-05	0,00018321	5,5201E-05	0,00022396
$L_{w,eq, \Delta pes}$	56,4972461	57,3756155	58,1122625	54,6362065	57,5885371	54,9139539	60,2338453
$\Delta L_{w,eq, \Delta pes}$	0,010919	0,00913474	0,00888162	0,00857918	0,00906239	0,00611231	0,00834065
vkm	66315,1726	84220,5102	292775,307	30795,8265	459153,866	21301,7809	1767382,3
$\Delta L_{w,eq,med pes}$				0,00871856			
vkm total				2721944,76			
$L_{w,eq, vkm pes}$				3,2031E-09			

Tabla 36 Resumen del incremento del nivel de ruido calculado por vkm en la ciudad de Madrid por categoría de vehículo y franja horaria, en 2006

Categoría	Franja horaria	$L_{w,eq, por vkm}$
Ligeros	Día	3,03113E-11
	Tarde	2,92568E-10
	Noche	2,9287E-10
Pesados	Día	3,32669E-10
	Tarde	3,20300E-09
	Noche	3,20306E-09

Para obtener las unidades de impacto, es decir, los DALY, es necesario conseguir datos de afectación del ruido a la población. En primer lugar hay que tener en cuenta los datos de personas afectadas a los niveles superiores de ruido. Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) toma los valores de 55 dB (A) para el periodo diurno y 45 dB (A) para la noche como niveles de ruido umbral (es decir, niveles equivalentes a partir de los cuales se ven afectadas las personas). Según la OMS (Berglund et al., 2000), son perjudiciales para el ser humano (mayor de 55 dB(A) durante la noche y mayor de 65 dB(A) durante el día), por tanto, éstos serán los valores a partir de los cuales se considerará que la población que está afectada por el ruido.

Los valores de afectados en Madrid considerados se han tomado del estudio realizado en 2002 por García Sanz & Garrido (2003). Según estos autores, el 69,0% de la población está afectada por valores mayores de 65 dB (A) durante el día y el 94,4% por valores superiores a 55 dB (A) durante el período nocturno. La aplicación de los resultados del estudio citado se

encuentran en la Tabla 37 (Población de Madrid a enero de 2006: 3.128.600 habitantes. Fuente: INE).

Tabla 37 Población afectada en Madrid, en 2002 por el ruido del tráfico (García Sanz & Garrido, 2003)

Franja horaria	Día	Tarde	Noche
Nivel ruido umbral [dB(A)]	> 65	> 65	> 55
% afectados	69,0	69,0	94,5
Población afectada	2.158.734	2.158.734	2.956.527

Posteriormente, se deben calcular los casos adicionales de perturbación (personas afectadas) por cada decibelio adicional. Martín et al. (2006) han realizado en un estudio en la ciudad de Valladolid en 2002 sobre las relaciones entre la molestia del ruido del tráfico y los costes asociados. De dicho estudio se pueden obtener unos valores del análisis exposición-efecto a partir de la Figura 29, calculando, mediante regresión lineal, la pendiente desde los valores de nivel de ruido a partir de los cuales es perjudicial el ruido, tanto para el día como para la noche (teniendo en cuenta L_{dn}). De la pendiente se obtiene un valor del 3% de afectados por cada dB de incremento del nivel de ruido equivalente respecto del nivel de partida.

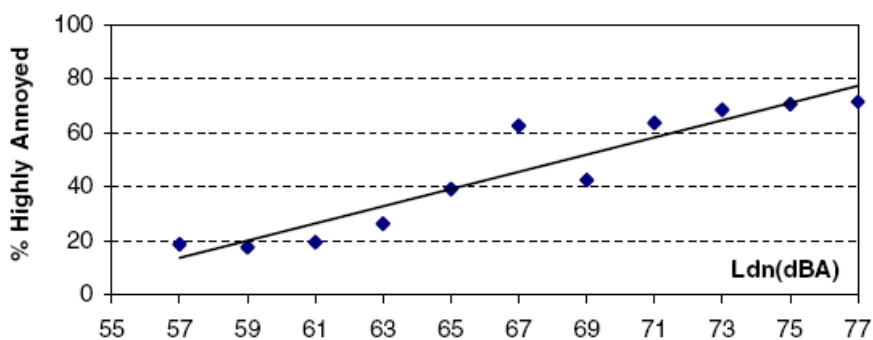


Figura 29 Porcentaje de población altamente molesta por el ruido del tráfico en función de L_{dn} (Martín et al., 2006)

Finalmente, es necesario calcular los datos de los pesos de discapacidad (DW) que asociados al ruido durante el día, la tarde y la noche. A falta de los valores publicados por la propia OMS –que no considera el impacto del ruido ambiental– se toman los resultados de Müller-Wenk (1999, 2002, 2004). Éstos están basados en las respuestas a un cuestionario formulado a un panel de médicos especialistas siguiendo una metodología comparable a la de la OMS, de las cuales se obtuvieron unos valores de DW de 0,033 y 0,055 para la perturbación en la comunicación oral y en el sueño, respectivamente.

Considerando todo lo anteriormente expuesto, de la multiplicación de todos los valores obtenidos, se obtiene el valor de los DALY por vkm de cada categoría de vehículos y cada franja horaria, según la tabla siguiente.

Tabla 38 DALY por vkm en Madrid por categoría y franja horaria

Categoría	Ligeros	Pesados
DÍA		
$L_{w,eq, por vkm}$ (dB)	3,03113E-11	3,32669E-10
Personas expuestas	2.158.734	2.158.734
Δ Casos por dB adicional	3,00E-02	3,00E-02
$DW_{comunicación}$	0,033	0,033
DALY por vkm, día	6,48E-08	7,11E-07
TARDE		
$L_{w,eq, por vkm}$ (dB)	2,92568E-10	3,203E-09
Personas expuestas	2.158.734	2.158.734
Δ Casos por dB adicional	3,00E-02	3,00E-02
$DW_{comunicación}$	0,033	0,033
DALY por vkm, tarde	6,25E-07	6,85E-06
NOCHE		
$L_{w,eq, por vkm}$ (dB)	2,9287E-10	3,20306E-09
Personas expuestas	2.956.527	2.956.527
Δ Casos por dB adicional	3,00E-02	3,00E-02
$DW_{sueño}$	0,055	0,055
DALY por vkm, noche	1,43E-06	1,56E-05

6.6.2 Daños sobre la salud del ruido del tráfico en España

6.6.2.1 Ámbito de aplicación

Para considerar los efectos nocivos del ruido sobre la salud humana causados por el tráfico en España se ha tenido en cuenta el tráfico que fluye por tres zonas diferentes de afectación, según la nomenclatura definida en el anuario del Ministerio de Fomento (MFOM, 2007a):

- Vías de gran capacidad o grandes ejes viarios, entre las que se incluyen las autopistas, las autovías y las vías de doble calzada.
- El resto de la red, que incluyen las carreteras nacionales, autonómicas y provinciales de un único carril por sentido de la circulación.
- Vías interurbanas que se encuentran anejas a las ciudades y las vías urbanas o municipales, ambas dependientes exclusivamente de los ayuntamientos.

6.6.2.2 Cálculos

Para calcular la emisión de ruido que provoca cada categoría de vehículo según el modelo IMAGINE, se deben tratar y adecuar de forma que puedan ser introducidos en dicho modelo.

Atendiendo a criterios de disponibilidad y calidad de los datos, sólo se han tenido en cuenta las categorías de vehículos 1, 3, 4b y 4a (únicamente en zonas urbanas), correspondientes a turismos y furgonetas (categoría 1 -C1-), camiones y autobuses (categoría 3 -C3-), motocicletas (categoría 4b -C4b-), y ciclomotores (categoría 4a - C4a -).

Velocidades

La velocidad de cada categoría de vehículo definida anteriormente y tipo de vía se han estimado a partir del estudio de Burón et al. (2004), según se refleja en la Tabla 39.

Tabla 39 Velocidades medias (km/h) consideradas para cada categoría de vehículo y diferentes escenarios de conducción

Categoría	Grandes ejes viarios	Resto de la red	Vías interurbanas y urbanas*
C1	102	77	40
C3	80	60	40
C4b	102	77	-
C4a	-	-	40

*Se ha considerado la velocidad máxima permitida de 40 km/h.

Flujo de vehículos por categoría, tipo de vía y franja horaria

Los datos de flujo o tráfico de vehículos por categoría y tipo de vía se encuentran disponibles en MFOM (2007a, 2007b) de la forma siguiente:

Tabla 40 Tráfico en el conjunto de la red por tipo de vía (MFOM, 2007a, 2007b)

Tipo de vía	Tráfico de vehículos		% vehículos pesados
	Vehículos/día	Vehículos/s	
Autopistas	25.360,3	0,293	14,4
Autovías	27.817,8	0,322	16,1
Doble calzada	24.265,2	0,281	9,5
Resto de la red	2.014,7	0,023	10,6
Interurbanas y urbanas*	30.000,0	0,347	13,0

*Se ha supuesto un valor de IMD de 30.000 vehículos, según los datos de IMD de tráfico de las ciudades pequeñas y medias españolas (MFOM, 2007b).

Estos datos se han tratado para su inclusión en el modelo de forma que el flujo de pesados de la tabla anterior corresponderá a la C3. El resto (ligeros) corresponde a la suma de las C1 y C4, que se ha repartido según los datos disponibles sobre la composición del parque nacional de vehículos.

Tabla 41 Parque nacional de vehículos (MFOM, 2007a)

Tipo de vehículo	Categoría	Flota	Porcentaje (%)
Turismos	C1	20.908.725	92
Furgonetas	C3	2.452.979*	
Motocicletas (autopistas, autovías y resto de la red)	C4b	2.050.531	8
Ciclomotores (vías interurbanas y urbanas)	C4a	2.460.637	

*Se ha extrapolado el valor de 2005, que era del 10,5% referido a turismos.

Si los datos anteriores se cruzan con los obtenidos anteriormente para el tráfico de Madrid (Tabla 27), se obtienen unos porcentajes de 67,70% por el día (de 07:00 a 19:00 horas), 21,07% por la tarde (de 19:00 a 23:00 horas) y 11,22% por la noche (de 23:00 a 07:00 horas), se obtiene la tabla siguiente con los valores de flujo de vehículos en el formato requerido para su inclusión en el modelo IMAGINE.

Tabla 42 Flujo de vehículos en España por tipo de vía, categoría y franja horaria en 2006

Tipo de vía	Categoría	Vehículos/s		
		Día	Tarde	Noche
Gran capacidad	C1	0,485	0,153	0,076
	C3	0,082	0,026	0,013
	C4b	0,042	0,013	0,007
Resto de la red	C1	0,013	0,004	0,002
	C3	1,679E-03	5,297E-04	2,625E-04
	C4b	1,133E-03	3,574E-04	1,771E-04
Vías interurbanas y urbanas	C1	8,995E-04	2,836E-04	1,405E-04
	C3	1,461E-04	4,607E-05	2,283E-05
	C4a	1,168E-05	3,686E-06	1,826E-06

Población española expuesta a niveles excesivos de ruido

Se ha procedido al cálculo de la población expuesta de los datos de varias ciudades de España en las que se ha realizado un estudio del nivel acústico mediante mapas de ruido. Los mapas de ruido de las ciudades reflejan básicamente el ruido que causa el tráfico rodado. Por lo tanto, se asume que la totalidad de la población expuesta lo está por el ruido asociado al tráfico rodado (MMA, 2006).

Las fuentes de datos han sido las siguientes:

- García-Sanz & Garrido (2003) han realizado un inventario de mapas de ruido de varias ciudades españolas. Se han centrado en aquellas ciudades que actualmente han puesto en marcha mapas de ruido, y que tienen una información de calidad que permite separar los niveles de ruido del día y de la noche, así como el ruido por espacios o zonas. Han sido objeto de análisis las ciudades de Madrid, Barcelona,

Valencia, Zaragoza, Bilbao, Ávila, Palencia, Salamanca, Segovia y Zamora.

- El Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz (García & Bañuelos, 2004) también dispone del mapa de ruido de 2004 diferenciado entre el causado por el ferrocarril y el asociado al tráfico rodado.
- La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CMAJA, 2006) publica anualmente los niveles de ruido soportados por porcentaje de población en municipios andaluces de más de 50.000 habitantes (Tabla 43).

Tabla 43 Población de ciudades andaluzas con un número de habitantes mayor de 50.000 (datos del INE)

Ciudad	Habitantes	Ciudad	Habitantes
Algeciras	112.937	Roquetas de Mar	71.740
Cádiz	130.561	Alcalá de Guadaira	66.990
Jerez de la Frontera	199.544	Dos Hermanas	114.672
El Puerto de Sta. María	83.101	Sevilla	704.414
San Fernando	93.544	Benalmádena	50.298
Córdoba	322.867	Estepona	58.603
Granada	237.929	Fuengirola	63.899
Motril	57.895	Málaga	560.631
Jaén	116.769	Marbella	125.519
Huelva	145.763	Mijas	61.147
Almería	185.309	Torremolinos	58.683
El Ejido	75.969	Vélez-Málaga	67.697
TOTAL			3.766.481

En la Tabla 44 se muestran los porcentajes de población que está expuesta a niveles superiores de ruido a los que marca como umbral la OMS (Berglund et al., 2000) para el día y para la noche (65 y 55 dB (A), respectivamente). En la última fila se muestra la media ponderada.

Tabla 44 Porcentajes de población expuesta a niveles excesivos de ruido en diversas ciudades españolas

Ciudad (año de estudio)	Habitantes	% afectados día	% afectados noche
Madrid (2002)	3.128.600	69,0	94,5
Barcelona (1997)	1.605.602	57,0	78,6
Valencia (2002)	805.304	86,6	-
Zaragoza (2001)	649.181	26,9	37,8
Bilbao (2000)	354.145	28,9	38,2
Ávila (1999)	53.272	33,9	19,2
Palencia (1999)	82.263	39,4	32,5
Salamanca (1999)	159.754	34,0	44,0
Segovia (1999)	55.476	29,5	25,3
Zamora (1999)	66.135	28,1	29,5

Ciudad (año de estudio)	Habitantes	% afectados día	% afectados noche
Vitoria (2004)	227.568	31,4	35,9
Ciudades andaluzas (1997)	3.766.481	61,9	80,1
Total y % medios	10.953.781	60,2	71,6

6.6.2.3 Resultados

Los datos del flujo de vehículos se han introducido en el modelo, junto con los de velocidad, obteniéndose los siguientes valores de niveles de ruido.

Tabla 45 Nivel sonoro de emisión ($L_{w,eq}$) por franja horaria y tipo de vía del flujo de vehículos en España en 2006

Tipo de vía	$L_{w,eq}$ (dB/m) por franja horaria		
	Día	Tarde	Noche
Gran capacidad	63,22877793	57,95050981	54,90154035
Resto de la red	45,4905434	40,28323123	37,36771052
Vías interurbanas y urbanas	55,53521248	50,52508375	49,0608396

Una vez se obtienen los valores de emisión, se recalculan los mismos con un aumento en el flujo de vehículos proporcional al inicial en cada categoría (ΔQ_i , $i = C1, C3, C4b$ y $C4a$), tipo de vía y franja horaria, según la metodología propuesta por Müller-Wenk (1999, 2002, 2004). En este caso de aplicación a España, se ha tomado el mismo aumento que ha tomado el autor (Müller-Wenk, 2002) considerando un valor de aumento proporcional del flujo de vehículos del 0,057% durante el día y la tarde y del 0,366% durante la noche, al igual que en el caso de Madrid. De la resta de estos valores de emisión obtendremos un valor denominado $\Delta L_{w,eq}$ para cada categoría y tipo de vía.

Puesto que el valor del indicador está referido al viaje adicional de un vkm por cada tipo de vehículos, es necesario calcular los vkm asociados al incremento considerado. La cantidad de vkm adicionales se obtiene de la multiplicación de la longitud de cada vía, el incremento correspondiente de flujo de vehículos y el número de segundos por año correspondientes a cada franja horaria.

Como paso final, se obtienen valores medios de los $\Delta L_{w,eq}$ para cada franja horaria y se suman los vkm de cada vía obteniendo un valor de vkm total. De la división de ambos valores se obtiene el valor de $L_{w,eq}$ por vkm por cada aumento del flujo de cada categoría de vehículo y franja horaria. En las tablas siguientes se reflejan los cálculos y el resumen de resultados se muestra en la Tabla 49.

Tabla 46 Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante el día en la red de carreteras de España

Tipo de vía	Gran capacidad	Resto de la red	Vías interurbanas y urbanas
Longitud red (km)	13872	152467	489698
Q_{C1} (vhc/s)	0,484827595	0,013032011	0,188844375
Q_{C3} (vhc/s)	0,08207277	0,001679546	0,030671875
Q_{C4} (vhc/s)	0,042158921	0,001133218	0,0197055
$L_{w,eq}$ (dB(A)/m)	63,22877793	45,4905434	55,53521248
ΔQ_{C1}	0,000276352	7,42825E-06	0,000107641
$L_{w,eq, \Delta C1}$	63,22995804	45,49172393	55,53601953
$\Delta L_{w,eq, \Delta C1}$	0,001180117	0,001180529	0,00080705
vkm	60447435,08	17858244,85	831158499,8
$\Delta L_{w,eq, medio C1}$		0,001055899	
vkm total		909464179,7	
$L_{w,eq, por vkm C1}$		1,16101E-12	
ΔQ_{C3}	4,67815E-05	9,57341E-07	1,7483E-05
$L_{w,eq, \Delta C3}$	63,22980317	45,49169068	55,53670665
$\Delta L_{w,eq, \Delta C3}$	0,001025239	0,001147272	0,001494165
vkm	10232685,84	2301544,055	134995758,3
$\Delta L_{w,eq, medio C3}$		0,001222226	
vkm total		147529988,2	
$L_{w,eq, por vkm C3}$		8,28459E-12	
ΔQ_{C4}	2,40306E-05	6,45934E-07	1,12321E-05
$L_{w,eq, \Delta C4}$	63,22904776	45,49081324	55,53538641
$\Delta L_{w,eq, \Delta C4}$	0,000269831	0,000269835	0,000173921
vkm	5256298,702	1552890,856	86729582,59
$\Delta L_{w,eq, medio C4}$		0,000237863	
vkm total		93538772,14	
$L_{w,eq, por vkm C4}$		2,54293E-12	

Tabla 47 Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante la tarde en la red de carreteras de España

Tipo de vía	Gran capacidad	Resto de la red	Vías interurbanas y urbanas
Longitud red (km)	13872	152467	489698
Q_{C1} (vhc/s)	0,15290442	0,004110022	0,059557542
Q_{C3} (vhc/s)	0,025884025	0,000529694	0,009673264
Q_{C4} (vhc/s)	0,013296037	0,000357393	0,0062147
$L_{w,eq}$ (dB(A)/m)	57,95050981	40,28323123	50,52508375
ΔQ_{C1}	8,71555E-05	2,34271E-06	3,39478E-05
$L_{w,eq, \Delta C1}$	57,95176463	40,28447851	50,52588392
$\Delta L_{w,eq, \Delta C1}$	0,001254819	0,001247279	0,000800163
vkm	6354616,305	1877371,534	87376633,06
$\Delta L_{w,eq, medio C1}$		0,001100754	
vkm total		95608620,9	
$L_{w,eq, por vkm C1}$		1,15131E-11	

Tipo de vía	Gran capacidad	Resto de la red	Vías interurbanas y urbanas
ΔQ_{C3}	1,47539E-05	3,01925E-07	5,51376E-06
$L_{w,eq, \Delta C3}$	57,95144326	40,28426766	50,52657739
$\Delta L_{w,eq, \Delta C3}$	0,000933451	0,001036435	0,001493634
vkm	1075724,59	241952,853	14191607,07
$\Delta L_{w,eq, medio C3}$		0,001154507	
vkm total		15509284,51	
$L_{w,eq, por vkm C3}$		7,44397E-11	
ΔQ_{C4}	7,57874E-06	2,03714E-07	3,54238E-06
$L_{w,eq, \Delta C4}$	57,95079672	40,2835065	50,52525761
$\Delta L_{w,eq, \Delta C4}$	0,000286914	0,000275273	0,000173859
vkm	552575,3308	163249,6986	9117561,711
$\Delta L_{w,eq, medio C4}$		0,000245349	
vkm total		9833386,74	
$L_{w,eq, por vkm C4b}$		2,49506E-11	

Tabla 48 Cálculo del incremento de nivel de ruido ($L_{w,eq}$ [dB(A)/m]) por vkm durante la noche en la red de carreteras de España

Tipo de vía	Gran capacidad	Resto de la red	Vías interurbanas y urbanas
Longitud red (km)	13872	152467	489698
Q_{C1} (vhc/s)	0,075774379	0,002036791	0,02951475
Q_{C3} (vhc/s)	0,012827267	0,000262499	0,00479375
Q_{C4} (vhc/s)	0,006589076	0,000177112	0,0030798
$L_{w,eq}$ (dB(A)/m)	54,90154035	37,36771052	49,0608396
ΔQ_{C1}	0,000277334	7,45466E-06	0,000108024
$L_{w,eq, \Delta C1}$	54,9095913	37,37538018	49,07019331
$\Delta L_{w,eq, \Delta C1}$	0,008050942	0,00766966	0,009353717
vkm	40441560,37	11947823,53	556075648,3
$\Delta L_{w,eq, medio C1}$		0,008358106	
vkm total		608465032,2	
$L_{w,eq, por vkm C1}$		1,37364E-11	
ΔQ_{C3}	4,69478E-05	9,60745E-07	1,75451E-05
$L_{w,eq, \Delta C3}$	54,90753059	37,37410933	49,06655774
$\Delta L_{w,eq, \Delta C3}$	0,00599024	0,006398803	0,005718141
vkm	6846043,703	1539817,739	90317134,29
$\Delta L_{w,eq, medio C3}$		0,006035728	
vkm total		98702995,73	
$L_{w,eq, por vkm C3}$		6,11504E-11	
ΔQ_{C4}	2,4116E-05	6,48231E-07	1,12721E-05
$L_{w,eq, \Delta C4}$	54,90338231	37,3694162	49,0616146
$\Delta L_{w,eq, \Delta C4}$	0,001841954	0,001705672	0,000774999
vkm	3516657,424	1038941,177	58025285,04
$\Delta L_{w,eq, medio C4}$		0,001440875	
vkm total		62580883,64	
$L_{w,eq, por vkm C4}$		2,30242E-11	

Tabla 49 Resumen del incremento del nivel de ruido por vkm en la red de carreteras de España por categoría de vehículo y franja horaria

Categoría	Franja horaria	$L_{w,eq}$, por vkm
C1	Día	1,16101E-12
	Tarde	1,15131E-11
	Noche	1,37364E-11
C3	Día	8,28459E-12
	Tarde	7,44397E-11
	Noche	6,11504E-11
C4a y C4b	Día	2,54293E-12
	Tarde	2,49506E-11
	Noche	2,30242E-11

Para obtener las unidades de impacto, es decir, los DALY, es necesario conseguir datos de afectación del ruido a la población. En primer lugar hay que tener en cuenta los datos de personas afectadas a los niveles superiores de ruido. Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) toma los valores de 55 dB (A) para el periodo diurno y 45 dB (A) para la noche como niveles de ruido umbral (es decir, niveles equivalentes a partir de los cuales se ven afectadas las personas). Según la OMS (Berglund et al., 2000), son perjudiciales para el ser humano (mayor de 55 dB(A) durante la noche y mayor de 65 dB(A) durante el día), por tanto, éstos serán los valores a partir de los cuales se considerará que la población está afectada por el ruido.

Extrapolando los datos de la Tabla 44 de porcentaje de afectados por el ruido a todo el estado español (60,2% está afectado por valores mayores de 65 dB (A) durante el día y el 70,1% por valores superiores a 55 dB (A) durante el período nocturno), se obtienen los datos de población afectada reflejados en la Tabla 50 (población de España para Enero de 2006: 44.708.964 habitantes, según el INE).

Tabla 50 Población afectada en España por el ruido del tráfico

Franja horaria	Día	Tarde	Noche
Nivel ruido [dB(A)]	> 65	> 65	> 55
% afectados	60,2	60,2	70,1
Población afectada	26.914.796	26.914.796	32.011.618

Posteriormente, se deben calcular los casos adicionales de perturbación por personas afectadas por decibelio adicional. Para ello, se tomarán los datos del estudio de Martín et al. (2006) cuyo valor porcentual era del 3%.

Por tanto, de la multiplicación de todos los valores obtenidos, se obtiene el valor de los DALY por vkm de cada categoría de vehículos y cada franja horaria, según la tabla siguiente.

Tabla 51 DALY por vkm en España por categoría y franja horaria

Categoría	C1	C3	C4a y C4b
DÍA			
$L_{w,eq}$, por vkm	1,16101E-12	8,28459E-12	2,54293E-12
Personas expuestas	26914796	26914796	26914796
Δ Casos por dB	3E-02	3E-02	3E-02
DW _{comunicación}	0,033	0,033	0,033
DALY_{por vkm, día}	3,09E-08	2,21E-07	6,78E-08
TARDE			
$L_{w,eq}$, por vkm	1,15131E-11	7,44397E-11	2,49506E-11
Personas expuestas	26914796	26914796	26914796
Δ Casos por dB	3E-02	3E-02	3E-02
DW _{comunicación}	0,033	0,033	0,033
DALY_{por vkm, tarde}	3,07E-07	1,98E-06	6,65E-07
NOCHE			
$L_{w,eq}$, por vkm	1,37364E-11	6,11504E-11	2,30242E-11
Personas expuestas	32011618	32011618	32011618
Δ Casos por dB	3E-02	3E-02	3E-02
DW _{sueño}	0,055	0,055	0,055
DALY_{por vkm, noche}	7,26E-07	3,23E-06	1,22E-06

6.7 Discusión de resultados y conclusiones

Los resultados obtenidos del daño causado por el ruido del tráfico en el ámbito global de España se comparan con los obtenidos por Müller-Wenk (2004) y los valores medios del estudio de Nakagawa et al. (2005) para Suiza y Japón respectivamente. La tabla siguiente muestra esta comparación:

Tabla 52 Comparación de los valores de DALY por vkm en Madrid, España, Suiza y Japón

Franja horaria	Día		Tarde		Noche	
	Ligeros	Pesados	Ligeros	Pesados	Ligeros	Pesados
Madrid	6,48E-08	7,11E-07	6,25E-07	6,85E-06	1,43E-06	1,56E-05
España	3,09E-08	2,21E-07	3,07E-07	1,98E-06	7,26E-07	3,23E-06
Suiza	1,30E-07	1,30E-06	-	-	2,70E-06	2,70E-05
Japón	1,10E-07	3,50E-07	-	-	0,60E-06	1,20E-06

Los valores de los DALY por vkm obtenidos en España con respecto a Suiza y Japón pueden considerarse del mismo orden aunque ligeramente menores. Esta diferencia está motivada principalmente por las distintas suposiciones a la hora de estimar la población potencialmente expuesta, ya que en el caso de Suiza (Müller-Wenk, 1999, 2002, 2004) y Japón (Nakagawa et al., 2005) los niveles de perturbación son a partir de 45 dB por la noche y 55 dB durante el día.

Lo que sí son comparables son los resultados de Madrid con el conjunto de España. En la capital el valor del impacto llega a ser hasta más del doble motivado por el mayor flujo de vehículos y número de población expuesta.

Como conclusiones previas, cabe destacar que la inclusión efectiva del ruido del tráfico como categoría de impacto en la metodología del ACV presenta algunas dificultades debidas a las características especiales del ruido como contaminante. No obstante, en el caso de la evaluación del impacto del ruido a gran escala, estas dificultades pueden sortearse empleando modelos avanzados de emisión de ruido del tráfico. En el caso de poseer datos de calidad sobre los flujos de tráfico pormenorizados por tipo de vehículo, la aplicación de modelos como IMAGINE puede ayudar a mejorar la calidad y la fiabilidad de los cálculos.

La aplicación de una estrategia de cálculo incremental permite obtener, para los principales modelos de emisión de ruido del tráfico y de forma muy precisa, el incremento de ruido asociado a variaciones en el flujo de un tipo de vehículos.

Si en las aplicaciones de la metodología se considerase una reducción en el flujo del tráfico, obviamente se produciría un decremento del nivel sonoro equivalente, lo que conllevaría a un efecto favorable sobre la salud humana. De la misma forma ocurriría al disminuir la velocidad de circulación de los vehículos. Así, el flujo del tráfico y la velocidad de circulación son las principales variables sobre las que se puede actuar para reducir los niveles sonoros equivalentes hasta conseguir mantenerlos dentro de los límites aceptables. Estas variables son las más viables a la hora de establecer medidas correctoras para la mejora de la situación acústica. Otra de las formas de atenuar el ruido pueden ser las pantallas acústicas, aunque en algunos casos no puede ser la mejor solución debido a su impacto estético. Por otro lado, la implantación de superficies de rodadura absorbentes (asfaltos porosos) supone una gran inversión y acarrea elevados costes de mantenimiento. Además, su capacidad de atenuación es limitada, y su relación de costes y beneficios es alta, constituyendo una medida inviable en la mayoría de los casos. A todo lo anterior habría que sumarle el impacto que supone la obra civil.

Como conclusión final, cabe destacar que se ha podido desarrollar un indicador que mide el impacto que causa el ruido sobre el ser humano y que se puede adaptar a los estudios de ACV. El mismo se puede denominar 'Daño a la salud humana causado por el ruido de los vehículos' y se puede medir en DALY, unidad utilizada por la OMS para cuantificar el impacto sobre la salud de las personas. Hay que recordar que, hasta el momento, los indicadores que la mayoría de organizaciones e instituciones han desarrollado en esta categoría se correspondían con la cuantificación del número de personas

expuestas a determinados niveles de ruido, número de personas molestas o, simplemente, valores de nivel de ruido de determinadas fuentes.

Capítulo 7. Desarrollo y aplicación de la categoría de uso de suelo

7.1 Introducción

En este capítulo se muestra el desarrollo de la metodología para cuantificar y aplicar la categoría de impacto del uso del suelo en los estudios de ACV. Para ello, y tras una breve introducción de la problemática, en primer lugar se presentan las diversas y dispares metodologías existentes para cuantificar el impacto de esta categoría y de cómo se adaptan a los ACV.

A continuación, se identifican las metodologías más relevantes y los principales impactos que puede causar esta categoría, los cuales se relacionan mediante el uso de técnicas de decisión multicriterio. Con ello se logra desarrollar un método que evalúa de forma porcentual el impacto sobre el uso del suelo al realizar una transformación en el mismo.

Finalmente se aplica en el caso hipotético de una transformación de uso de suelo en distintas zonas de España.

7.2 La categoría de uso de suelo en los ACV

El uso del suelo es la principal causa directa de muchos de los impactos de los sistemas de producción. Existe un amplio consenso en que se trata de la principal causa de degradación de la diversidad biológica, además de que la inadecuada gestión del mismo es un factor principal para la reducción de la capacidad de producción biológica del terreno (Milà i Canals, 2007a).

El término uso del suelo tradicionalmente se utiliza para denotar una clasificación de las actividades humanas que ocupan superficie de suelo. En el campo del ACV, este término, o bien, el impacto del uso del suelo han sido utilizados para denotar impactos medioambientales referidos a ocupación y transformación física de áreas de terreno (Lindeijer, 2000a).

En los estudios destinados a evaluar el impacto ambiental de productos o procesos mediante la aplicación del ACV, la categoría de impacto sobre el uso del suelo no siempre se incluye o no se adecúa a la realización de dichas evaluaciones. Esta circunstancia, junto con la escasa disponibilidad de datos, ha motivado que la aplicación de los indicadores de uso del suelo resulte, todavía hoy en día, compleja, debido a que existe una gran indefinición sobre los parámetros a considerar y la metodología a seguir.

El uso del suelo, ya sea para agricultura, recursos forestales, recursos mineros, construcción de viviendas, industria, infraestructuras, etc., conlleva

impactos medioambientales sustanciales, particularmente los que afectan a la biodiversidad y a la calidad del mismo.

Varios autores han revisado los diferentes indicadores para el cálculo del impacto del uso del suelo y su consideración con el ACV. Sin embargo, no existe hasta la fecha un consenso en cuanto a la forma en que los impactos causados por el uso del suelo pueden ser incorporados en el ACV.

En los primeros estudios, la evaluación se realizaba en base a la superficie de terreno ocupada. La categoría de impacto de uso del suelo se relacionaba con el área ocupada usada en relación con el ciclo de vida de un producto o sistema, calculada sin pretender distinguir entre las diferentes formas de uso de tierra y sin considerar el estado original del suelo. Existía consenso en combinar esta ocupación con el tiempo durante el cual se realizan las actividades humanas, por tanto, se añadía a la extensión ocupada el período de tiempo durante el cual se ejercía la actividad, midiéndose el impacto en términos de área multiplicada por tiempo (Lindeijer, 2000a). Pero este valor de ocupación debe estar acompañado de una evaluación cualitativa de los cambios que sufre el suelo como consecuencia de su uso. Con carácter internacional se acepta que la fase de inventario de ciclo de vida debe centrarse en dos aspectos del uso del suelo: el área ocupada y los cambios que se producen en la calidad del suelo. Aparecen así dos conceptos: ocupación y transformación del suelo (Lindeijer, 2000a; Antón, 2004), como se muestra en la Figura 30.

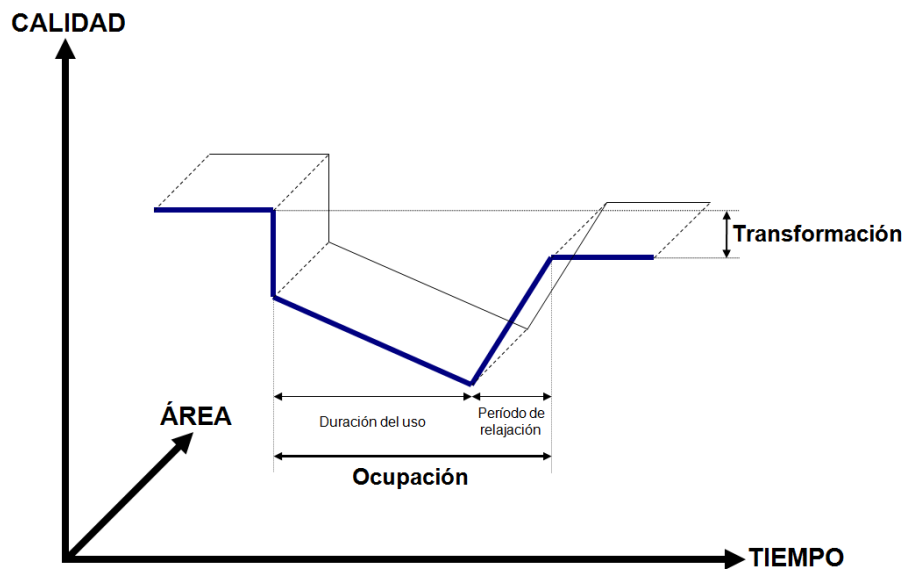


Figura 30 Diagrama de los impactos sobre la ocupación y la transformación del suelo causados por el uso del mismo, adaptación de Guinée (2002)

La ocupación se refiere al impacto que se produce sobre la flora, fauna, suelo y/o superficie de suelo para producir una cierta salida o producción (actividad humana), pudiéndose incluir el tiempo de restauración o relajación. El impacto de ocupación se expresará en unidades de un parámetro de calidad (en función del nivel de referencia) previamente establecido, m^2 y año.

La transformación es el proceso por el que se produce un cambio en la flora, fauna, suelo y/o superficie de suelo de un estado original a otro estado alterado. Este estado alterado puede ser temporal. Así cuando en el tiempo acaba la actividad humana, surge una etapa de transición, con o sin intervención humana, al final de la cual se llega a un nuevo estado que puede ser igual, inferior o superior en cuanto a la calidad del estado inicial. El cambio entre el estado inicial y el final será el impacto de transformación y se expresa en unidades de un parámetro de calidad previamente establecido y m^2 .

Goedkoop & Spriensma (2001) definen los mismos parámetros en la metodología Eco-Indicador 99. De esta forma determinan:

- **Ocupación.** Impacto que se produce porque una determinada área no vuelve a su estado original, definido como:

$$\text{Ec. (33)} \quad EQ_{oc} = f(A, t, Q)$$

- **Transformación.** Impacto que se produce en una determinada área por un cambio temporal de uso que puede ser reversible o no, definido como:

$$\text{Ec. (34)} \quad EQ_{tr} = f(A, \Delta Q)$$

siendo EQ_{oc} y EQ_{tr} los impactos sobre la calidad del ecosistema medido en unidades de calidad $\cdot m^2 \cdot \text{año}$, A el área ocupada en m^2 , t el tiempo en años y Q el indicador de calidad.

Algunos autores han realizado inventarios de los métodos de análisis y evaluación de este impacto (Lindeijer et al., 1998; Cowell & Lindeijer, 2000a; van der Voet, 2001; Milà i Canals, 2003; Antón et al., 2007; Guinée et al., 2006). La regla general que han seguido para diferenciar los impactos principales que causa el uso del suelo ha sido considerar la biodiversidad y la fertilidad del terreno como los aspectos más fuertemente perjudicados.

No obstante, los últimos estudios y discusiones realizados por expertos como Milà i Canals et al. (2007b) recomiendan como principales daños producidos por el uso del suelo que deberían considerarse en cualquier método de

evaluación de impacto los producidos sobre el medio ambiente natural y sobre los recursos naturales; más concretamente, los producidos sobre la biodiversidad, el potencial de producción biótica (incluyendo la fertilidad del suelo y el valor de uso de la biodiversidad) y la calidad ecológica del terreno (incluyendo las funciones de soporte vital del terreno distintas de la producción biótica o de biomasa del mismo, ya sea como elemento del ciclo del agua, carbono y nutrientes, como filtro de contaminantes químicos o como hábitat de flora y fauna). Además, consideran muy importante la diferenciación biogeográfica a la hora de realizar un análisis de impacto ya que un mismo tipo de intervención puede tener diferentes consecuencias dependiendo de la calidad y las características inherentes del suelo afectado.

A continuación se describe una visión general de las metodologías principales desarrolladas hasta el momento, resumidas en la Tabla 54.

7.3 Impacto sobre la biodiversidad

La biodiversidad puede definirse como la variedad de plantas y de vida animal en un hábitat particular, incluyendo la diversidad de ecosistemas (variedad de hábitats en una región o el mosaico de pequeñas parcelas encontrados dentro de un paisaje), diversidad genética (combinación de diferentes genes encontrados dentro de una población de especies singulares, y la pauta de variación encontrada dentro de diferentes poblaciones de una misma especie) y la diversidad de especies (variedad y abundancia de diferentes tipos de organismos que habitan un área determinada).

Por regla general, las metodologías que miden el impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad suelen medir el número de especies o densidad de plantas vasculares, las cuales son representativas de la diversidad de especies, en general, en un determinado tipo de suelo. Los trabajos de Barthlott et al. (1996, 1999) han mostrado una fuerte correlación entre el número de especies de plantas vasculares y la abundancia de otras especies de animales y plantas. La razón principal de elegir la diversidad de plantas vasculares como el indicador para la biodiversidad radica en que se trata del único indicador para el que se poseen datos científicos globales disponibles a diferentes escalas (Lindeijer, 2000b).

En este apartado cabe destacar los siguientes métodos:

- Uno de los primeros autores que trataron este tema fue Müller-Wenk (1998) que realizó una propuesta para modelar el impacto del uso del suelo sobre los ecosistemas con la medida de las plantas vasculares, utilizando factores de caracterización.
- En el método de Lindeijer (Lindeijer et al., 1998 y 2002; Lindeijer, 2000b) se toma la medición del número o la densidad de especies de

plantas vasculares, las cuales son representativas de la diversidad de especies en general. Un desarrollo del método es el presentado por Weidema & Lindeijer (2001), el cual mide la riqueza de especies vasculares (nSR) del ecosistema modificada por dos factores:

- Escasez normalizada del ecosistema (nES), expresada como la inversa del área potencial que podría ser ocupada por el ecosistema si no existieran actividades humanas.
 - Vulnerabilidad normalizada del ecosistema (nEV), que indica el número relativo de especies afectadas por un cambio en el área del ecosistema.
- Köllner (2000, 2001, 2007, 2008) también mide la riqueza de especies de plantas vasculares, cuyas diferencias en densidad dependerán del tipo de uso de suelo del área de estudio.
 - Goedkoop & Spriensma (2001) han aplicado el método de Köllner (2000) para el desarrollo de la categoría de impacto del uso del suelo en el método de evaluación Ecoindicador-99.
 - La autora Schenk (2001) propone una lista preliminar de indicadores consensuada por expertos en el campo. El objetivo de la misma era el desarrollo futuro de los mismos.
 - El método de Vögtlander et al. (2004) expresa el impacto según los cambios en la biodiversidad de la flora, presentando dos modelos de caracterización basados en la riqueza de especies y en la rareza de los ecosistemas y sus plantas vasculares.
 - La metodología de Michelsen (2008) se aplica para realizar la evaluación indirecta de la diversidad biológica basada en el conocimiento sobre qué factores son los importantes para el mantenimiento de la biodiversidad en un bosque boreal. Además, la calidad intrínseca de una zona es analizada también sobre la base de los factores determinados por Weidema & Lindeijer (2001): la escasez de ecosistemas y la vulnerabilidad de los mismos.

7.4 Impacto sobre las funciones de soporte vital o la fertilidad del suelo

El suelo ejerce una serie de funciones que ayudan a mantener la vida en los ecosistemas, llamadas funciones de sostén o soporte vital. Estas funciones permiten que un suelo sea fértil, ya sea desde el punto de vista químico (capacidad para la provisión de nutrientes), físico (capacidad de brindar condiciones estructurales adecuadas para el sostén y crecimiento de los cultivos, como porosidad, densidad aparente, resistencia a la penetración,

etc.) o biológico (vinculado con los procesos biológicos del suelo, relacionados con sus organismos, en todas sus formas).

En este apartado cabe destacar los siguientes métodos:

- Baitz et al. (1999) presenta un método en el cual los valores paisajísticos no se consideran y los impactos sobre la biodiversidad se consideran poco dominantes. Considera once indicadores cuantitativos diferentes que miden las funciones de soporte de vida del suelo.
- La metodología desarrollada por Lindeijer (2000b) y mejorada posteriormente (Weidema & Lindeijer, 2001), presenta el impacto mediante los valores de producción primaria neta (NPP). El valor de NPP puede considerarse como la expresión del valor natural y dinámico de un área determinada. En los ecosistemas terrestres, la disponibilidad de recursos bióticos está relacionada con su potencial de productividad, entendida como la producción de biomasa fotosintetizada por las plantas verdes a partir de agua, CO₂ y energía solar. Si a esta biomasa se le resta la consumida en la respiración celular, se obtiene la NPP.
- Tanto Milà i Canals (Milà i Canals, 2003; Milà i Canals et al., 2007c) como Cowell & Clift (2000) sugieren la utilización de la materia orgánica del suelo (SOM) como un indicador a largo plazo de los efectos sobre la calidad y la productividad del suelo. Un aumento en la cantidad de SOM mejora la calidad biológica, química y física del mismo para una determinada producción de cultivo. El primero de ellos propone un modelo para calcular factores de caracterización para varias intervenciones que afectan a la cantidad total de SOM como los residuos de los cultivos o los residuos orgánicos. Cowell & Clift (2000) presentan un modelo de caracterización en función de la reserva de materiales orgánicos del suelo.

7.5 Impacto sobre el paisaje

Para obtener un índice global o genérico del impacto causado por la transformación de un determinado tipo de suelo hay que determinar cuáles son los principales impactos. De los estudios realizados por expertos se obtiene que los principales impactos debieran ser los realizados sobre la biodiversidad y sobre las funciones de soporte vital. No obstante, debido a la importancia en la calidad de un determinado paisaje y su influencia en el ser humano, el impacto visual o paisajístico también consideramos que es un impacto causado por el uso del suelo.

Los paisajes son el resultado de cientos de años de impacto humano. Como producto de la intervención humana en los procesos naturales, los paisajes están en permanente cambio. El paisaje puede definirse como ‘un pedazo de

tierra que percibimos ampliamente a nuestro alrededor, sin mirar de cerca a los componentes individuales, y que parece familiar para nosotros' (Mander & Jongman, 2000). Existe una aceptación general de que la estética de un determinado paisaje (p.ej., agrícola) interesa a muchas partes, ya sean los residentes locales y los agricultores, así como los turistas (NIJOS/OECD, 2002).

Varios autores afirman que, con el fin de evaluar el impacto visual, debe tenerse en cuenta que la relevancia del mismo depende de las cualidades del paisaje existente con anterioridad, el carácter natural, así como de los factores culturales y psicológicos asociados a los observadores (Haynes-Young & Potschin, 2005). Estos últimos factores presentan una elevada diversidad y subjetividad. Sin embargo, autores como Mattsson et al. (2000), Schüpbach (2002) o Pachaki (2002) están de acuerdo en que el carácter natural de un paisaje, o semejanza con los ambientes naturales, y la variedad contribuyen positivamente al valor escénico. Estos valores pueden ser asignados a los diferentes tipos de terreno como una medida de su percepción de naturalidad (p. ej., los pastizales que tienen mayor valor que un campo de cultivo intensivo, pero inferior a un borde del bosque (Schüpbach, 2002)) para crear un indicador estético de naturalidad que permita comparaciones entre distintos escenarios de la planificación del paisaje.

En el caso particular de cultivos agrícolas, en cuanto a la variedad del paisaje, el impacto esperado de la plantación de grandes extensiones de cultivos intensivos podría ser negativo, ya que puede producir localmente paisajes monótonos cuyo aspecto e impacto visual proporcione a las personas una percepción negativa, como se muestra en la Figura 31. No obstante, mediante una planificación apropiada se podría evitar este efecto o realizar una amortiguación del mismo, ya sea por medio de la introducción de elementos del paisaje que eviten la monotonía, ya sea de tipo puntual, como árboles o graneros, de tipo lineal, como setos o nuevas vías, o por diferencia de tipos de cultivo (Figura 32).



Figura 31 Paisaje monótono de un campo de trigo
(www.milkingmanagement.co.uk)

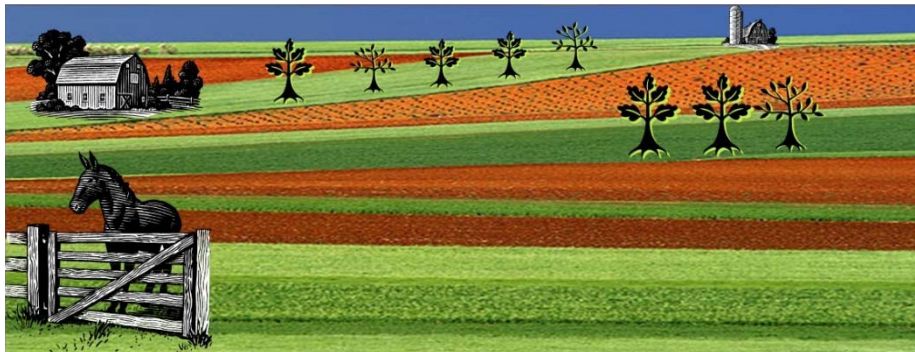


Figura 32 Paisaje con introducción de elementos para evitar la monotonía

Fuera del ámbito de evaluación del impacto desde el punto de vista subjetivo, el Departamento de Agricultura de Estados Unidos ha publicado informes en los que reitera la necesidad de considerar el impacto visual a la hora de evaluar la calidad del suelo mediante indicadores (USDA, 1996). En este sentido categoriza los mismos en cuatro grupos generales: físicos (porosidad, compactación, etc.), químicos (pH, materia orgánica, nutrientes, etc.), biológicos (micro- y macro-organismos y su actividad) y visuales. En estos últimos, considera que se pueden caracterizar mediante la observación o interpretación fotográfica, cambios en el color del terreno, estanqueidad de aguas, malas hierbas, etc.

Los trabajos de Otero et al. (2007a, 2007b) han servido para elaborar un mapa de calidad del paisaje a escala nacional. Estos autores entienden el paisaje como *'naturaleza, territorio, área geográfica, medio ambiente, sistema de sistemas, recurso natural, hábitat, escenario, ambiente cotidiano, entorno de un punto, pero ante todo, y en todos los casos, el paisaje es una*

manifestación externa, imagen, indicador o clave de los procesos que tiene lugar en el territorio, ya correspondan al ámbito natural o al humano. Como fuente de información, el paisaje se hace objeto de interpretación: el hombre establece su relación con el paisaje como receptor de información y lo analiza científicamente o lo experimenta emocionalmente. Afirman que el proceso de evaluación del paisaje está reconocido como una herramienta para la evaluación del medio ambiente potente e interdisciplinar y que proporciona una base para percibir una zona de estudio como un sistema de unidades territoriales interrelacionadas con características ambientales específicas.

El desarrollo y aplicación de diferentes métodos de valoración del paisaje en diferentes territorios ha provocado que existan mapas de valoración del mismo en numerosas regiones y países. Para el caso de España se han realizado estudios a nivel regional, sin embargo, el paisaje ha sido descrito de forma cualitativa y no cuantitativa (Otero et al., 2007a, 2007b). Para la realización del mapa de calidad del paisaje a nivel nacional han diferenciado 24 grandes grupos o asociaciones de paisajes de la península y Baleares, subdivididos en 51 subgrupos. Posteriormente han analizado y extraído los principales rasgos que configuran cada paisaje, basados en características más bien de tipo físico como relieve, altitud, posición o influencia, rasgos morfológicos, usos y núcleos de población, tomando las consideraciones de la tabla siguiente:

Tabla 53 Tipos y consideraciones de cada característica o rasgo para catalogar el paisaje de España (Otero et al., 2007b)

Características	Tipos y consideraciones
Relieve	Complejo o masiva (grandes volúmenes y diversidad de formas)
	Volúmenes redondeados (en general)
	Montañas y valles
	Montañas y zonas rocosas
	Sierras
	Mesetas
	Campo (colinas, pequeños valles y depresiones)
	Amplios valles
	Estrechos valles
	Llanos
	Litoral
Altitud	Muy alta (> 2000 m)
	Alta (1600-2000 m)
	Moderada (1200-1600 m)
	Media (800-1200 m)
	Baja (400-800 m)
	Muy baja,(<400 m)
Posición o influencia	Oceánica
	Mediterránea
	Atlántica o sub-Atlántica

Características	Tipos y consideraciones
Rasgos morfológicos, usos de suelo	Marítima (zona costera)
	aislado de influencias externas
	Forestal (árboles)
	Bosque (arbustos)
	Agrícola
Núcleos de población	Ganadero
	Amplio con asentamientos urbanos concentrados
	Pequeño con asentamientos urbanos concentrados
	Pequeño con asentamientos urbanos dispersos
	Urbano con asentamientos industriales
	Urbano con asentamientos turísticos

La información relativa a estos rasgos constituye la base para realizar la valorización del paisaje. La Figura 33 muestra el mapa de calidad elaborado para España con un rango de valoración de la misma de uno a diez, desde el menor al mayor valorado.

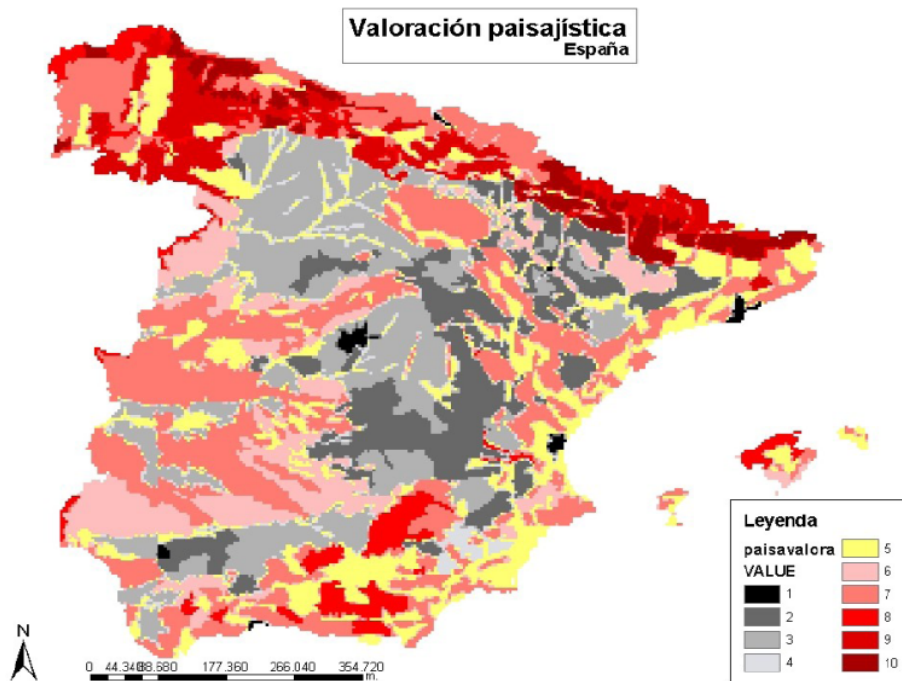


Figura 33 Mapa del paisaje valorado de España (Otero et al., 2007b)

Por tanto, la introducción de esta variable del paisaje puede ser un aspecto muy importante a tener en cuenta en los procesos de planificación del terreno, junto con la información relativa a vegetación, geología, suelo, etc. (Otero et al. 2007a, 2007b).

La hipótesis anterior puede extrapolarse a la hora de considerar el impacto ambiental de la transformación de un determinado uso del suelo, en cuanto a completar los impactos tradicionalmente estudiados como los producidos sobre la biodiversidad o la fertilidad del terreno. Así el impacto sobre la calidad del paisaje basada en factores físicos se puede considerar, por lo tanto, un factor de importancia para los impactos del uso del suelo.

7.6 Otros impactos

Relacionados con el impacto sobre la biodiversidad, aunque sin utilizar medidas directas, están los estudios de Brentrup et al. (2002) en el que analizan el impacto del uso del suelo basado en el concepto de hemerobia, el cual refleja en una escala porcentual el impacto de la influencia humana en los ecosistemas, es decir, se trata de una medida para evaluar la influencia antropogénica sobre los ecosistemas considerando efectos antropogénicos que inhiben el desarrollo del sistema hacia el estado final de su equilibrio dinámico. Kyläkorpi et al. (2005) presentan el Método Biotopo (*Biotope Method*) en el que se compara el área utilizada por diferentes biotopos antes y después de un cambio en el uso del suelo.

Heuvelmans et al. (2005a y 2005b) presentan una metodología basada en la medida del impacto sobre el balance de agua como recurso debido al uso del suelo. En el primer estudio, los autores proponen indicadores como la medida de la evaporación, erosión de la superficie por el agua, carga y descarga de aguas subterráneas, etc. Posteriormente presentan un modelo de caracterización basado en las reservas de agua.

Wagendorp et al. (2006) han desarrollado un método complejo para analizar el impacto debido al uso del suelo basados en la medida de la capacidad que posee un ecosistema para disipar la exergía. Los autores afirman que la capacidad de un ecosistema para enfriarse o la pérdida de frío debido a una perturbación es una medida general del funcionamiento de los ecosistemas y de la salud.

El método de Muys & García Quijano (2002) describe el impacto del uso del suelo basado en diecisiete indicadores cuantitativos divididos en cuatro categorías: agua, suelo, estructura vegetal y biodiversidad.

Otros autores como Mattsson et al. (2000) también describen el impacto del uso del suelo basado en la definición de indicadores cuantitativos y cualitativos: siete referidos a la fertilidad, cuatro a la biodiversidad y uno al paisaje.

Finalmente, nombrar otros estudios como los de van Ek et al. (2002) referidos a la desecación del suelo, o el de Kloverpris et al. (2008) que realizan un modelo de inventario del uso del suelo provocado por el consumo de las cosechas.

7.7 Otras clasificaciones

Aparte de la clasificación anteriormente expuesta, existe la posibilidad de clasificar las metodologías de acuerdo a otros principios, como el estudio desarrollado por Guinée et al. (2006) en el que se dividen los métodos como de un único indicador o multi-indicadores.

En el primer caso estarían los métodos de Köllner (2000, 2001, 2007 y 2008) y los de Lindeijer (Lindeijer et al., 1998 y 2002; Lindeijer, 2000b) que miden la densidad de plantas vasculares, el de Brentrup et al. (2002) por el concepto de hemerobia, y el de Wagendorp et al. (2006) que utiliza la exergía como medida.

En el caso de multi-indicadores el impacto sobre el uso del suelo se determina usando una gran lista de distintos indicadores como la compactación del suelo, la erosión del mismo, la cantidad de SOM, la NPP, etc. Estos indicadores suelen estar en el principio de la cadena de causa-efecto de los impactos relacionados con el uso del suelo. Los autores distinguen tres tipos de impactos:

- **Erosión.** Entre los métodos existentes, se incluyen el de Cowell & Clift (2000), y algunos indicadores de los métodos de Muys & García Quijano (2002) y de Mattsson et al. (2000).
- **Hidrología.** Se incluyen los métodos de Heuvelmans (2005a y 2005b).
- **Fertilidad del suelo.** Se incluyen los referidos a la medida de la NPP (Lindeijer et al., 1998; Lindeijer, 2000b), medida de la SOM (Milà i Canals, 2003; Milà i Canals et al., 2007c; Cowell & Clift 2000), y algunos indicadores de los métodos de Muys & García Quijano (2002) y de Mattsson et al. (2000).

Tabla 54 Resumen de la metodologías para evaluar el impacto del uso del suelo en los ACV

Clasificación	Autores	Característica principal
Basadas en el impacto sobre la biodiversidad	Müller-Wenk (1998)	Medida de plantas vasculares
	Lindeijer et al. (1998, 2002), Lindeijer (2000b)	Medida de plantas vasculares
	Weidema & Lindeijer (2001)	Medida de plantas vasculares modificada con características específicas de los ecosistemas
	Köllner (2000, 2001, 2007, 2008)	Medida de plantas vasculares
	Goedkoop & Spriensma (2001)	Método de Köllner (2000) en soporte informático (Ecoindicador-99)
	Schenk (2001)	Lista de indicadores
	Vögtlander et al. (2004)	Medida de plantas vasculares y rareza de los ecosistemas
Basadas en el impacto sobre la fertilidad o funciones de soporte de vida	Michelsen (2008)	Basada en Weidema & Lindeijer (2001) aplicada a ecosistemas
	Baitz et al. (1999)	Lista de indicadores
	Lindeijer (2000b)	Medida de la NPP*
	Weidema & Lindeijer (2001)	Mejora de Lindeijer (2000b), medida de la NPP*
	Milà i Canals (2003), Milà i Canals et al. (2007c)	Medida de SOM**
Basadas en otros impactos	Cowell & Clift (2000)	Medida de SOM**
	Brentrup et al. (2002)	Basado en hemerobia
	Kyläkorpä et al. (2005)	Medida de áreas ocupadas por biotopos
	Heuvelmans et al. (2005, 2006)	Balances hídricos
	Wagendorp et al. (2006)	Capacidad de los ecosistemas para disipar la exergía
	Muys & García Quijano (2002)	Lista de indicadores
	Mattsson et al. (2000)	Lista de indicadores
	Ek et al. (2002)	Medida de la desecación del suelo
Klopervis et al. (2008)	Inventario de consumo de cosechas	

*NPP: Producción Primaria Neta (del inglés, Net Primary Production).

**SOM: Materia Orgánica del Suelo (del inglés, Soil Organic Matter).

7.8 Discusión de los métodos actuales para incluir la categoría de uso de suelo en los ACV

7.8.1 Introducción

En general, cabe señalar que el ACV no es una herramienta apropiada para desarrollar una guía de gestión del uso apropiado del suelo, sino que será una herramienta más valiosa en la comparación de sistemas que difieran considerablemente (por ejemplo, a la hora de evaluar productos bioplásticos comparados con plásticos producidos con recursos fósiles). El ACV también debe de ser capaz de poner de relieve diferencias sustanciales en la calidad del suelo causadas por las diferentes medidas de gestión (por ejemplo, cultivos modificados genéticamente frente a la agricultura convencional). La preocupación por la inclusión de los impactos en el uso del suelo en los ACV ha dado lugar a numerosas publicaciones en los últimos años, así como la labor de diferentes grupos de trabajo de la SETAC. Estas publicaciones han proporcionado una base para continuar el desarrollo metodológico (Milà i Canals, 2007a).

Las herramientas o metodologías descritas anteriormente se consideran buenas y valiosas para la evaluación de los impactos del uso del suelo en determinadas fases del ciclo de vida. Sin embargo, existe un conflicto entre el nivel de detalle y la cobertura del ciclo de vida que se puede alcanzar.

Para ilustrar la disparidad existente entre los métodos actuales de evaluación de este tipo de impactos, se ha evaluado el impacto causado por una hectárea de cultivo de patatas en dos zonas de España con diferentes características y tipo de suelo: los bosques mediterráneos del Sistema Ibérico y los pastos de la región cantábrica, dispuestas en la Figura 34.

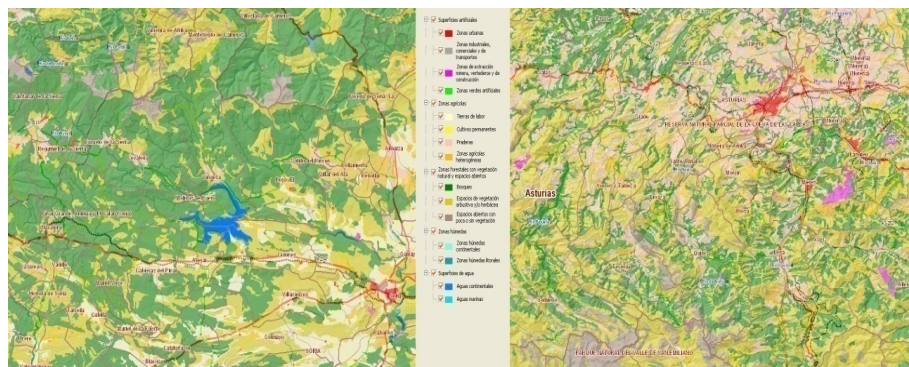


Figura 34 Caracterización de las zonas de estudio: Sistema Ibérico (izqda.) y zona cantábrica (dcha.) (CLC, 2000)

Los métodos seleccionados para esta comparativa han sido los de Köllner (2000), Goedkoop & Spriensma (2001), Vogtländer et al. (2004), Weidema &

Lindeijer (2001) y Lindeijer (2000b). La razón principal de esta selección ha sido que los datos obtenidos en los casos de estudio potenciales considerados son fácilmente aplicables, obteniéndose valores completos y definitivos del impacto. Los otros métodos presentados anteriormente fueron descartados por la falta de datos para su aplicación.

Para la aplicación del método de Weidema & Lindeijer (2001), se tuvieron en cuenta las siguientes características geográficas reflejadas en la Tabla 55.

Tabla 55 Características geográficas de las zonas consideradas. Método de Weidema & Lindeijer (2001)

	Zona cantábrica	Zona Sistema Ibérico
Tipo de suelo	<i>Grassland</i>	<i>Mixed forest</i>
Altitud sobre el nivel del mar [m]	0-1000	1000-3000
Latitud aproximada [º]	40	40

Para la aplicación de los métodos de Köllner (2000), Goedkoop y Spriensma (2001) y Vogtländer et al. (2004) se consideran las correspondencias de la Tabla 56 entre los tipos de suelo estudiados y los tipos clasificados en la lista del proyecto CORINE Land Cover 2000 (CLC, 2000).

Tabla 56 Correspondencia entre tipos de suelo distintos tipos de suelo con el CLC (2000)

Zona de España	Código de tipo de suelo (CLC, 2000)
Zona cantábrica	Pastos menos intensivos (2.3.1.2)
Sistema Ibérico	Bosques (3.1.1)
Cultivo de patatas	Cultivo convencional (2.2.1.1)

El proyecto CORINE Land Cover (CLC) se engloba dentro del Programa CORINE (*Coordination of information of the environment*), bajo responsabilidad de la EEA, el cual se inició el 27 de junio de 1985 en virtud de una decisión del consejo de ministros de la UE (CE/338/85), con el denominado CORINE Land Cover 1990. En España, el proyecto CLC se inició en 1987 y finalizó en 1991 ejecutándose bajo la responsabilidad y coordinación del Instituto Geográfico Nacional, con la colaboración de la antigua Dirección General de Medio Ambiente, y la de Territorio y Urbanismo.

El objetivo fundamental del mismo ha sido la captura de datos de tipo numérico y geográfico para la creación de una base de datos europea a escala 1:100.000 sobre la cobertura y/o uso del territorio a través de imágenes recogidas por satélite.

Su importancia radica, por un lado, en la homogeneidad de la información que almacena. Debido al seguimiento por parte de los países de la Unión

Europea de una serie de directrices comunes (relativas especialmente a aspectos técnicos), se puede contar con una información perfectamente comparable entre los quince países participantes de la UE, que se ha constituido en una herramienta fundamental para la política medioambiental europea. Por tanto, se trata de un proyecto de fotointerpretación y no de clasificación automatizada, cuyo principal fin es facilitar la toma de decisiones en materia de política territorial dentro de la UE. Por otro lado, también es clave la validez continua de los datos, asegurada por la intención de afrontar una actualización cada cierto periodo de tiempo (IGN, 2001).

La metodología es común para los países participantes de la UE, lo que permite evaluar los cambios en el territorio desde que se inició el proyecto CLC. La unidad de mapeo mínima superficial es de 25 hectáreas, mientras que los elementos lineales recogidos son aquellos con una anchura mínima de 100 metros. La obtención de datos sobre usos del suelo se basa en una terminología básica que distingue entre superficies artificiales, superficies agrarias, zonas forestales y boscosas, humedales y masas de agua. Las superficies artificiales engloban las zonas urbanas, las zonas industriales y comerciales, las redes viarias y ferroviarias junto con los terrenos a ellas asociados y las zonas portuarias y aeropuertos, las zonas de extracción mineras, escombreras y vertederos y zonas en construcción y, por último, las zonas verdes urbanas y las instalaciones deportivas y recreativas. Este proyecto ha tenido su continuación en el proyecto Image & Corine 2000 (I&CLC2000) (IGN, 2001) cuyo objetivo era la actualización continua de la base de datos del CLC 2000 con imágenes más actualizadas vía satélite.

7.8.2 Discusión del impacto sobre la biodiversidad

Para evaluar el impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad se han aplicado los métodos de Köllner (2000), Goedkoop y Spriensma (2001), Vogtländer et al. (2004) y Weidema y Lindeijer (2001), cuyas ecuaciones quedan recogidas en la Tabla 57.

Tabla 57 Indicadores del impacto del uso de suelo sobre la biodiversidad

Método	Indicador (uds.)	Ecuaciones	Términos
Köllner (2000)	Daño potencial de transformación (ΔD_{tr}) ($m^2 \cdot \text{año}$)	$\Delta D_{tr} = A \cdot t_{tr} \cdot (EDP_{fin} - EDP_{ini})$ donde $EDP_i = 1 - \frac{S_i}{S_{reg}}$	A = área ocupada
			t_{tr} = tiempo de restauración (años) EDP _i = Factor de caracterización para el ecosistema inicial y final S _i = número de especies (plantas vasculares) en un cierto tipo de terreno S _{reg} = número de

Método	Indicador (uds.)	Ecuaciones	Términos
			especies (plantas vasculares) en una cierta región
Goedkoop & Spruiensma (2001)	Calidad del ecosistema de conversión (EQ _{conv}) (m ² ·año)	$EQ_{conv} = PDF_{conv} \cdot A \cdot t_{rest}$	PDF _{conv} = Factor de caracterización de conversión: Fracción Potencialmente Desaparecida A = área ocupada t _{rest} = tiempo de restauración (años)
Vögtlander et al. (2004)	Indicador de riqueza de especies (ΔSRI) (m ² equivalente)	$\Delta SRI = SRI_{fin} - SRI_{ini}$ donde $SRI_i = A \cdot \frac{S}{S_{ref}}$	SRI _i = Indicador de Riqueza de Especies A = área ocupada S = número de especies (plantas vasculares) en un cierto tipo de terreno S _{ref} = número de especies (plantas vasculares) en una cierta región
Weidema & Lindeijer (2001)	Impacto de ocupación (I _{occ,bio}) (persona-equivalente)	$I_{occ} = \frac{A \cdot t_i \cdot (Q_{pot,bio} - Q_{act,bio})}{s_i}$	A = área ocupada t _i = tiempo de ocupación (incluyendo restauración) (años) Q _{pot,bio} = valor de la Calidad para una relajación potencial (en función de la riqueza de especies, escasez del ecosistema inherente y la vulnerabilidad del mismo) Q _{act,bio} = valor de la Calidad durante la actividad humana s _i = pendiente

La Tabla 58 muestra los resultados de la aplicación de las diferentes metodologías para el cálculo del impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad. La última fila expresa la ratio entre los valores del indicador para el Sistema Ibérico y la zona cantábrica.

Tabla 58 Resumen de resultados del impacto del uso del suelo de 1 ha de cultivo sobre la biodiversidad por metodología para cada zona

Método	Köllner (2000)	Goedkoop & Spiensma (2001)	Vogtländer et al. (2004)	Weidema & Lindeijer (2001)
Indicador	Daño potencial de transformación (ΔD_{tr})	Calidad del ecosistema de conversión (EQ_{conv})	Indicador de riqueza de especies (ΔSRI)	Impacto de ocupación ($I_{occ,bio}$)
Unidades	m ² · año	m ² · año	m ² equivalente	Persona-equivalente
Sistema Ibérico	78333	309000	1566	68
Zona cantábrica	10000	30000	200	24
Ratio	7,8	10,3	7,8	2,8

A la luz de estos resultados, se puede considerar que, para un cambio en el uso del suelo, el impacto sobre la biodiversidad es mayor en los bosques del Sistema Ibérico, ya que en ellos habita un mayor número de especies de plantas vasculares. En los tres primeros métodos, las ratios entre los impactos que causa el reemplazo por un campo de cultivo en un área y otra son similares, resultando éste mayor en el Sistema Ibérico por un factor aproximado de 8. Esto es debido a que los tres métodos utilizan bases metodológicas comunes (Köllner, 2000). Sin embargo, la aplicación del método de Weidema & Lindeijer (2001) resulta en una ratio considerablemente diferente, próxima a 3. Esta diferencia podría atribuirse al uso de fuentes de datos diferentes y al hecho de que el método utiliza otras variables para evaluar el impacto, tales como la escasez y la vulnerabilidad de los ecosistemas citadas anteriormente. La Figura 35 muestra los valores de los ratios entre impactos.

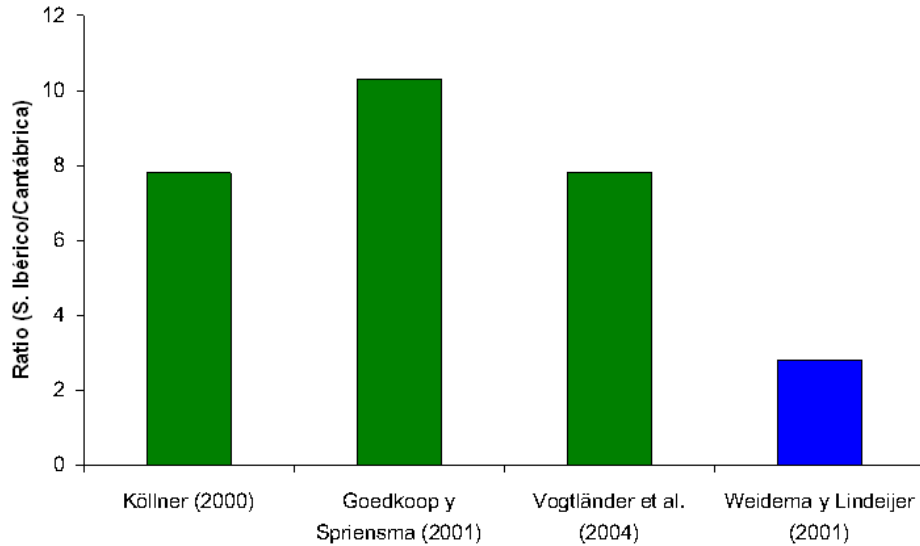


Figura 35 Ratio del impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad, por metodología (Garraín et al., 2007b)

7.8.3 Discusión del impacto sobre las funciones de soporte de vida

Para evaluar el impacto sobre las funciones de soporte de vida del suelo o sobre la productividad del mismo, se han aplicado los métodos de Weidema & Lindeijer (2001) y Lindeijer (2000b), utilizando distintas fuentes de datos.

Tabla 59 Indicadores del impacto del uso de suelo sobre las funciones de soporte vital

Método	Indicador (uds.)	Ecuaciones	Términos
Weidema & Lindeijer (2001)	Impacto de ocupación (I_{occ}) (persona-equivalente)	$I_{occ} = \frac{A \cdot t_i \cdot (Q_{pot,prod} - Q_{act,prod})}{s_i}$	$A, t_i, s_i, Q_{act,prod} = Q_{act,bio}$ (definidos en Tabla 57) $Q_{pot,prod}$ = valor de la Calidad para una relajación potencial (como NPP)
Lindeijer (2000b)	Cambio en el Ecosistema (EC_{LS}) (g C/año)	$EC_{LS} = A \cdot (fNPP_{ini} - fNPP_{fin})$	A = área ocupada $fNPP_i$ = Producción Primaria Neta libre (g C/m ² /año)

La Tabla 60 muestra los resultados de la aplicación de los dos métodos seleccionados para el cálculo del impacto del uso del suelo sobre las funciones de soporte a la vida.

Tabla 60 Resumen de resultados del impacto del uso del suelo de 1 ha de cultivo sobre las funciones de soporte de vida para cada zona, por metodología

Método	Weidema & Lindeijer (2001)	Lindeijer (2000b)
Indicador	Impacto de ocupación ($I_{occ,proa}$)	Cambios en el ecosistema (EC_{LS})
Unidades	Persona-equivalente	Kg Carbono / año
Sistema Ibérico	-17	-650
Zona cantábrica	23	1150

Los resultados en términos de productividad reflejan que los terrenos ocupados por cultivos de patatas son más productivos que los bosques en los casos donde la intervención humana modifica el valor de NPP, tal y como predecían los autores (Weidema & Lindeijer, 2001). Este incremento de la productividad es debido al uso de fertilizantes, abonos, nuevos métodos de irrigación, etc. Por el contrario, cuando un pasto es reemplazado por un campo de patatas, existe un impacto negativo sobre la productividad. Estos resultados opuestos a los obtenidos para el impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad.

Los resultados de la aplicación de los métodos anteriores pueden variar significativamente en función de la fuente de datos utilizada para la obtención de los valores de NPP. Considerando los valores propuestos por Vitousek et al. (1986) y Margalef (1998), los resultados son muy dispares, como se muestra a continuación.

Tabla 61 Impacto del uso del suelo sobre la productividad para cada zona, por fuente de datos de obtención de NPP

Fuente de datos NPP potencial y real	$I_{occ,prod}$ (persona-equivalente)		EC_{LS} (kg Carbono/año)	
	Zona Cantábrica	Sistema Ibérico	Zona Cantábrica	Sistema Ibérico
Weidema & Lindeijer (2001)	23	-17	1150	-650
Vitousek et al. (1986)	38	66	1881	2538
Vitousek et al. (1986) [NPP_{pot}] y Margalef (1998) [NPP_{real}]	-33	-26	-1649	-992

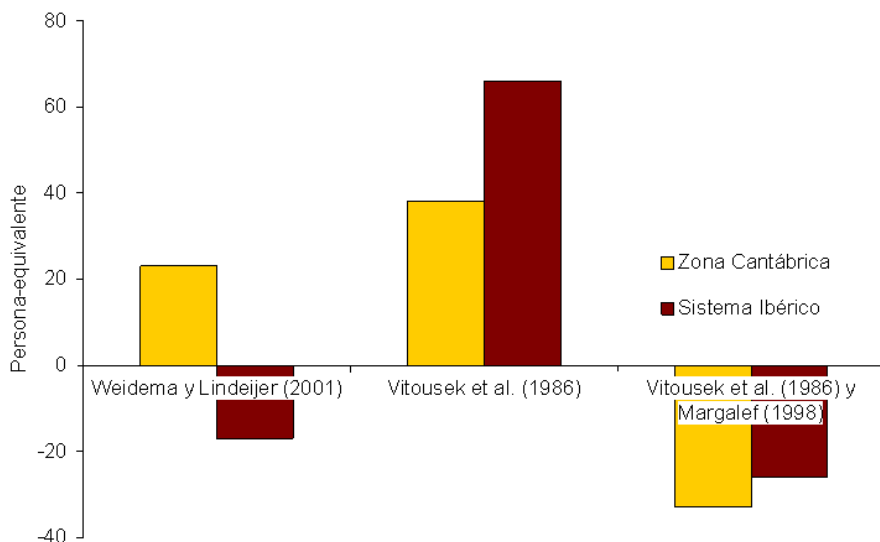


Figura 36 Indicador de Weidema & Lindeijer (2001) del impacto del uso del suelo sobre la productividad por fuente de datos de obtención del valor de NPP (Garraín et al., 2007b)

La aplicación del método de Weidema & Lindeijer (2001) produce resultados confusos a la hora de determinar si un cambio en el uso del suelo provoca un impacto medioambiental positivo o negativo. Comparando un cambio en el uso del suelo en dos zonas diferentes, puede producirse un mayor impacto sobre las funciones de soporte vital en una zona, mientras que la biodiversidad puede verse dañada de forma más significativa en la otra zona. Por esta razón, es necesaria una mejora en el desarrollo de los indicadores que tienen en cuenta ambos impactos sobre la biodiversidad y la productividad (o funciones de soporte vital) mediante la aplicación de métodos multicriterio que combinen las bondades de ambos tipos de análisis. Además, la inconsistencia que existe entre las fuentes de datos disponibles –como se ha ilustrado en el ejemplo de las diversas fuentes para la obtención del valor de NPP- indica que es necesario un gran esfuerzo para conseguir datos más fiables y consistentes sobre las características de los suelos que faciliten el desarrollo de los indicadores.

7.8.4 Conclusiones de la aplicación de los métodos existentes

La disparidad existente entre los resultados que se pueden obtener con la aplicación de las metodologías para el desarrollo de indicadores pone de manifiesto la necesidad de mejora en este sentido. No se han desarrollado todavía metodologías globales para analizar la categoría de impacto de ocupación y transformación del suelo, aún cuando se acepta que ésta es una

categoría de impacto crucial dadas sus consecuencias sobre la calidad del suelo a largo plazo.

En el taller de expertos denominado '*Expert Workshop on Definition of Best Indicators for Biodiversity and Soil Quality for Life Cycle Assessment*' (Milà i Canals, 2006) ya se constató la ausencia de un consenso claro acerca de la preferencia entre indicadores del número de especies vasculares o los de nivel de ecosistema. En este estudio previo se ha mostrado que la aplicación de ambos métodos para la evaluación de situaciones análogas puede llevar a resultados opuestos.

7.9 Métodos de evaluación multicriterio discreta: el proceso analítico jerárquico

7.9.1 Introducción

La evaluación multicriterio consiste básicamente en un conjunto de técnicas utilizadas en la decisión multidimensional y los modelos de evaluación, dentro del campo de la toma de decisiones. La toma de decisiones multicriterio debe ser entendida como un 'mundo' de conceptos, aproximaciones, modelos y métodos, para auxiliar a los centros decisores a describir, evaluar, ordenar, jerarquizar, seleccionar o rechazar objetos, en base a una evaluación (expresada por puntuaciones, valores o intensidades de preferencia) de acuerdo a varios criterios (Barredo & Bosque, 1999).

Una de las características principales de las metodologías multicriterio es la diversidad de factores que se logran integrar en el proceso de evaluación. La particularidad de cada metodología multicriterio está en la forma de transformar las mediciones y percepciones en una escala única, de modo que se puedan comparar los elementos y establecer órdenes de prioridad (Arancibia et al., 2003). Son, en definitiva, una poderosa herramienta que puede ayudar a generar consenso en contextos complejos de decisión. Se pueden aplicar estas técnicas a casos en los que sea necesaria la confluencia de intereses y puntos de vista de diferentes grupos o personas. Esto permite que todas las partes interesadas participen en el proceso de toma de decisiones. Otras ventajas que hay que destacar son las siguientes:

- Se favorece la participación en la decisión final, lo cual hace que el resultado tenga un mayor grado de aceptación y por tanto aumenten las posibilidades de aplicar con éxito las iniciativas o alternativas propuestas.
- El decisor, si es una persona física, se siente respaldado y más seguro de sí mismo y por tanto puede asumir decisiones difíciles con mayor grado de apoyo.

- Permite analizar problemas teniendo en cuenta factores que de otra forma se escaparían al decisor.

Los métodos de toma de decisiones multicriterio suelen utilizar una terminología específica que incluye conceptos nuevos. Puede ocurrir que estos términos posean el mismo significado semántico, pero se utiliza uno u otro en dependencia del contexto teórico. A continuación se definen los mismos (Garza, 2006):

- **Alternativas:** Posibles soluciones o acciones a tomar por el decisor o unidad decisora.
- **Atributos:** Característica que se utiliza para describir cada una de las alternativas disponibles, los atributos pueden ser cuantitativos o cualitativos, cada alternativa puede ser caracterizada por un número de atributos (escogidos por el decisor).
- **Objetivos:** Aspiraciones que indican direcciones de perfeccionamiento de los atributos seleccionados, está asociado con los deseos y preferencias del decisor.
- **Meta:** Aspiraciones que especifican niveles de deseos de los atributos.
- **Criterio:** Término general que engloba los conceptos de: atributos, objetivos y metas que se consideran relevantes en un problema de decisión.

En las técnicas de análisis de la decisión los términos multicriterio, multiobjetivo o multiatributo se utilizan para describir problemas de decisión con más de una medida de efectividad, apareciendo indistintamente con un nombre u otro, no existiendo una definición universal de estos términos.

Se ha aceptado la definición *Multiple Criteria Decisión Maker* (MCDM) que, de acuerdo a la definición de varios autores, es el término bajo el cual se agrupan a todos los métodos que se basan en múltiple atributos u objetivos, por lo que se divide en dos vertientes (Garza, 2006):

- Las decisiones multiatributos (MADM, del inglés *Multiple Attribute Decisión Maker*) las cuales se utilizan para seleccionar 'la mejor alternativa' dentro de un conjunto explícito de ellas, en donde la decisión final se conforma con la ayuda de la comparación de los atributos. También se denominan Métodos de Evaluación Multicriterio Discretos.
- La optimización multiobjetivo (MODM, del inglés *Multiple Objective decisión Maker*) se relaciona con aquellos problemas en que el conjunto de alternativas es grande y no predeterminadas, se utiliza para diseñar la mejor alternativa considerando la interacción con las

restricciones, las mismas resuelven situaciones de diferente naturaleza y contenido. También se denominan Métodos de Evaluación Multicriterio Continuos.

Estas dos diferentes vertientes pueden resolver situaciones de diferente naturaleza y contenido, lo que se pone de manifiesto en la siguiente tabla:

Tabla 62 Aspectos y características de los MCMD (Garza, 2006)

Aspecto	MADM	MODM
Criterio definido por	Atributos	Objetivos
Objetivos	Implícitos	Explícitos
Atributos	Explícitos	Implícitos
Restricciones	Inactivas	Activas
Alternativas	Número finito (discreto)	Número infinito (continuo)
Uso	Selección	Diseño

Los problemas multicriterio se consideran a menudo mal definidos matemáticamente, dado que el cumplimiento de un atributo provoca que una alternativa sea la mejor o la peor bajo el cumplimiento de otro de los atributos considerados, por lo tanto existe un conflicto de atributos. A veces se consideran también que están definidos cuando se han establecido las alternativas y los atributos para su solución, entonces comienza el proceso de selección. Si las consecuencias de la selección de una determinada alternativa o curso de acción están definidas por el decisor a priori, se dice que el problema de decisión multicriterio está bajo certeza (Garza, 2006).

Una clasificación más amplia y específica de estas técnicas multicriterio puede ser la presentada por Arancibia et al. (2003) que distingue:

- Técnicas sin información a priori o generadoras, que son aquellas en las que el flujo de información va desde el analista al decisor. Entre estas técnicas destacan: el método de ponderaciones, el de la restricción y el simplex multicriterio.
- Técnicas con información a priori, en las que el flujo de información es en el sentido contrario, del decisor al analista. Dentro de este grupo de técnicas se suele hacer otra distinción, según el número de alternativas que tenga el problema: finito o infinito, de la misma forma que Garza (2006):
 - Si el conjunto de alternativas es infinito se suelen aplicar aproximaciones basadas en optimización, en las que se supone que los distintos objetivos pueden ser expresados en un denominador común mediante intercambios. Destacan en este apartado los métodos de Programación por Compromiso o Programación por Metas.

- Si el conjunto de alternativas es discreto, se diferencia entre métodos de agregación, en los que se modelizan las preferencias a través de una función valor, y pueden ser directos como la Teoría de Utilidad Multiatributo (MAUT), o jerárquicos como el Proceso Analítico Jerárquico (AHP); y los métodos basados en relaciones de orden, en los que se modelizan las preferencias a través de un sistema de relaciones binarias, como los métodos de Superación (MS) u *'outranking'*
- Técnicas en las que el flujo de información es en los dos sentidos, dando lugar a las denominadas técnicas interactivas. Dentro de este conjunto de métodos, los más utilizados han sido: STEM y Método de Ziots-Wallenius. En la actualidad, casi todos los métodos pueden considerarse dentro de este último grupo, bastando para ello que el decisor revise sus juicios dentro del proceso de toma de decisiones.

Respecto de los tres métodos discretos mencionados anteriormente, se puede indicar que, a pesar de los duros enfrentamientos que han tenido los respectivos seguidores, recientemente se está buscando la integración de las mismas, o por lo menos, la integración de las dos técnicas consideradas de la escuela americana (MAUT y AHP).

7.9.2 Métodos de evaluación multicriterio discretos

Los métodos de evaluación y decisión multicriterio discretos o multiatributo se utilizan para realizar una evaluación y decisión respecto a problemas que, por su naturaleza o diseño, admiten un número finito de alternativas de solución, a través de (Martínez & Escudey, 1997):

- Un conjunto de alternativas estable, generalmente finito (soluciones factibles -que cumplen con las restricciones-, posibles o previsibles); se asume que cada una de ellas está perfectamente identificada, aunque no son necesariamente conocidas en forma exacta y completa todas sus consecuencias cuantitativas y cualitativas.
- Una familia de criterios de evaluación (atributos, objetivos) que permiten evaluar cada una de las alternativas (analizar sus consecuencias), conforme a los pesos (o ponderaciones) asignados por el agente decisor y que reflejan la importancia (preferencia) relativa de cada criterio; las propiedades de una familia de criterios consistente son: exhaustividad, coherencia, no-redundancia (independencia), operacionalidad, mensurabilidad y economicidad.
- Una matriz de decisión o de impactos que resume la evaluación de cada alternativa conforme a cada criterio; una valoración (precisa o subjetiva) de cada una de las soluciones a la luz de cada uno de los criterios; la escala de medida de las evaluaciones puede ser

cuantitativa o cualitativa, y las medidas pueden expresarse en escalas cardinal (razón e intervalo), ordinal, nominal, y probabilística.

- Una metodología o modelo de agregación de preferencias en una síntesis global; ordenación, clasificación, partición, o jerarquización de dichos juicios para determinar la solución que globalmente recibe las mejores evaluaciones.
- Un proceso de toma de decisiones (contexto de análisis) en el cual se lleva a cabo una negociación consensual entre los actores o interesados (analista o 'experto', decisor y usuario).

7.9.3 El proceso analítico jerárquico

La solución adoptada para considerar todos los impactos sobre el uso del suelo y obtener una aproximación fiable del impacto general en su conjunto ha sido la aplicación del método de evaluación y decisión multicriterio denominado Proceso Analítico Jerárquico (AHP, del inglés *Analytic Hierachy Process*), con el cual se pueden combinar las bondades de todos los tipos de evaluación del impacto medioambiental.

Las razones principales de la elección del método AHP para la resolución del problema planteado se han fundamentado en las ventajas que presenta respecto a otros procedimientos descritas por Martínez (2007), como son:

- Su simplicidad y claridad.
- Su sencillez y su metodología de trabajo lógica y estructurada, basada en la descomposición del problema en una estructura jerárquica.
- El hecho de que este procedimiento permita adicionalmente realizar el análisis de sensibilidad, para observar y estudiar otras posibles soluciones al hacer cambios en la importancia de los elementos que definen el problema de decisión.
- La existencia de distintos software de apoyo para su aplicación.

El AHP es una metodología de análisis multicriterio discreta y multiatributo desarrollada por el matemático estadounidense T. L. Saaty, que a lo largo del tiempo se ha transformado en una de las metodologías multicriterio de mayor aplicación práctica.

Este método ha sido utilizado, con notable éxito, en muchas aplicaciones en campos muy diversos, desde la planificación empresarial, planificación estratégica, selección de proyectos, inversiones y equipos, investigación comercial, auditoría, etc., hasta la resolución de conflictos internacionales (Barba-Romero, 1996). Esencialmente se basa en la comparación par a par de elementos en una jerarquía, implicando que el problema debe ser descompuesto en una estructura jerárquica y se debe considerar

explícitamente los juicios de valor de los tomadores de decisiones. De este modo, el método combina la multiplicidad de escalas correspondientes a los diferentes criterios, sintetiza los juicios emitidos y entrega un ranking u ordenamiento de las alternativas de acuerdo a los pesos obtenidos (Arancibia et al., 2003).

Para aplicar el método AHP deben realizarse diferentes pasos. En primer lugar hay que descomponer el problema en una estructura jerárquica: el objetivo del problema debe ser colocado en el tope de la jerarquía y, en los niveles siguientes, deben ser colocados los elementos de menor complejidad (criterios, sub-criterios y alternativas), colocándose en el último nivel las alternativas a evaluar (González-Cruz et al., 2003).

En esta primera etapa es en la que el decisor involucrado debe lograr desglosar el problema en sus componentes relevantes. La jerarquía básica está conformada por: meta u objetivo general, criterios y alternativas. La jerarquía se construye de modo que los elementos de un mismo nivel sean del mismo orden de magnitud y puedan relacionarse con algunos o todos los elementos del siguiente nivel. En una jerarquía típica el nivel más alto localiza el problema de decisión (objetivo). Los elementos que afectan a la decisión son representados en los niveles inmediatos, de forma que los criterios ocupan los niveles intermedios, y el nivel más bajo comprende a las opciones de decisión o alternativas. Este tipo de jerarquía ilustra de un modo claro y simple todos los factores afectados por la decisión y sus relaciones. La figura muestra un esquema del modelo jerárquico. La jerarquía resultante debe ser completa, no redundante y mínima (no debe incluir aspectos no relevantes). Su construcción es la parte más creativa del proceso y requiere de un consenso entre todas las partes implicadas en el proceso de decisión (Martínez, 2007).

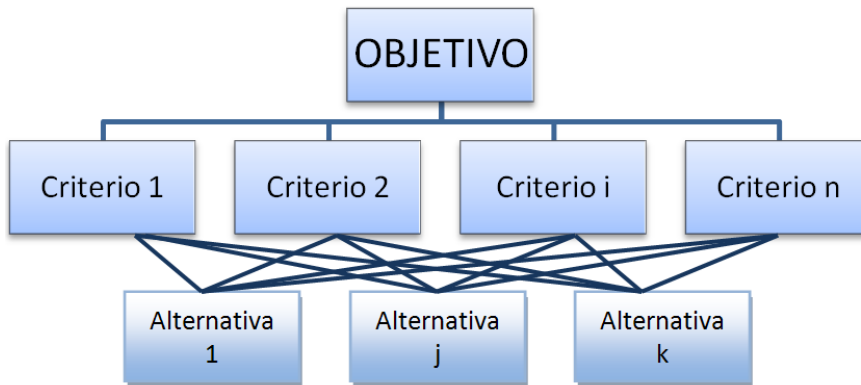


Figura 37 Modelo jerárquico para la toma de decisiones con el método AHP

Una vez construida la estructura jerárquica del problema se da paso a la segunda etapa del proceso AHP, consistente en la valoración de los elementos. El decisor debe emitir sus juicios de valor o preferencias en cada uno de los niveles jerárquicos establecidos. Esta tarea consiste en una comparación de valores subjetivos por parejas en la que se tienen que emitir juicios de valor sobre la importancia relativa de los criterios y de las alternativas, de forma que quede reflejada la dominación relativa, en términos de importancia, preferencia o probabilidad, de un elemento frente a otro, respecto de un atributo, o bien, si estamos en el último nivel de la jerarquía, de una propiedad o cualidad común. El AHP permite realizar las comparaciones binarias basándose tanto en factores cuantitativos (aspectos tangibles) como cualitativos (aspectos no tangibles), ya que presenta su propia escala de medida del 1 al 9, según se muestra en la Tabla 63. El decisor puede expresar sus preferencias entre dos elementos verbalmente y representar estas preferencias descriptivas mediante valores numéricos (Martínez, 2007).

Tabla 63 Escala de valores subjetivos propuesta por Saaty

Grado	Explicación
1	Igual importancia: Dos actividades que contribuyen de igual modo al cumplimiento de la misión.
3	Importancia moderada: Experiencia y juicio ligeramente favorable de una actividad sobre la otra.
5	Importancia fuerte: Experiencia y juicio fuerte de una actividad sobre la otra.
7	Importancia muy fuerte y demostrada: Actividad favorecida muy fuerte y dominio demostrado.
9	Importancia extrema: La evidencia favorable de una actividad sobre otra es lo máximo posible.
2, 4, 6, 8	Por compromiso entre valores, se precisan a veces para interpolar en el juicio entre dos valores.

La razón de comparar dos a dos los criterios es porque para el agente decisor es más fácil que compararlos todos a la vez. Algunos de los aspectos que justifican el uso de esta escala son su amplio abanico de posibilidades (sin superar las 9 que se establecen como límite de valores que la mente humana puede simultáneamente contemplar) y el que las valoraciones sean números enteros, con incrementos unitarios de una valoración a otra (González-Cruz et al., 2003).

La escala verbal utilizada en el AHP permite al decisor incorporar subjetividad, experiencia y conocimiento en un camino intuitivo y natural. Esta escala está justificada teóricamente y su efectividad ha sido validada empíricamente aplicándola a diferentes situaciones reales con aspectos tangibles para los que se ha comportado adecuadamente (Martínez, 2007).

Una vez formadas las matrices de comparación, el proceso deriva hacia la tercera etapa, la fase de priorización y síntesis. El objetivo de esta etapa es calcular la prioridad de cada elemento. Las prioridades son rangos numéricos medidos en una escala de razón. Una escala de razón es un conjunto de números positivos cuyas relaciones se mantienen igual si se multiplican todos los números por un número arbitrario positivo. El objeto de la evaluación es emitir juicios concernientes a la importancia relativa de los elementos de la jerarquía para crear escalas de prioridad de influencia (Martínez, 2007).

En un problema jerarquizado, como el que se presenta, podemos definir distintos tipos de prioridades: locales, globales y totales. Las prioridades locales son las que cuelgan de un mismo nodo y se calculan directamente a partir de la información recogida en las matrices de comparación. Existen distintos procedimientos matemáticos para calcular un vector de pesos relativos asociado a un nivel, vector que debe expresar la importancia relativa de los elementos considerados en ese nivel. El procedimiento propuesto por Saaty para su obtención es el método del autovector principal por la derecha. Las prioridades globales son las prioridades de cada nodo de la jerarquía respecto al nodo inicial (objetivo). El AHP las calcula utilizando el principio de composición jerárquica. Por último, la prioridad total de las alternativas comparadas se obtiene mediante la agregación de las prioridades globales (forma lineal multiaditiva). La prioridad total nos permitirá realizar la síntesis del problema, esto es, ordenar el conjunto de alternativas consideradas y seleccionar las más indicadas para conseguir el objetivo propuesto. Un aspecto que debemos cuidar es que el resultado debe ser consistente con las preferencias manifestadas por el decisor, ya que ésta es una cuestión que afecta directamente a la calidad de la decisión final. El AHP permite evaluar la consistencia del decisor a la hora de introducir los juicios de valor en la matriz de comparaciones pareadas mediante el indicador de razón de consistencia (Martínez, 2007).

La última etapa de este proceso es el denominado análisis de sensibilidad. El resultado al que se llega en la etapa anterior es altamente dependiente de la jerarquía establecida por el decisor y por los juicios de valor que realiza sobre los diversos elementos del problema. Cambios en la jerarquía sobre estos juicios pueden conducir a cambios en los resultados. La utilización de un software de apoyo como el *Expert Choice* permite analizar de forma rápida y sencilla la sensibilidad de los resultados (decisión) a los diferentes cambios posibles, permitiendo analizar el problema en escenarios distintos (Martínez, 2007).

7.10 Aplicación de la metodología multicriterio para evaluar la categoría del uso del suelo

7.10.1 Introducción

La mayoría de los ACV existentes no se han ocupado de la categoría de impacto de uso del suelo. En el caso de materiales biodegradables poliméricos, dado que la fracción orgánica de los productos biodegradables proviene normalmente de productos agrícolas o de residuos, esta categoría de impacto surge como una cuestión medioambiental primordial debido a los impactos que producen los cultivos.

En el caso de que los biopolímeros tuvieran un gran éxito en el mercado, probablemente surgiría la necesidad de plantar nuevos campos de cultivo para cubrir la demanda, causando así nuevos impactos medioambientales derivados del uso del suelo.

La siguiente figura muestra una estructura del desarrollo de la metodología para la aplicación de la categoría de uso del suelo en los ACV.

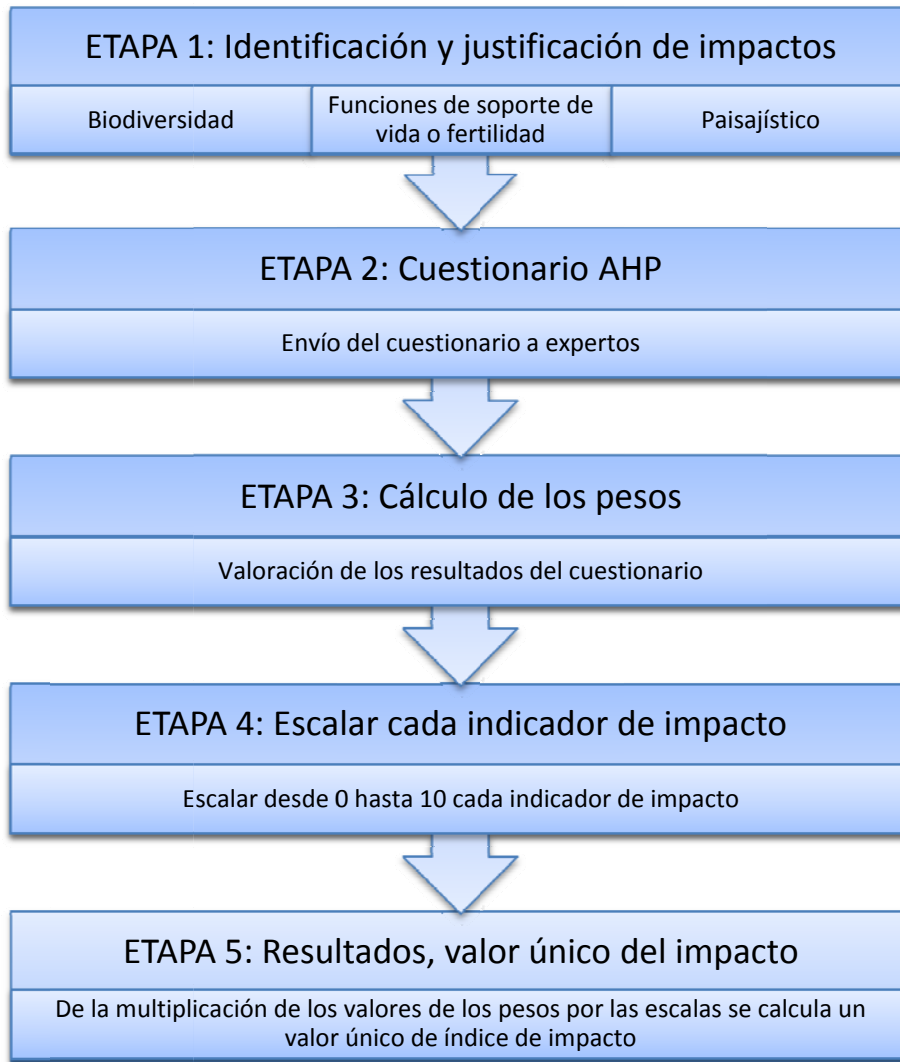


Figura 38 Estructura de la metodología para adaptar y aplicar la categoría de impacto del uso del suelo en los ACV

7.10.2 Identificación y justificación de los impactos seleccionados

La justificación de la importancia y la adecuación de considerar los impactos sobre la biodiversidad y la fertilidad como idóneos para evaluar la categoría de impacto del uso del suelo se han explicado previamente en los apartados 7.3 y 7.4. El número de plantas vasculares y la cantidad de carbono del terreno aportan una información genérica sobre el impacto de uso de suelo. Debido a esta generalidad, se podría considerar que no aportan una información totalmente concreta y completa sobre las diferentes características de la situación de un terreno determinado.

Sin embargo, la información proporcionada por el factor de la calidad del paisaje (apartado 7.5) suministrada a partir de una serie de rasgos físicos, tales como el relieve o la altitud, muestra datos relevantes para categorizar con mayor exactitud el impacto de uso de suelo. Tal como se puede observar a partir de la Figura 33, si no se considerara el factor paisajístico bajo unas mismas condiciones de tipo de terreno, se obtendría a nivel teórico el mismo resultado, pero al trasladar este estudio al ámbito experimental se observaría una posible divergencia de resultados.

Para justificar que los tres impactos seleccionados son adecuados para evaluar los cambios en el uso de suelo desde el punto de vista ambiental, se van a considerar los conceptos de ontologías y taxonomías, utilizados en el campo de ingeniería del diseño para organizar la información.

Las taxonomías se utilizan generalmente para clasificar grandes masas de información, aunque es importante señalar que sólo es posible organizar el conocimiento disponible sobre un conjunto de variables, por lo que esta limitación implica que el conocimiento sobre cualquier tema no es ni exhaustivo ni objetivo (Genshenson & Stauffer, 1999).

Las ontologías son representaciones formales de un conjunto de conceptos con un dominio y las relaciones entre esos conceptos. Son un sistema de representación del conocimiento que resulta de seleccionar un ámbito del mismo y aplicar sobre él un método con el fin de obtener una relación formal entre los conceptos que tiene y sus relaciones. La organización de estos conceptos se realiza en estructuras taxonómicas, por tanto, una ontología contiene una taxonomía de clases, sus propiedades e instancias correspondientes.

Entre la gran variedad de ontologías existentes, para realizar la justificación de la selección de los impactos, se considera la ontología SUMO (del inglés *Suggested Upper Merged Ontology*) por su alto nivel de abstracción y por proporcionar definiciones para términos de uso general. Esta ontología divide las entidades físicas en objetos y procesos. Las definiciones de cada entidad son las siguientes:

- Un *objeto* se considera una entidad que está presente en todo momento con unidad, como por ejemplo una persona, un coche o un reloj.
- Un *proceso* es una entidad que está presente durante un tiempo determinado, como por ejemplo una determinada acción, una tormenta o el diseño de un objeto.

Considerando los conceptos relevantes de la información proporcionada por la ontología SUMO relacionados con el concepto físico de uso del suelo, se obtiene la Figura 39.

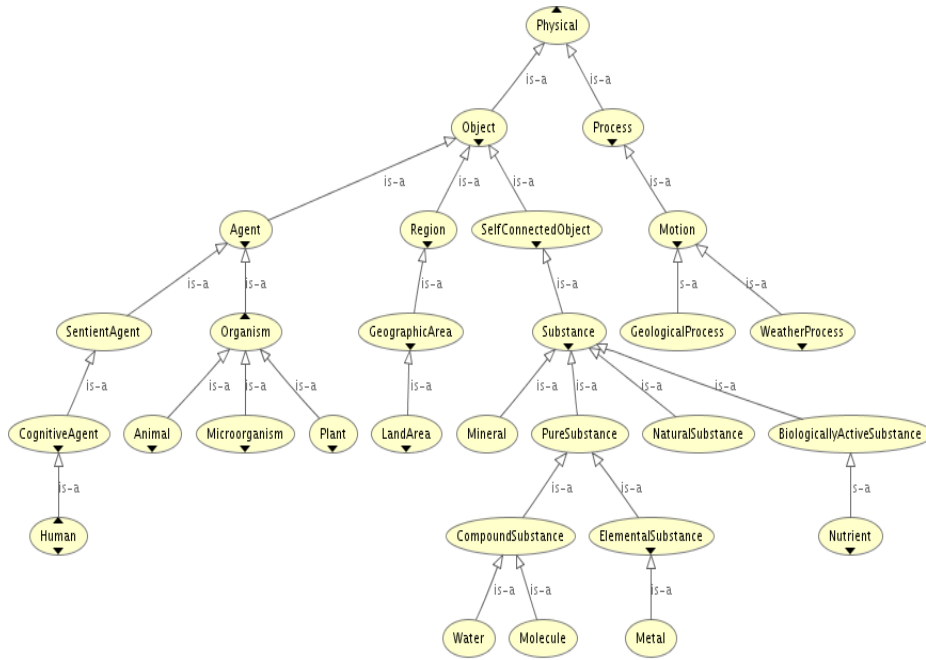


Figura 39 Conceptos de la jerarquía SUMO seleccionados que están en relación con el uso del suelo

Comparando estos conceptos con los impactos seleccionados, se organiza y se identifica la siguiente información:

- **Biodiversidad.** Según la definición que propone la Real Academia de la Lengua Española, se trata de la variedad de especies animales y vegetales en su medio ambiente. Este factor se puede relacionar con el concepto de ‘organismo’ (*Agent – Organism*) de la ontología SUMO. Con el objetivo de entender esta identificación, se explican los motivos para considerar un organismo como elemento relacionado con el factor de la biodiversidad. Según la definición que proporciona SUMO, un organismo es ‘generalmente, un ser vivo, incluyendo todas las plantas y animales’, con lo que se corresponde directamente con parte de la definición de biodiversidad.
- **Fertilidad.** En el sentido horticultural, la fertilidad se puede definir como una medida de la riqueza nutricional del suelo. Este factor se puede relacionar directamente con el concepto de ‘sustancia’ (*Selfconnected Object – Substance*). Según la definición que proporciona SUMO, una sustancia es ‘un objeto en cual todas las partes son similares a todas las otras en todos sus aspectos relevantes’. Se debe indicar que una sustancia puede tener propiedades físico-químicas que varían como la temperatura, constitución química,

densidad, etc. (tómese como ejemplo una masa de agua). SUMO subdivide el concepto de 'sustancia' en seis tipos de los cuales, se seleccionan como relevantes, los conceptos de 'minerales', 'sustancias puras', 'sustancias naturales' y 'sustancias biológicamente activas'. Así mismo, como sustancias puras se consideran los 'metales', 'moléculas' y el 'agua', y como sustancias biológicamente activas, los 'nutrientes'. Todos estos elementos indicados se relacionarían básicamente como los constituyentes de la riqueza nutricional del suelo.

- **Paisaje.** Se puede definir como la extensión de terreno que se ve desde un sitio aunque es un concepto que se utiliza de manera diferente por varios campos de estudio. No obstante todos los usos del término llevan implícita la existencia de un sujeto observador y de un objeto observado (el terreno) del que se destacan fundamentalmente sus cualidades visuales y espaciales.

El sentido que se otorga en este estudio es desde el punto de vista geográfico, en donde se entiende por paisaje cualquier área de la superficie terrestre producto de la interacción de los diferentes factores presentes en ella y que tienen un reflejo visual en el espacio. El paisaje geográfico es, por tanto, el aspecto que adquiere el espacio geográfico. Se define por sus formas: naturales o antrópicas. Todo paisaje está compuesto por elementos que se articulan entre sí. Estos elementos son básicamente de tres tipos: abióticos (elementos no vivos), bióticos (resultado de la actividad de los seres vivos) y antrópicos (resultado de la actividad humana). Por tanto, este factor se puede relacionar directamente con el de 'región' (*Region – Geographic Area*), ya que según la definición que proporciona SUMO, una región es una 'localización topográfica. Las regiones engloban superficies de objetos, lugares y áreas geográficas. Se debe indicar que una región es un tipo de objeto único y que puede ser localizado por sí mismo'.

El término referente a la intervención humana (*Agent – SentientAgent*), implica la necesidad de la alteración del medio ambiente por parte del ser humano para provocar los cambios en el impacto de uso de suelo. Este es, por tanto, el impacto que se trata de evaluar, el cual afecta a los demás impactos independientes e igualmente nivelados citados anteriormente.

La parte referida a los procesos, los cuales están divididos en geológicos y climáticos, interactúan en los cuatro factores indicados, por tanto son factores externos que tiene una gran relevancia, no obstante, ya se están teniendo en cuenta por sí mismos al considerar los factores de fertilidad, biodiversidad y paisaje.

Por lo tanto, a través de lo explicado con anterioridad y tomando como base cualquiera ontología, se puede afirmar que los términos seleccionados

cumplen los requisitos necesarios de consistencia taxonómica (Cebrián-Tarrasón & Vidal, 2008), los cuales se describen a continuación:

- **Exhaustividad**, que quiere decir que es completamente exhaustiva sobre un dominio en concreto, para que todos los casos puedan ser clasificados. Se justifica que esta organización taxonómica es exhaustiva ya que tal como se indica en la comparativa relacionada, todos los conceptos relacionados con el impacto de uso de suelo, quedan perfectamente clasificados en los tres dominios de los distintos factores de caracterización indicados.
- **Ortogonalidad conceptual**, que quiere decir que se considera que los términos dentro de la organización del conocimiento relativo a los factores intervinientes en el uso de suelo son mutuamente exclusivos de los otros términos. Se considera que esta taxonomía tiene una ortogonalidad conceptual ya que cada término está mutuamente excluido. Como ejemplo de este tipo de consistencia, el factor paisajístico es exclusivo al concepto referido de región en la ontología SUMO, sin tener ningún elemento similar que pueda causar una ambigüedad en su definición.
- **Estructura paralela**, que quiere decir que se clasifican jerárquicamente los requerimientos. Se considera que esta taxonomía cumple una estructura paralela ya que tal como se clasifica en la Figura 39, los términos que están relacionados con el impacto de suelo, quedan jerárquicamente distribuidos indicando su relación entre los términos más concretos y más generales. En el caso del concepto sustancia, se ejemplifica esta idea al indicar que cualquier sustancia es un objeto y a su vez, cualquier mineral se puede considerar como una sustancia.

A partir de esta comparación queda demostrada la necesidad de incluir el factor paisajístico como un elemento relevante para complementar la caracterización del impacto de uso de suelo. La Figura 40 muestra de forma gráfica los impactos seleccionados y la justificación taxonómica.

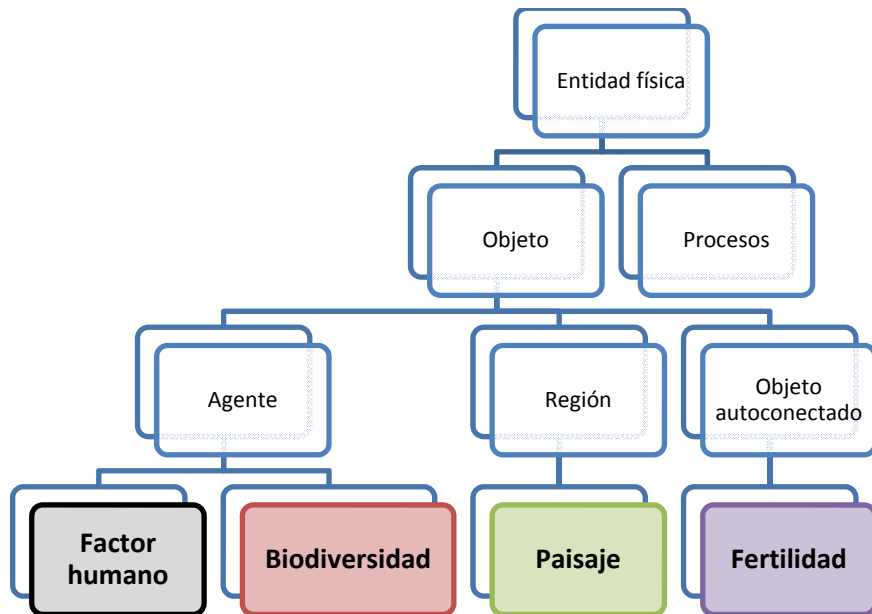


Figura 40 Justificación taxonómica de los impactos seleccionados en el uso del suelo

Como corolario a esta justificación cabe resaltar que si se considera solamente los impactos o apartados fundamentales referidos al factor de biodiversidad y fertilidad, no se incluyen factores propios específicos de la región donde se ubica. Problema que se puede resolver al incluir el factor paisajístico desde el punto de vista físico o geográfico.

7.10.3 Elaboración del cuestionario

Para relativizar y ponderar los impactos seleccionados, se va a considerar la utilización del método AHP. En este caso, la utilización del AHP es restringida ya que, a diferencia de un modelo clásico, no se consideran alternativas finales, ya que lo que se pretende calcular es el grado de importancia de cada impacto referido al uso de suelo. En este ejercicio de valoración se pretende estimar la percepción social de expertos, en término de preferencias, relativa a los tres criterios anteriormente citados: impacto del uso de suelo sobre la biodiversidad, la fertilidad y el paisaje. Para establecer una valoración lógica, el grupo de expertos seleccionado debe poseer un grado elevado de conocimiento y experiencia en la materia.

En nuestro caso, los expertos seleccionados han sido titulados superiores, con conocimiento de la materia, de entre los cuales había algunos con el grado de doctor. A estos encuestados se les envió el cuestionario general para la elaboración de un índice de impacto general para la categoría de uso de suelo, mostrado en la figura siguiente.

En primer lugar, para consideraciones estadísticas, rellene los siguientes datos personales.

Edad

Sexo

Titulación

Lugar de residencia habitual

Dadas las definiciones anteriores referidas al impacto que puede provocar el cambio del uso del suelo en un terreno determinado, conteste a **qué aspecto le otorgaría mayor importancia de entre los pares siguientes en el caso de que una determinada zona de terreno cambie en cuanto a su uso y se convirtiera en otra distinta**. Para ello marque la casilla de la intensidad de importancia entre la comparación, considerando la escala superior. Una vez finalizado envíe los resultados por correo electrónico. Gracias por su colaboración.

	EXTREMA IMPORTANCIA		MAYOR IMPORTANCIA		IGUAL IMPORTANCIA		MAYOR IMPORTANCIA		EXTREMA IMPORTANCIA	
BIODIVERSIDAD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	FERTILIDAD
FERTILIDAD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	PAISAJE
PAISAJE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	BIODIVERSIDAD

Figura 41 Cuestionario para la elaboración y aplicación del método AHP

7.10.4 Resultados del cuestionario

Los valores de los coeficientes asignados por el comité de expertos se han denominado de la siguiente forma, según la Tabla 64.

Tabla 64 Denominación de los coeficientes asignados en el cuestionario

IMPACTO SOBRE	Biodiversidad	Fertilidad	Paisaje
Biodiversidad		BF	BP
Fertilidad			FP
Paisaje			

El coeficiente BF determina la relación de biodiversidad frente a fertilidad. Si este es entero distinto de uno (por ejemplo, 3), quiere decir que se le otorga mayor importancia a la biodiversidad, con un grado moderado. En cambio, si el coeficiente es una fracción (por ejemplo, 1/7), quiere decir que la importancia en este caso se le otorga a la fertilidad, con un grado muy fuerte y demostrado. La Tabla 65 muestra los resultados de cada encuestado.

Tabla 65 Denominación de los coeficientes asignados en el cuestionario

Núm.	Titulación	Lugar de residencia	Coef. BF	Coef. FP	Coef. BP
1	Ingeniero superior	Castellón	5	1/3	3
2	Ingeniero superior	Castellón	1/3	5	5
3	Ingeniero superior	Castellón	1	5	5
4	Ingeniero superior	Castellón	3	1/7	5
5	Ingeniero superior	Castellón	9	1/7	9
6	Doctor	Castellón	1	3	5
7	Ingeniero superior	Castellón	1	1/5	1/5
8	Ingeniero superior	Castellón	9	9	9
9	Ingeniero superior	Castellón	1	7	7
10	Doctor	Lugo	1	3	1/3
11	Doctor	Lugo	5	5	5
12	Doctor	La Coruña	1/3	3	1
13	Ingeniero superior	Bilbao	5	3	5
14	Licenciado	Bilbao	3	5	7
15	Licenciado	Bilbao	3	1	3
16	Ingeniero superior	Valencia	5	5	5
17	Licenciado	Valencia	1/3	1/3	5
18	Doctor	Valencia	7	1/7	1
19	Licenciado	Valencia	5	1/5	5
20	Ingeniero superior	Madrid	5	5	7
MEDIA			3,50	3,02	4,63

Se ha utilizado para el análisis el programa informático *Expert Choice 2000*. En la Figura 42 se muestran los resultados de la entrada de los valores medios. Se puede observar claramente que el criterio de afectación a la biodiversidad tiene mayor peso sobre los otros criterios. El índice de inconsistencia ha sido del 7%, por debajo del 10% que es el máximo admisible.

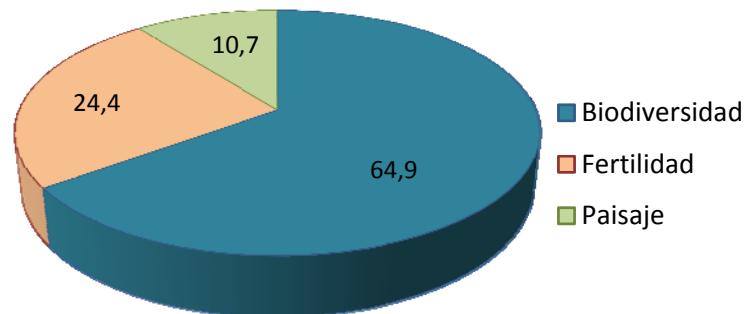


Figura 42 Resultado de los pesos (%) del cuestionario AHP aplicando el programa de evaluación *Expert Choice 2000*

7.10.5 Escala de cada indicador de impacto

Para expresar los resultados del impacto total se deben definir previamente las unidades de cada indicador de impacto. Para la comparación del impacto entre diferentes actividades las unidades de cada uno se definirán en la escala de 0 a 10 de la manera siguiente:

- **Impactos sobre la biodiversidad:** Se asigna el valor de 10 para el terreno con mayor número de plantas vasculares. El valor que se asigna para el resto de tipos de terrenos será el que porcentualmente le corresponda con respecto al mayor valor anteriormente definido. Los valores del número de plantas vasculares se pueden obtener a partir de Barthlott et al. (1996, 1999), Mutke & Barthlott (2005), Morales (2003), Lobo et al. (2001) o Moreno et al. (2003), además de los autores anteriormente citados (Goedkoop & Spriensma, 2001; Weidema & Lindeijer, 2001; Köllner, 2000; Vogländer et al., 2004).

Dado el carácter porcentual en que se van a mostrar los resultados, el hecho de tomar los valores de una metodología u otra no variarán los resultados de forma considerable. Por tanto, en el caso de estudio, se tomarán los valores de Köllner (2000), método en el cuál se han basado la mayoría del resto de metodologías aplicadas. Köllner (2000) propone que el máximo valor del potencial de efectos sobre el conjunto de especies (SPEP, del inglés *species-pool effect potential*) corresponde a vegas con **270**, bosques (hoja grande) con **240**, pastos se corresponde con el valor de **40** y cultivos con **10**.

- **Impacto sobre las funciones de soporte vital:** Se asigna el valor de 10 para el terreno con mayor índice de fertilidad. El valor que se asigna para el resto de tipos de terrenos será el que porcentualmente le corresponda con respecto al mayor valor anteriormente definido. Los valores de NPP se pueden tomar de Vitousek et al. (1986), Haberl et al. (2007), Margalef (1998) o Carpintero (2007), además de los autores anteriormente citados (Cowell, 2000; Weidema & Lindeijer, 2001; Lindeijer, 2000b).

De la misma forma que para considerar los valores del impacto sobre la biodiversidad, se supone que el hecho de tomar los valores de una metodología hace que no varíen los resultados de forma considerable, dado el carácter porcentual. Para el caso del impacto sobre la fertilidad se tomarán los valores de Weidema & Lindeijer (2001), motivado además por la claridad y la distribución de los datos, en el que el máximo valor de NPP se corresponde a terreno pantanoso con **1180**, pastos tiene **540**, cultivos tiene **425** y bosque, **360**.

- **Impacto paisajístico:** Existen varios métodos para valorar de una forma el impacto visual o paisajístico, los cuales casi en su totalidad están realizados a partir de valoraciones subjetivas (Haynes-Young & Potschin, 2005; Schüpbach, 2002; Pachaki, 2002). Para el caso de estudio, y para considerar el carácter de regionalización, se tomarán en cuenta los trabajos de Otero et al. (2007a, 2007b), dado la calidad del mapa paisajístico de España basado en características físicas.

De las tablas de valoración de los grupos y los subgrupos estudiados (Otero et al., 2007b) se obtiene que las sierras ibéricas poseen una valoración de paisaje de **6,93** y las zonas atlánticas litorales y pre-litorales poseen un valor de **9,60**.

Al aplicar los pesos calculados de la aplicación del método AHP sobre estos valores obtenidos para cada impacto, se obtiene el índice general de impacto con escala ponderada de 0 a 10, según la siguiente tabla.

Tabla 66 Valores ponderados de los indicadores de impacto del uso de suelo y valor total ponderado de la transformación de terreno en el Sistema Ibérico y en la zona cantábrica

Impacto sobre	Metodología	Peso AHP	Sistema Ibérico	Zona Cantábrica
Biodiversidad	Köllner (2000)	0,649	-8,70	-1,11
Funciones de soporte vital o fertilidad	Lindeijer (2000b)	0,244	+0,55	-0,97
Paisaje	Otero et al. (2007b)	0,107	-6,93	-9,60
TOTAL			-6,26	-1,99

A la vista de los resultados se confirma que se produce un impacto más perjudicial, por el mayor negativo del total, en el caso de realizarse la transformación del uso de suelo en la zona montañosa ibérica que en los pastos cantábricos. Este resultado viene motivado por dos razones de pesos bastantes considerables:

- En primer lugar, la gran diferencia existente entre los valores de riqueza de especies vasculares. El valor de la zona ibérica prácticamente roza el valor máximo llegando a ser hasta seis veces superior al que poseen los pastos.
- El motivo anterior viene a ser reforzado por el mayor peso ponderado del impacto sobre la biodiversidad sobre el resto, que hace que la diferencia anterior se multiplique.

7.11 Conclusiones

La categoría de impacto de uso del suelo puede llegar a ser crucial desde el punto de vista medioambiental por las consecuencias que se pueden

provocar sobre la calidad del mismo a largo plazo. La disparidad en los resultados obtenidos del estudio previo que ha motivado el desarrollo de esta categoría, han puesto de manifiesto la necesidad de convergencia en la elaboración de metodologías que evalúen de forma efectiva el impacto del uso del suelo. Esta falta de afinidad ha estado motivada principalmente por la falta de un consenso claro acerca de la preferencia entre los diferentes métodos e indicadores.

La metodología propuesta considera que los impactos sobre la biodiversidad, las funciones de soporte de vida y el paisaje son los más importantes a la hora de evaluar un posible cambio en un determinado uso de suelo. Estos impactos se han demostrado que cumplen perfectamente las características principales a la hora de definir una determinada taxonomía como exhaustividad, ortogonalidad perceptual y paralelismo.

Obviamente, se puede admitir que la situación óptima relativa a la información proporcionada sobre el impacto de uso de suelo se constituye a partir de la toma de datos directamente sobre la zona que queremos evaluar medioambientalmente. No obstante, si la información disponible sobre el terreno no permite obtener este grado óptimo de exactitud, a través de la inclusión del factor de calidad paisajístico, se logra obtener una mayor información ambiental específica del suelo que queremos evaluar. Este aspecto queda demostrado en la comparativa del cambio de uso de suelo en las regiones cantábricas e ibéricas en la cual, si no se hubiera incluido este factor, la información no hubiera sido tan fidedigna.

La aplicación del método AHP como solución para considerar los impactos anteriores permite combinar las bondades de todos los tipos de evaluación del impacto medioambiental del uso del suelo para así obtener una aproximación fiable del impacto general en su conjunto. Los resultados que se obtienen muestran una aproximación del impacto real dado que los valores tomados para el cálculo de los valores ponderados son muy generales.

Este método es muy válido para realizar comparaciones entre la adopción de transformar un tipo de suelo en otro diferente o entre la posibilidad de ubicar un cierto tipo de terreno u otro en un lugar determinado.

Un aspecto importante del impacto del uso del suelo es la dependencia del lugar donde el cambio de uso tiene lugar. Por ello, los valores tanto del número de plantas vasculares como de productividad que deben considerarse tendrían que ser los propios de la zona donde se lleve a cabo el estudio.

Como conclusión final, cabe destacar que se ha podido desarrollar un indicador que evalúa el impacto general de una transformación específica de

terreno, perfectamente adaptable a los estudios de ACV. El mismo se puede denominar 'Impacto del uso del suelo de la transformación', cuya medida es porcentual adimensional y válida para comparaciones entre diversas propuestas. Hay que recordar que hasta el momento, los indicadores que la mayoría de organizaciones e instituciones han desarrollado en esta categoría se correspondían la mayoría con la cuantificación de áreas de afectación.

Capítulo 8. Adaptación de las categorías en los estudios de ACV

8.1 Introducción

El desarrollo de las metodologías de las categorías de ruido y uso del suelo ha venido motivado por las deficiencias encontradas en el transcurso de la realización de diversos ACV de infraestructuras de transporte y de materiales biopolímeros. Estas dos metodologías han surgido por la necesidad de realizar un estudio más completo y preciso del impacto medioambiental de estos dos sectores.

En este capítulo se presentan los ACV desarrollados y la adaptación de las metodologías para conseguir evaluar en los mismos el impacto del ruido y del uso del suelo.

Inicialmente se considera el estudio de ACV para las infraestructuras de carreteras españolas. Los resultados obtenidos de la aplicación de la metodología del capítulo 6 se han adaptado para que puedan referirse a la unidad funcional. Posteriormente se ha equiparado la importancia de esta categoría con respecto a otras, considerando el efecto que provoca sobre las personas en comparación con los accidentes de tráfico y las emisiones de gases nocivos para la salud humana.

La categoría de uso de suelo se ha incluido en la comparación entre los nuevos materiales realizados con biopolímeros y composites con los de uso tradicional. En primer lugar se calcula el impacto que causa el cultivo para la obtención de bioplásticos y el destinado a proporcionar desechos que sirven como refuerzo a la hora de fabricar composites. En este último caso se ha equiparado también la importancia de la categoría de uso de suelo con respecto a las demás en cuanto a los efectos sobre el impacto global.

A continuación se muestran los estudios medioambientales utilizando ACV que se han desarrollado a lo largo de la ejecución de esta tesis, en los cuales se presenta la inclusión de las categorías de ruido y uso del suelo.

8.2 ACV de las infraestructuras de carreteras españolas

8.2.1 Objeto, alcance y unidad funcional

El objeto de este estudio (Garraín & Vidal, 2008b) es evaluar el impacto medioambiental que se produce por el uso de las carreteras españolas, incluyendo las autopistas, autovías y carreteras nacionales o resto de la red (no se incluyen las vías interurbanas y urbanas dependientes de los ayuntamientos). Posteriormente, mediante la aplicación del concepto de

ACV, se pretende, además, determinar el impacto provocado por la construcción de las mismas.

Las categorías de impacto que se han tenido en cuenta han sido el calentamiento global, la formación de precursores de ozono troposférico y la acidificación. La razón que justifica esta selección se basa en que son las categorías más significativas de entre las relacionadas con los efectos sobre la calidad del aire, por el tipo de emisiones que se producen como CO₂, CO, N₂O, NO_x, SO₂, COV y componentes orgánicos volátiles distintos del metano (COVNM), principales contaminantes con factor de peso en las categorías anteriores.

Para la comparación de los resultados obtenidos de las emisiones, las unidades funcionales escogidas se expresan en función de los pasajeros-kilómetro (pkm) anuales, definido como el resultado de multiplicar los vkm recorridos por coches, motocicletas y autocares (denominados como ligeros) por la ocupación media de los mismos, descontando en estos últimos el conductor del vehículo; y por toneladas-kilómetro (tkm) anuales, que se obtiene al multiplicar los vkm recorridos por vehículos pesados por la carga media de los mismos.

8.2.2 Inventario y evaluación del impacto sobre la calidad del aire de las infraestructuras de carreteras españolas

Los contaminantes producidos por el uso de las carreteras se han estimado en base a las emisiones de los vehículos que transitan por las mismas mediante el programa informático COPERT III (*COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport*), programa financiado por la EEA en el marco de actividades del *European Topic Center on Air and Climate Change* (ETC/ACC). COPERT III sirve para calcular las emisiones de contaminantes a la atmósfera, producidas por diferentes categorías de vehículos (turismos, vehículos ligeros, vehículos pesados, ciclomotores y motocicletas), para así incluirlas en los inventarios nacionales oficiales. En este programa están integrados las correlaciones y factores de emisión de cada contaminante en función del vehículo, carburante, pauta de conducción, kilometraje anual promedio, velocidad típica, tipo de motor y factores externos como la temperatura ambiente. Las emisiones estimadas también se pueden distinguir según su procedencia, ya sean las producidas durante el funcionamiento del motor estabilizado térmicamente (emisiones en caliente), las producidas durante el arranque del motor a temperatura ambiente (inicio en frío y efectos de calentamiento) y las emisiones de COVNM debidas a la evaporación del combustible (EEA & ETC/ACC, 2000).

Los datos recogidos para obtener la estimación de los contaminantes producidos por el tráfico en España, tratados previamente a su introducción en el programa COPERT III, han sido los consumos y especificaciones de los

combustibles para automóviles (CORES, 2006; y a partir de información de empresas suministradoras de combustible –Repsol, Campsa, BP, Total-), las temperaturas máximas y mínimas mensuales en España (datos del INE para el año 2006), el parque de vehículos (MFOM, 2007a): por antigüedad, por tipo de combustible y por tipo de vehículo (turismos y motocicletas por cilindrada, camiones y furgonetas por carga útil, autobuses y autocares), el kilometraje anual recorrido por tipo de vehículo (MEET, 1999), las velocidades medias por tipo de vehículo y vía (Burón et al., 2004) y la ratio de distribución kilométrica por tipo de vehículo y vía (MEET, 1999).

Los contaminantes emitidos por el tráfico en España durante el año 2006 se reflejan en la Tabla 67.

Tabla 67 Contaminantes anuales emitidos por el tráfico que transita por España, año 2006

Contaminante	Cantidad anual (t)
CO	1.772.042
NO _x	548.745
CO ₂	99.201.439
SO ₂	32
NH ₃	12.008
N ₂ O	10.680
CH ₄	14.253
COVNM	335.344

La Tabla 68 muestra la cantidad equivalente de contaminantes del tráfico en España distribuidos por categorías de impacto durante el año 2006.

Tabla 68 Contaminantes anuales producidos por el tráfico por categoría de impacto

Categoría	Unidad	Cantidad anual
Calentamiento global	t CO ₂ eq	102.690.538
Precusores de ozono	t C ₂ H ₄ eq	1.199.937
Acidificación	t SO ₂ eq	293.624

Para realizar comparaciones de forma adecuada, la Agencia Europea del Medio Ambiente sugiere expresar los resultados en las unidades que se han descrito anteriormente: cantidad de contaminante emitido por pkm -para el caso de vehículos ligeros- o por tkm -para vehículos pesados-. Además, también se compararán los resultados de estas emisiones por tipo de infraestructura. Para ello, en primer lugar, hay que distribuir la cantidad total de contaminantes por tipo de vehículo y por tipo de infraestructura, en el que solamente se tendrán en cuenta las producidas por autopistas y autovías y por las vías interurbanas. La Tabla 69 muestra esta distribución.

Tabla 69 Contaminantes anuales producidos (t) por el tráfico, por tipo de vehículo y tipo de vía

Contaminante	Tipo vehículo	Tipo de vía		
		Urbanas (incluyen interurbanas)	Nacionales (resto de la red)	Autopistas y autovías
CO	Ligeros	998.512	89.820	169.038
	Pesados	349.007	111.781	53.884
NO _x	Ligeros	121.916	38.332	62.116
	Pesados	224.743	55.367	46.273
CO ₂	Ligeros	33.008.140	6.286.418	9.165.179
	Pesados	36.084.653	7.139.112	7.517.937
SO ₂	Ligeros	11	2	3
	Pesados	12	2	2
NH ₃	Ligeros	2.595	3.581	4.553
	Pesados	478	377	423
N ₂ O	Ligeros	4.414	1.109	2.265
	Pesados	1.901	457	533
CH ₄	Ligeros	10.007	603	883
	Pesados	1.933	470	356
COVNM	Ligeros	210.289	23.295	22.213
	Pesados	57.442	14.687	7.417

Posteriormente, se deben calcular los factores de asignación de impactos referidos a la frecuencia de paso de vehículos por tipo de vías en el caso de los contaminantes emitidos por el uso de carreteras. En este caso, los valores se tienen que determinar a partir de los datos introducidos en el programa de evaluación COPERT III: la flota de vehículos (MFOM, 2007a), el kilometraje anual recorrido por tipo de vehículo (MEET, 1999), la ratio de distribución kilométrica por tipo de vehículo y vía (MEET, 1999), los datos de transporte por tipo de vehículo (MFOM, 2007) y el tráfico por tipo de vía (MFOM, 2007a) para conseguir el valor de carga media por tipo de vehículo, ya sea de pasajeros o de mercancías. Con los datos anteriores, se obtienen los factores de asignación para transporte de viajeros y mercancías: para autopistas y autovías 126.108 Mpkm y 88.945 Mtkm; para el resto de la red 153.112 Mpkm y 85.895 Mtkm.

Para calcular el impacto ambiental asociado a la construcción de carreteras se ha realizado un inventario de los materiales y recursos energéticos empleados en el proceso. Estos datos de inventario obtenidos se han recopilado y tratado los datos según el diagrama de la Figura 43 y se definieron para cada metro de cada tipo de carretera que se construye en un año.

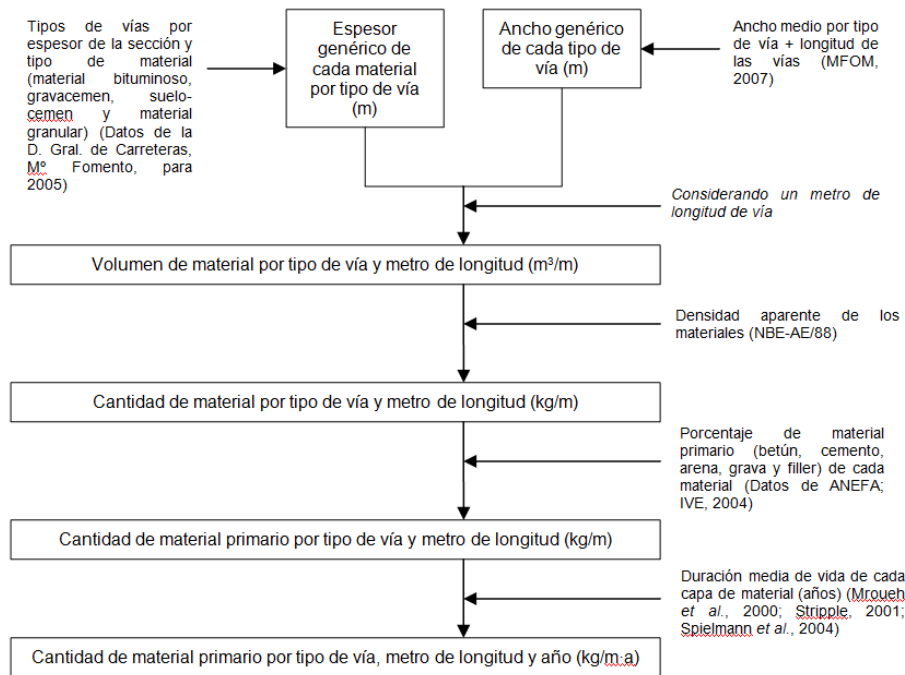


Figura 43 Diagrama de flujo de la adquisición de datos de inventario para obtener la cantidad de materiales empleados en la construcción de carreteras en España, año 2004 (Garraín & Vidal, 2008b)

Además de estos datos, se han considerado otros datos de inventario, desglosados por tipo de vía, tales como el consumo de combustible de la maquinaria empleada para la construcción de vías (IVE, 2004), el consumo de combustible durante la extracción y trituración de áridos (Stripple, 2001), el consumo de combustible durante el transporte de materiales (Spielmann et al., 2004) y las emisiones de COVNM en la fabricación de materiales para la construcción de vías (Spielmann et al., 2004). En la Tabla 70 se detallan los valores de los contaminantes emitidos por la construcción de carreteras obtenidos tras introducir los datos de inventario anteriores en el programa de evaluación SimaPro v7.0, con el método de evaluación CML 2 *baseline 2000* y los factores de normalización de Europa del Oeste (Guinée et al., 2001).

Tabla 70 Contaminantes producidos anualmente por la construcción de carreteras en España por categoría de impacto y tipo de vía

Categoría	Unidad	Tipo de vía	
		Resto de la red	Autopistas y autovías
Calentamiento global	kg CO ₂ eq / m·a	33	94
Precusores de ozono	g C ₂ H ₄ eq / m·a	13	31
Acidificación	g SO ₂ eq / m·a	248	603

Los valores de asignación de impactos se obtienen a partir de los datos de tráfico y transporte por tipo de vía y tipo de vehículo (MFOM, 2007a), de la longitud total de cada tipo de vía (MFOM, 2007) y del factor de asignación de la carga por tipo de vehículo (Spielmann et al., 2004). Con estos datos, se obtienen los factores de asignación de impacto para la carga de cada tipo de vehículo de la siguiente forma: para autopistas y autovías $1,77E-05$ m·a/pkm y $4,27E-05$ m·a/tkm; para el resto de la red $2,15E-04$ m·a/pkm y $6,65E-04$ m·a/tkm.

Los resultados de las emisiones por pkm y tkm finales se muestran en las siguientes figuras, en las cuales se muestra el impacto causado por el uso y la construcción de las carreteras en España. Hay que remarcar que la denominación de ‘vías interurbanas’ en las figuras se corresponde con ‘resto de la red’.

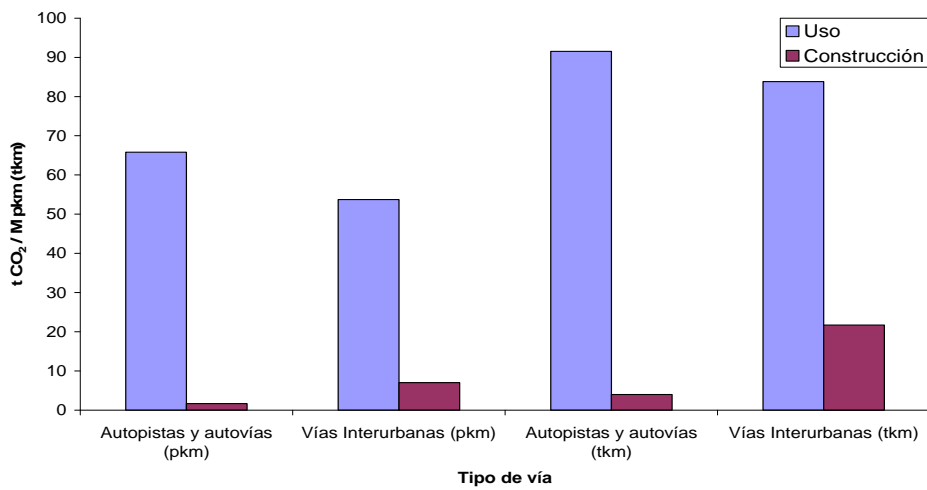


Figura 44 Emisiones de CO₂ equivalente por Mpkm (Mtkm) por tipo de vía en España, año 2006 (Garraín & Vidal, 2008b)

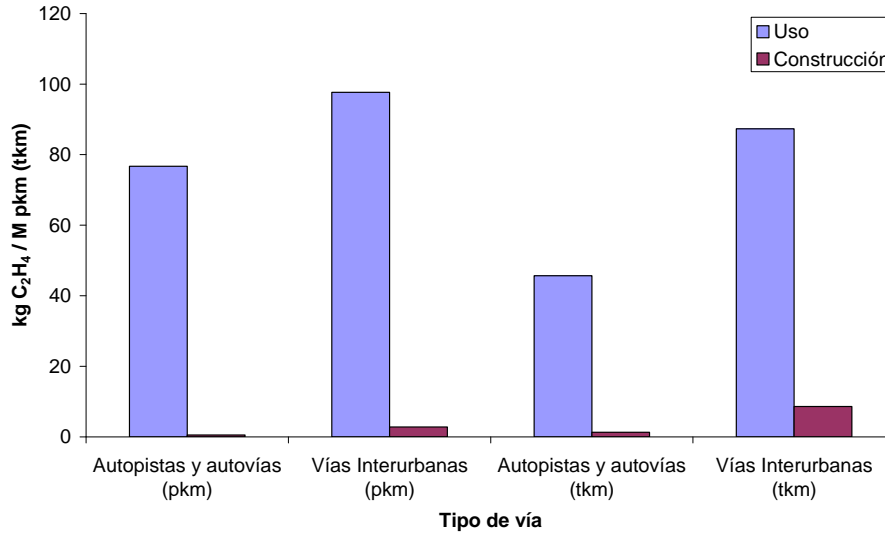


Figura 45 Emisiones de C₂H₄ equivalente por M pkm (Mtkm) por tipo de vía en España, año 2006 (Garraín & Vidal, 2008b)

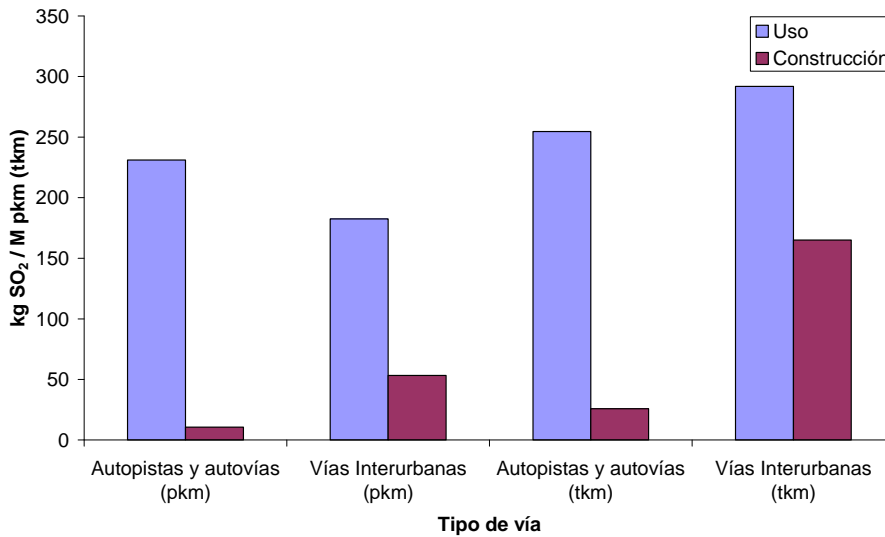


Figura 46 Emisiones de SO₂ equivalente por M pkm (Mtkm) por tipo de vía en España, año 2006 (Garraín & Vidal, 2008b)

Ante estos resultados es complicado afirmar qué tipo de vía es más sostenible, ya que la emisión de contaminantes depende de varios factores relacionados básicamente con el consumo de combustible: velocidad del vehículo, número de arranques y paradas o nivel de carga de viajeros y mercancías. Se puede afirmar que en las categorías de calentamiento global

y acidificación existe una mayor afectación en autopistas y autovías, justificable por el mayor consumo de combustible al circular los vehículos por estas vías a mayor velocidad. En el caso de los precursores de ozono troposférico, la mayor cantidad de etileno equivalente emitida en las carreteras nacionales puede ser atribuida a la realización de un mayor número de arranques en frío en estas vías, durante los cuales se emiten cantidades apreciables de monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno, que son los principales precursores del ozono foto-oxidante o troposférico.

8.2.3 Adaptación de la categoría de ruido en el ACV de las infraestructuras de carreteras españolas

En el capítulo 6, la metodología desarrollada ha servido para calcular el daño del ruido provocado por el tráfico de turismos, camiones y motocicletas que transitan por las autovías, autopistas, carreteras nacionales y vías urbanas e interurbanas españolas. Estos resultados se han medido en la unidad DALY por vkm, es decir, por el flujo de vehículos. Esta metodología, por tanto, se puede adaptar perfectamente al impacto de la etapa del uso de este tipo de infraestructuras.

De las tablas del capítulo 6, en donde se presentan los datos del incremento del ruido por vkm (Tabla 46, Tabla 47 y Tabla 48), se pueden desglosar y calcular los valores de este incremento por tipo de vehículo y tipo de vías (considerando únicamente las autovías, autopistas y resto de la red), según se muestra en la Tabla 71.

Tabla 71 Incremento del ruido por vkm por franja horaria, tipo de vehículo y tipo de vía en las carreteras españolas

	Autopistas y autovías	Resto de la red
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig, día}$	1,18E-03	1,18E-03
vkm	6,04E+07	1,79E+07
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig}$ por vkm, día	1,95E-11	6,61E-11
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig, tarde}$	1,25E-03	1,25E-03
vkm	6,35E+06	1,88E+06
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig}$ por vkm, tarde	1,97E-10	6,64E-10
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig, noche}$	8,05E-03	7,67E-03
vkm	4,04E+07	1,19E+07
$\Delta L_{w,eq, \Delta lig}$ por vkm, noche	1,99E-10	6,42E-10
$\Delta L_{w,eq, \Delta pes, día}$	1,03E-03	1,15E-03
vkm	1,02E+07	2,30E+06
$\Delta L_{w,eq, \Delta pes}$ por vkm, día	1,00E-10	4,98E-10
$\Delta L_{w,eq, \Delta pes, tarde}$	9,33E-04	1,04E-03
vkm	1,08E+06	2,42E+05
$\Delta L_{w,eq, \Delta ps}$ por vkm, tarde	8,68E-10	4,28E-09
$\Delta L_{w,eq, \Delta pes, noche}$	5,99E-03	6,40E-03
vkm	6,85E+06	1,54E+06
$\Delta L_{w,eq, \Delta pes}$ por vkm, noche	8,75E-10	4,16E-09

Con estos datos ya se pueden calcular los DALY por vkm según la metodología descrita en el capítulo 6, sí quedarán reflejados por tipo de vía y franja horaria. Para ello se han considerado de nuevo los datos de afectación de la población en España, el porcentaje de personas altamente molestas por el ruido y los valores de los DW. Los resultados de estos cálculos se muestran en la Tabla 72.

Tabla 72 DALY por vkm por franja horaria, tipo de vehículo y tipo de vía en las carreteras españolas

Franja horaria	Tipo de vehículo	Tipo de vía	
		Autopistas y autovías	Resto de la red
Día	Ligero	1,04E-07	3,52E-07
	Pesado	5,34E-07	2,66E-06
Tarde	Ligero	1,05E-06	3,54E-06
	Pesado	4,62E-06	2,28E-05
Noche	Ligero	2,10E-06	9,24E-06
	Pesado	9,24E-06	4,39E-05

Para referirlos a la unidad funcional, es decir, por pkm y tkm, se tienen que conseguir los valores de carga media de pasajeros y de mercancías para el caso de vehículos ligeros y pesados, los cuales se consiguen por medio de los valores del Anuario del Ministerio de Fomento (MFOM, 2007a), siendo de 1,71 pkm para vehículos ligeros y de 11,02 tkm para pesados (Garraín & Vidal, 2008b). Así, finalmente, se pueden referir los datos de impacto de ruido según la unidad funcional e incluirlos en el estudio de ACV. Los valores se muestran en la Tabla 73.

Tabla 73 DALY por pkm (tkm) por franja horaria, tipo de vehículo y tipo de vía en las carreteras españolas

Franja horaria	Tipo de vehículo	Tipo de vía	
		Autopistas y autovías	Resto de la red
Día	Ligero, por pkm	1,78E-07	6,02E-07
	Pesado, por tkm	5,88E-06	2,93E-05
Tarde	Ligero, por pkm	1,80E-06	6,05E-06
	Pesado, por tkm	5,10E-05	2,52E-04
Noche	Ligero, por pkm	3,60E-06	1,58E-05
	Pesado, por tkm	1,02E-04	4,84E-04

Estos valores, no obstante, son difíciles de entender o englobar en un marco general que proporcione una idea del impacto efecto nocivo. Para lograr una mejor comprensión del significado del impacto se pueden cuantificar estos daños globales como DALY totales. Para ello se han tomado en consideración los datos que reflejan el número de personas que se

encuentran potencialmente afectadas por niveles superiores de ruido de 65 dB durante el día y de 55 durante la noche. Estos valores se han tomado de las gráficas de la metodología de Müller-Wenk (2004) (ver Figura 23) ya que, a diferencia de las tomadas para el cálculo del porcentaje de afectados en España de Martín et al. (2006), desglosan los valores de molestia por el día y por la noche, siendo éstos de 42 y 30% respectivamente.

Teniendo en cuenta los valores de los DW considerados para el estudio de 0,033 y 0,055 para la perturbación de la comunicación durante el día y del sueño durante la noche, respectivamente, los valores de los DALY que se obtienen se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 74 DALY causados por el ruido del tráfico en las carreteras españolas, año 2006

	Día (y tarde)	Noche
Personas expuestas	5.382.959	6.402.324
% altamente molestas	42	30
DW	0,033	0,055
DALY	74.608	105.638

8.2.4 Comparación de los resultados con otras categorías de impacto

Para poder comprobar si los resultados obtenidos son o no significativos es útil e interesante compararlos con otros datos cuantitativos de daños a la salud, como los provocados por las emisiones de gases nocivos de los vehículos o los accidentes de tránsito.

Para realizar una comparación del impacto que causa el ruido con el motivado por la emisión de gases, se procede al cálculo de los DALY causados por las emisiones estos últimos. La metodología de CML 2 *baseline 2000* utilizada para el cálculo de las categorías de impacto anteriores (calentamiento global, acidificación y precursores de ozono troposférico) no permite la suma de las categorías de impacto, por lo que, para obtener un único valor del impacto causado por las gases en DALY, se adopta la desarrollada por Goedkoop & Spriensma (2001) denominada Ecoindicador 99.

En esta metodología se consideran tres condiciones o aspectos relacionados con los impactos sobre el hombre y la naturaleza, que son la calidad humana, la calidad del ecosistema y los recursos. En este caso tan sólo se considerará el primero de ellos, en el cual se incluyen los compuestos que pueden producir cáncer, los compuestos orgánicos e inorgánicos que respiramos, el efecto del cambio climático en la salud, la disminución de la capa de ozono y

la radiación ionizante, la cual se mide en DALY. Los resultados se muestran en la Tabla 75.

Tabla 75 DALY causados por las emisiones de gases del tráfico rodado en las carreteras españolas, por tipo de vehículo y vía, año 2006

	Autopistas y autovías	Vías interurbanas
Vehículos ligeros	8.184,6	5.213,8
Vehículos pesados	5.832,8	6.615,9
DALY Totales	25.847	

Por otra parte, para calcular los valores de los DALY causados por los accidentes de tráfico se han considerado los valores presentados por la WHO en su página web (WHO, 2002b) para España, los cuales se corresponden a 166.000. Para extrapolar estos datos para 2006, se considera la variación correspondiente del número de víctimas en carretera y zona urbana en estos años, reflejados en la Tabla 76.

Tabla 76 Número de víctimas de accidentes de tráfico en carreteras y zonas urbanas en España, por año (DGT, 2008)

	2002	2006
Carreteras	78.517	80.436
Zonas urbanas	73.747	67.118
Total	152.264	147.554

Con estos datos se puede considerar que ha existido un descenso del número de víctimas de un 3% aproximadamente y que el 54,5% de las víctimas totales se producen en carretera. Así, se estima un valor de DALY de aproximadamente 87.700.

A continuación se presentan los resultados de forma gráfica en la Figura 47.

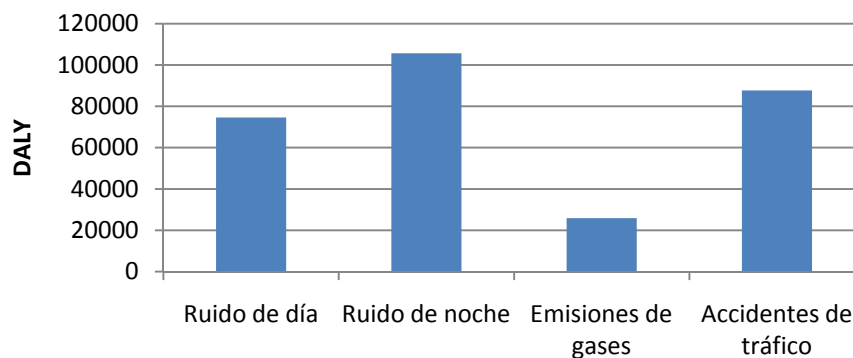


Figura 47 Comparación de los DALY causados por diferentes fuentes del tráfico rodado en España, año 2006

Observando estas cifras cabe la posibilidad de pensar si se podría considerar el daño que causa el ruido de los vehículos es o no exagerado. Existe la posibilidad de haber cometido errores en las estimaciones de los valores, no obstante, las cifras de la población que soporta niveles de ruido superiores a los recomendados y los valores de los DW están fundamentados en estudios reales, por tanto el error cometido no es muy sustancial. No obstante, estos valores de DW o ponderaciones que equiparan la discapacidad pueden ser algo elevados en comparación con otras enfermedades, no obstante se encuentran dentro de los niveles publicados en varios catálogos que utiliza actualmente la OMS, los cuales no superan el valor de 0,05 (WHO, 2002a).

Müller-Wenk (2004) obtuvo valores similares de la equiparación de los valores de DALY causados por el ruido frente a los accidentes de tráfico, obteniendo unos resultados de 19.129 DALY durante el día y 24.024 DALY durante la noche, frente a los 20.000-30.000 estimados para los accidentes de tráfico. Además, realiza una comparación de los resultados con los obtenidos por de Hollander et al. (1999). Holanda y Suiza son países de estructura razonablemente comparables, en el que la población del primero es 2,2 veces superior. Aunque en las cifras de perturbación del sueño por el ruido del informe holandés (de Hollander et al., 1999) se incluyen todos los posibles focos de emisión, es decir, no sólo se incluye el ruido del tráfico, y las definiciones de los tipos de perturbación difieren levemente, la comparación de los resultados es bastante interesante.

Suponiendo que el tráfico es la principal fuente de ruido, es evidente que la principal diferencia entre los estudios está en los valores de DW, ya que el autor holandés los estima tanto para el día como para la noche como un mismo valor: 0,01. Por tanto, obtiene así unos valores de alrededor de 8.000 y 5.000 DALY para el día y para la noche, respectivamente. En consecuencia, la comparación muestra que los estudios no son contradictorios. Finalmente, se puede afirmar que ambos estudios llegan a la conclusión de que los daños en las unidades DALY de los accidentes de tráfico y de los efectos del ruido del tráfico rodado son del mismo orden de magnitud (Müller-Wenk, 2004).

Por lo tanto, esta cifra calculada de los DALY causados por el ruido del tráfico en España no es exagerada y es reveladora de aspectos de impacto del ruido que escapan a la reflexión ordinaria. Viene a demostrarse, por tanto, de forma efectiva que, todo y no ser una emisión material, el ruido es una forma más de contaminación, que se puede cuantificar, y que produce daños y lesiones con secuelas al que lo sufre, tal y como ocurre con la contaminación por formas de materia o los accidentes de tráfico.

8.3 ACV de biopolímeros

8.3.1 Objeto, alcance y unidad funcional

El objeto de este estudio (Garraín et al., 2007a; Vidal et al., 2007a) es llevar a cabo la evaluación del impacto ambiental mediante un ACV de un biopolímero multicapa utilizado como envase para contener alimentos. El biomaterial innovador desarrollado es un recipiente 100% biodegradable, compuesto de varias capas, fabricado a partir de biopolímeros sintéticos (PLA y PCL) procedentes de almidones modificados de patata y maíz (TPS) y se usa como una alternativa a los envases existentes compuestos de PP y Nylon (PA6).

Este nuevo envase se compone de tres capas: dos capas externas de PLA y una capa interna compuesta de TPS, PCL y GMS (glicerol monoestearato), con espesores de 25-200-50 micras. Este se compara con uno de similares funciones compuesto por dos capas externas de PP y una interna de PA6, con espesores de 130-20-130. Los espesores han sido comprobados para que posean las mismas características y que el alimento contenido perdure el mismo tiempo.

En el ACV del envase convencional se ha tenido en cuenta la producción de pellets de cada polímero, el proceso de deshumidificación del nylon PA6, la co-extrusión de las tres capas, el termo-conformado y el proceso de incineración como método de eliminación de los residuos. En el caso del envase biodegradable se ha considerado la producción de cada material, incluyendo la deshumidificación del PLA, la modificación química de los almidones, el proceso de compounding de este almidón con la PCL, la co-extrusión de las tres capas, el termo-conformado y el compostaje como método de eliminación. El transporte desde los centros de producción hasta los consumidores finales no ha sido considerado en ningún caso.

La unidad funcional ha sido de 1 m² de film, lo que implica diferentes pesos para cada envase. En el caso del nuevo biodegradable el peso es de 0,3 kg, y en el convencional de 0,2566 kg. La Tabla 77 muestra la composición de cada envase estudiado.

Tabla 77 Porcentaje (%) de material empleado para cada envase

Materiales		Envase biodegradable	Envase convencional
PP		-	91
PA6		-	9
PLA		32	-
Compounding	PCL	10	-
	TPS	55	-
	GMS	3	-

8.3.2 Inventario y evaluación de la producción de biopolímeros

Los datos de inventario para cada uno de los componentes del material multicapa se han basado principalmente en información bibliográfica. No obstante, los datos de energía de la transformación de la granza de material bioplástico en el termoconformado se han tomado a partir de las mediciones efectuadas en la planta piloto de AIMPLAS. A continuación se resume la procedencia de los datos:

- Los datos de procesado para el PP y el PA6 han sido tomados de la base de datos de PlasticsEurope (Boustead, 1999, 2005), con la adición de los datos energéticos tomados de ETH (1994). Los datos de ACV del PLA se tomaron de Vink et al. (2003), con la modificación por la utilización de fertilizantes para el cultivo de maíz que se tomaron a partir de James & Grant (2005). Otros datos considerados han sido los de Bohlman (2004), que proporciona datos de consumos energéticos, y otros impactos ambientales del maíz en la agricultura proporcionados por Gärtner et al. (2004).
- El TPS está formado por una mezcla de almidón modificado con una relación 50:50 entre patata y maíz. Dicha modificación química se llevó a cabo en un laboratorio de ensayo en el Centro *BioComposites* (Universidad de Gales, Reino Unido). Los datos ambientales de los diferentes almidones se han obtenido del inventario del ciclo de vida proporcionado por Dinkel et al. (1996) y contrastado con los datos de Müller-Sämann et al. (2003). Para modificar el almidón se utilizó cloruro de laurilsulfato a partir de derivados de aceites vegetales, cuyos impactos se han obtenido principalmente a partir de Nielsen et al. (2003). Se han introducido correcciones para estimar la cantidad de emisiones de N₂O, sobre las cuales hay una gran incertidumbre porque dependen del tipo de suelo, clima, etc. (Gärtner & Reinhardt, 2003). Los datos de inventario de la PCL, necesarios para la composición de la mezcla del compounding, se obtuvieron a partir de Stermann & Schwarzwälder (1998). Los datos para el GMS no se consideraron por su pequeña proporción en el producto completo.

Una vez recopilados los datos de inventario se procedió a la evaluación del impacto ambiental con la introducción de los mismos en el programa de evaluación SimaPro v7.0.

Como se ha comentado en los capítulos primero y cuarto, no ha existido hasta el momento un consenso científico respecto a las categorías de impacto que deben ser consideradas al evaluar el impacto ambiental de los biopolímeros. En la Tabla 78 se puede observar esta disparidad metodológica en un compendio de estudios de ACV para algunos de ellos. Únicamente coinciden en la consideración del efecto invernadero o calentamiento global.

También es mayoritaria la consideración de recursos no renovables o consumo de energía, además de otras dos categorías como la eutrofización y la acidificación, aunque no por unanimidad. Por tanto, para este estudio estas cuatro categorías han sido las seleccionadas para evaluar el impacto ambiental.

Tabla 78 Categorías de impacto más habituales consideradas en la literatura en la evaluación medioambiental de biopolímeros, adaptación de Vidal et al. (2007a)

Referencias	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]
Calentamiento global	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Agotamiento de ozono		x	x	x					
Smog	x	x			x				x
Acidificación	x	x	x	x	x				x
Eutrofización	x	x	x	x	x		x		x
Energías no renovables		x	x	x	x	x		x	x
Agotamiento de recursos							x		
Demanda de suelo			x						
Toxicidad humana	x								
Ecotoxicidad	x								
Toxicidad del aire		x							
Toxicidad del agua		x							
Metales pesados		x							
Carcinógenos		x							
Salinización	x	x							
Ecoindicador 95	x	x							
Método sueco EPS2000*	x								
Residuos	x	x							
Biodiversidad marina							x		
Impacto estético							x		
Contaminantes (SO _x , NO _x , NH ₄ , etc.)			x	x					

[1] Dinkel et al. (1996); [2] Schwarzwälder et al. (2000); [3] Müller-Sämman et al. (2003); [4] Braschkat et al. (2004); [5] Patel et al. (2003); [6] Vink et al. (2003); [7] ExcelPlas (2004); [8] Bohlman (2004); [9] Kim & Dale (2003)

*Environmental Priority Strategies Method

La Tabla 79 muestra el impacto medioambiental de 1 kg de cada material.

Tabla 79 Impacto medioambiental de cada kg de envase por categoría

Categorías de impacto	Unidad	Biodegradable	Convencional
Calentamiento global	Kg CO ₂ eq.	3,57E+00	7,95E+00
Acidificación	Kg SO ₂ eq.	2,35E-02	2,14E-02
Eutrofización	Kg PO ₄ ³⁻ eq.	2,24E-03	1,09E-03
Agotamiento de recursos fósiles	MJ	9,70E+01	1,31E+02

Para poder realizar una comparación válida, la unidad funcional seleccionada ha sido un m² de superficie de film de envasado, como se ha explicado en el

punto anterior, por lo que la Figura 48 muestra el ecoperfil normalizado de cada material según el método de evaluación del CML 2000, con el conjunto de factores de Europa del Oeste de 1995 (Guinée et al., 2001).

La principal diferencia entre este estudio y otros estudios (como los de la Tabla 78) es que además se considera la fase de eliminación del producto final, con las correspondientes fases de procesamiento de polímeros para obtener las películas. En el caso del polímero convencional se considera la incineración y en el biopolímero el tratamiento de compostaje.

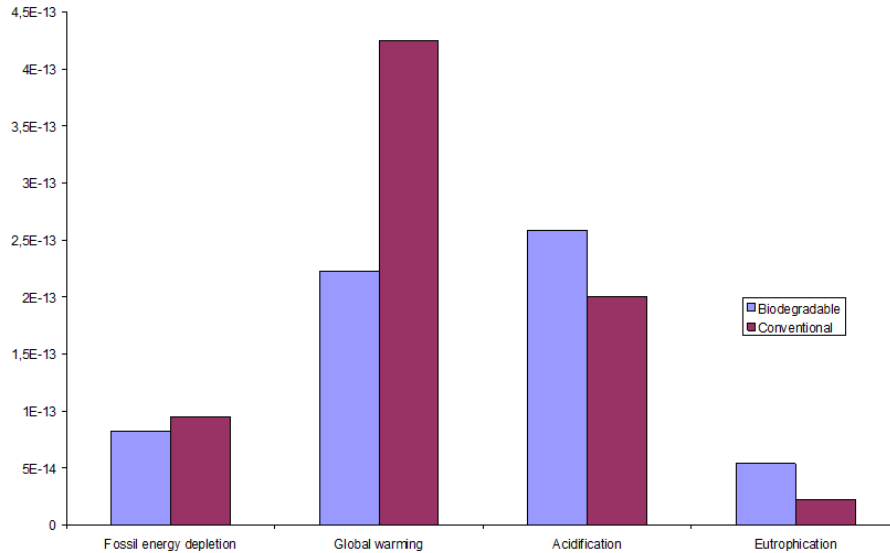


Figura 48 Ecoperfil normalizado comparativo de 1 m² de film convencional y biodegradable (Garraín et al., 2007a)

De los resultados obtenidos de la producción del nuevo envase biodegradable se puede concluir que éste presenta un menor impacto medioambiental en comparación con el envase de plástico convencional. La categoría de calentamiento global es la más significativa y donde el nuevo material presenta las mejoras medioambientales, mientras que en el caso de la categoría de eutrofización, de mucha menor importancia, el nuevo material es menos eficiente. Este último impacto se produce por el uso de fertilizantes en la producción de biopolímeros, los cuales podrían reducirse con la mejora de las prácticas agrícolas.

No obstante, hay que realizar las siguientes observaciones:

- La industria de producción de olefinas, en estos momentos, trabaja con un gran ratio de eficiencia. Según *PlasticsEurope* (Asociación de productores de plástico en Europa), el impacto medioambiental de las

poliolefinas refleja mejoras de alrededor del 45% en cuanto al consumo de energía en los últimos diez años.

- El impacto de las materias primas y los biopolímeros utilizados en el envase de film multicapa biodegradable estimado es elevado, debido a:
 - La producción y uso de fertilizantes en los cultivos, aumentando el impacto de eutrofización. Los diferentes usos agrícolas, en particular los referidos a cambios en las condiciones climáticas y de ubicación, que deberían ser conocidos con mayor precisión para la mejora del análisis.
 - La industria óleo-química, que suministra acil-halogenuros para modificar el compounding de biopolímeros, está en un grado de optimización peor que la industria de poliolefinas.
 - Además, hay insuficientes datos medioambientales analizados disponibles en la bibliografía para estas fases del ciclo de vida.
- Los impactos de la co-extrusión y el termo-conformado estimados medidos en la planta piloto son menores en el nuevo envase por el menor consumo eléctrico.
- El envase convencional posee un impacto 90% superior al biodegradable observando el impacto sobre el calentamiento global, como se observa en la Figura 49, en donde 'Multibio' se corresponde con el polímero biodegradable.
- En la misma figura se observa que la incineración de los materiales derivados del petróleo, como PP y PA6, causan un mayor impacto en el calentamiento global porque todo el carbón fósil es descargado como dióxido de carbono, mientras que en el compostaje de los materiales biodegradables no se ha estimado el efecto en el balance del dióxido porque el carbón liberado entra otra vez en el ciclo natural del carbono, después de ser absorbido durante el crecimiento de la planta.

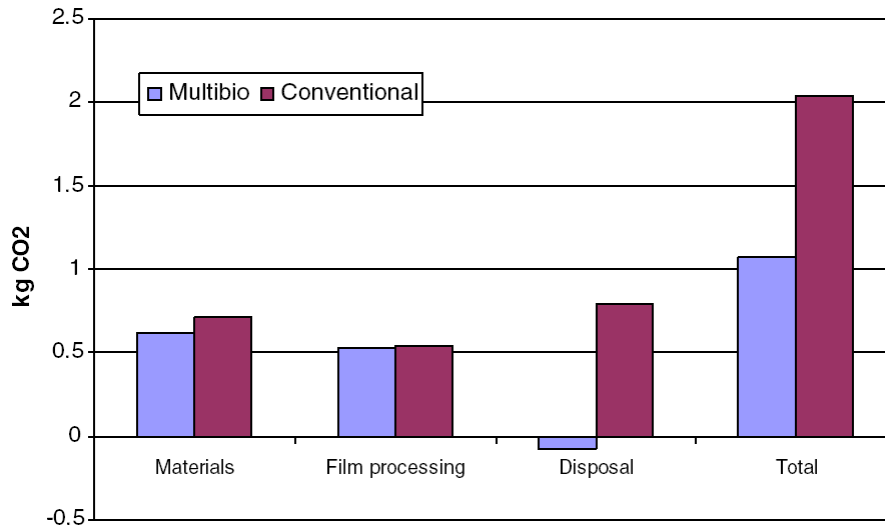


Figura 49 Calentamiento global provocado por 1 m² de cada material en las diferentes fases del ciclo de vida (Vidal et al., 2007a)

8.3.3 Adaptación de la categoría de uso de suelo en el ACV de la producción de biopolímeros

La metodología desarrollada para hallar el valor del impacto del uso del suelo del capítulo 7 es válida para realizar comparaciones entre la adopción de transformar un tipo de suelo en otro diferente o entre la posibilidad de ubicar un cierto tipo de terreno u otro en un lugar determinado. El resultado obtenido, que corresponde al cambio de un cierto tipo de terreno en otro, únicamente da una idea porcentual del impacto.

Para calcular el impacto del uso del suelo de un biopolímero, en primer lugar se debe realizar una estimación del área de suelo requerida para la obtención de la cantidad necesaria del producto. Existen diversos estudios en donde se realizan estimaciones en este sentido (Wolf et al., 2005). A partir de los datos de estos autores (Wolf et al., 2005) se supone que para cada tonelada producida de biopolímero se necesitan 0,1, 0,15 y 0,60 hectáreas anuales para almidón, PLA y PCL respectivamente. De aquí se puede obtener que para el caso de cultivo corresponden 0,12 ha/t. Estos valores corresponderían al impacto ocupacional o superficial de suelo.

A partir de estos datos se pueden aplicar las metodologías desarrolladas por diversos autores para calcular el impacto del uso del suelo, ya definidas y aplicadas en el capítulo anterior para el caso del cambio de uso de terreno en cultivo de patatas, como son las de Köllner (2000), Goedkoop & Spriensma (2001), Vögländer et al. (2004) y Weidema & Lindeijer (2001).

Estos métodos solamente se han considerado para el caso del cultivo de maíz y de patata, considerándolos como área agrícola, según el código 2.2.1 del *Corine Land Cover*. Este cambio se ha aplicado en las mismas zonas y condiciones que en la aplicación del capítulo 7 (zona cantábrica y Sistema Ibérico), así, el impacto sobre la biodiversidad y sobre las funciones de soporte de vida de un kg de biopolímero se refleja en las siguientes tablas.

Tabla 80 Impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad de un kg de biopolímero, por metodología

Método	Köllner (2000)	Goedkoop & Spriensma (2001)	Vogtländer et al. (2004)	Weidema & Lindeijer (2001)
Indicador	Daño potencial de transformación (ΔD_{tr})	Calidad del ecosistema de conversión (EQ_{conv})	Indicador de riqueza de especies (ΔSRI)	Impacto de ocupación ($I_{occ,bio}$)
Unidades	$m^2 \cdot \text{año}$	$m^2 \cdot \text{año}$	m^2 equivalente	Persona-equivalente
Zona Cantábrica	1,20	3,60	0,024	7,20E-03
Sistema Ibérico	9,40	37,08	0,188	2,88E-03

Tabla 81 Impacto del uso del suelo sobre las funciones de soporte de vida de un kg de biopolímero, por metodología

Método	Weidema & Lindeijer (2001)	Lindeijer (2000b)
Indicador	Impacto de ocupación ($I_{occ,proa}$)	Cambios en el ecosistema (EC_{LS})
Unidades	Persona-equivalente	Kg Carbono / año
Zona Cantábrica	2,76E-03	0,138
Sistema Ibérico	-2,04E-03	-0,078

Se observa de los resultados de la aplicación de cada indicador que, en el conjunto de los casos, existe un impacto que afecta negativamente la transformación de terreno sobre el Sistema Ibérico. Sin embargo, vuelve a existir la disparidad a la hora de evaluar el impacto si dicho cambio se realiza en el Sistema Ibérico. Por tanto, se debe considerar la metodología propuesta para comprobar si esta transformación de terrenos afecta positiva o negativamente al medio, cuyos resultados son los ya calculados y reflejados en la Tabla 66.

8.4 ACV de composites

8.4.1 Objeto, alcance y unidad funcional

El objeto de este estudio (Vidal et al., 2009) es analizar el impacto ambiental de materiales compuestos obtenidos a partir de la combinación de termoplásticos reciclados (PP y HDPE), con cáscaras de arroz y algodón

reciclado, que son residuos biodegradables de escaso valor económico. El impacto ambiental de estos materiales se compara con el impacto del PP y HDPE vírgenes.

Estos materiales se han desarrollado para la formación de estructuras para la acuicultura. Dado que estos materiales han presentado un adecuado rendimiento mecánico (las prestaciones son algo menores, pero suficientes, respecto a los plásticos convencionales), la unidad funcional utilizada en este estudio, y los cálculos para efectos comparativos, ha sido de 1 kg de material.

Los impactos asociados con el transporte de plástico reciclado a la planta de reciclaje, el proceso de reciclaje de plástico, el transporte de plástico reciclado a la planta de compounding y este último proceso se consideraron para la evaluación de ambos tipos de compuestos. En el caso de los compuestos que contienen borras de algodón se consideraron los impactos relacionados con el transporte de algodón a la planta de trituración, el proceso de reciclado de algodón y el transporte de tiras de algodón a la planta de compounding. En el caso de los compuestos que contienen las cáscaras de arroz se incluyen los efectos de la molienda y el transporte de las cáscaras a la planta de compounding. Además, el impacto de los cultivos de arroz se ha estudiado y asignado a las cáscaras de arroz según su valor económico en relación con el del arroz. Para la evaluación del plástico virgen, se han tomado los datos más recientes sobre la producción de HDPE y PP publicado por *PlasticsEurope* en el programa SimaPro 7.0.

A continuación se muestran los potenciales impactos ambientales no incluidos en el alcance del estudio:

- El impacto ambiental de los aditivos del compounding, ya que sus cargas ambientales se consideran insignificantes.
- Los impactos del cultivo de algodón, ya que el mismo entra en el sistema de residuos textiles recuperados.
- El impacto de los procesos posteriores que pueden aplicarse a los materiales compuestos para obtener productos terminados. Estos impactos se consideran equivalentes a los de los compuestos plásticos vírgenes, por tanto no sirven para fines comparativos.

La Tabla 82 muestra la composición de los composites desarrollados.

Tabla 82 Porcentaje (%) de material empleado para cada composite

	HDPE + algodón	PP + cáscaras de arroz
--	----------------	------------------------

HDPE reciclado	72	-
PP reciclado	-	50
Borra de algodón	20	-
Cáscara de arroz	-	45
Aditivos	8	5

8.4.2 Inventario y evaluación

Se ha llevado a cabo la evaluación medioambiental mediante un ACV para cada nuevo material utilizando el programa SimaPro 7.0. Los datos necesarios para construir el inventario de cada materia prima se consiguieron a partir de diversas bases de datos que, junto a las consideraciones tomadas, se explican a continuación.

Las principales fuentes de datos sobre la producción de arroz y su procesado han sido el inventario realizado por Müller (2000) en un ACV de un cultivo con unas características similares a las que se encuentran en España, y los informes de sostenibilidad por el Grupo SOS (SOS, 2003, 2004), que comprende una evaluación ambiental de diversas fábricas donde el arroz con cáscara se muele para obtener arroz blanco. Los consumos de energía asociados con el cultivo del arroz se obtuvieron a partir de Müller (2000), con la adición de los datos de Llanes-Cedeño et al. (2003) para incorporar el consumo de energía asociado a la combustión de aceites y grasas utilizados por la maquinaria agrícola. El inventario del ciclo de vida de forma general comprende las etapas de preparación de la tierra, producción de semillas, siembra, riego, fertilización, aplicación de plaguicidas, cosecha, transporte, secado, molienda y clasificación. Además, se han realizado suposiciones en cuanto rendimientos por hectárea en la producción de arroz, uso de fertilizantes, emisiones de metano por la descomposición anaeróbica de la materia orgánica, y el dióxido de carbono absorbido en el período de crecimiento de la planta.

En cuanto a la asignación de impactos, el estudio plantea algunas dificultades debido a que las cáscaras de arroz son un coproducto del arroz con diversas aplicaciones: valorización energética, paneles de aislamiento térmico, ropa de cama de animales de granja o incluso planta de sustrato, por lo que, finalmente se realizó en base al valor económico del arroz y los coproductos: arroz partido, punta, harina y cáscara. En España (como en la mayoría de países a excepción de los grandes productores como India, Japón, Corea, etc.) no existen precios de cotización del arroz con sus coproductos ya que, en el caso de las cáscaras de arroz, éstas son generalmente tratadas como residuos al carecer de valor económico. Con el fin de encontrar la relación entre los valores de arroz como principal producto y sus coproductos, se han encontrado datos de Colombia, Argentina, el estado indio de Punjab y la provincia de Jalisco en México.

Los datos de inventario para el tratamiento del algodón reciclado fueron proporcionados por una empresa ubicada en Alcoy (España). Las etapas que se han considerado han sido las del proceso industrial, incluyendo el corte, fresado, trituración y lavado de fibras de algodón y restos de fábricas textiles. Además se han tenido en cuenta los impactos relacionados con el transporte tanto de entrada de materiales como de productos reciclados.

Otra empresa de Alcoy ha sido la que ha suministrado los datos para el reciclado mecánico de plásticos a partir de desechos industriales. En el mismo se han considerado las etapas de selección y clasificación, peletización, lavado y extrusión de los pellets o granza de plástico, considerando el tratamiento de residuos sólidos y el de efluentes líquidos.

El proceso de compounding implica la mezcla de los termoplásticos reciclados con los materiales que constituyen el refuerzo para obtener los materiales compuestos, en este caso, la cáscara de arroz y las borras de algodón. El inventario de este proceso incluye el consumo eléctrico y el transporte de las materias primas a la planta, obtenidos a partir de una empresa ubicada en el Reino Unido.

Finalmente, los datos de inventario para la fabricación de termoplásticos (HDPE, PP) fueron tomadas de la versión 7.0 del programa SimaPro, conforme a la información de *PlasticsEurope*.

La Figura 50 muestra el ecoperfil normalizado de cada material según el método de evaluación del CML *baseline 2000*, con el conjunto de factores de normalización de Europa del Oeste de 1995 (Guinée et al., 2001).

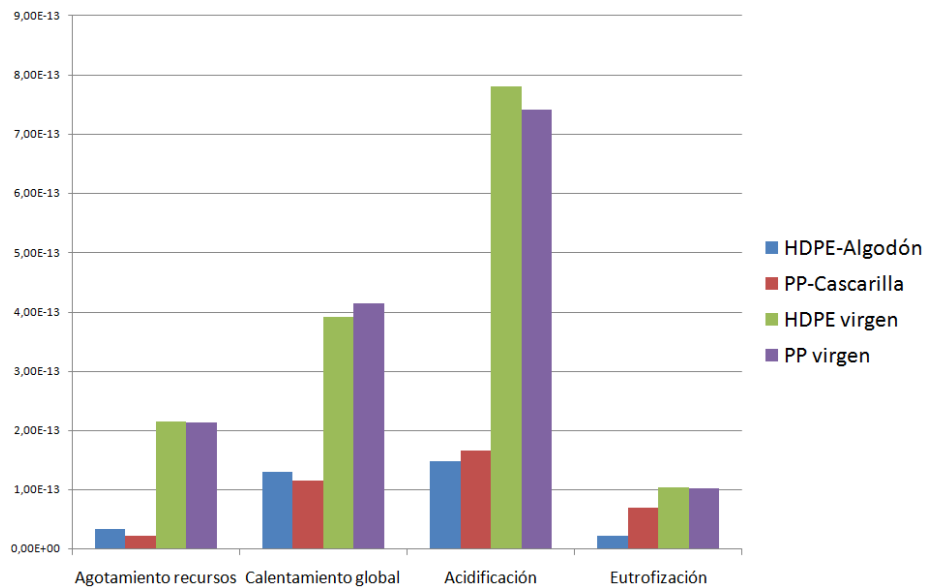


Figura 50 Ecoperfil normalizado de 1 kg de cada nuevo composite en comparación con plásticos vírgenes, adaptación de Vidal et al. (2009)

La producción de polímeros convencionales presenta un mayor impacto que la producción de los nuevos materiales compuestos. Estos últimos presentan una reducción muy considerable del impacto en las categorías de calentamiento global, agotamiento de recursos fósiles y acidificación. En la categoría de eutrofización existe también reducción del impacto, pero no es tan pronunciado. Si se comparan los dos composites entre sí, se observa que poseen un impacto similar en todas las categorías excepto en la de eutrofización en donde el composite de PP con cascarilla de arroz posee un mayor impacto, muy igualado al provocado por los fabricados con poliolefinas. Esto se debe principalmente a la consideración del uso de fertilizantes para el cultivo de arrozales.

8.4.3 Adaptación de la categoría de uso de suelo en el ACV de composites

En el caso del desarrollo de estos composites se podrían considerar los impactos producidos tanto por los cultivos de arroz como por los de algodón. Para este ejemplo de adaptación, solamente se considera el impacto de los cultivos de arroz para el caso del composite de PP. Los cultivos de algodón no se consideran debido a que el algodón que se utiliza en el conformado del composite proviene del reciclado de textiles y no de un cultivo específico para su manufacturación.

En España, como se ha explicado anteriormente, la cascarilla de arroz se considera como un desecho de producción, el cual se retira normalmente del proceso de producción sin darle ningún uso como materia prima.

Para considerar el impacto del cambio de un determinado uso de suelo por un arrozal hay que considerar las condiciones especiales que posee este tipo de cultivo, ya que se trata de un cultivo tropical y subtropical, aunque la mayor producción a nivel mundial se concentra en los climas húmedos tropicales, pero también se puede cultivar en las regiones húmedas de zonas con climas templados. El arroz puede cultivarse desde el nivel del mar hasta los 2500 metros de altitud. La textura de los suelos donde se cultiva suele ser fina y media, propia del proceso de sedimentación en las amplias llanuras inundadas y deltas de los ríos (Franquet & Borrás, 2004).

Para calcular el impacto del uso del suelo del composite de PP y cascarilla de arroz, en primer lugar se debe realizar una estimación del área de suelo requerida para la obtención de la cantidad necesaria del producto. Los rendimientos de producción de arroz a nivel mundial suelen variar de 3 a 7 toneladas por hectárea (Franquet & Borrás, 2004), llegando España a niveles

medios alrededor de 6 t/ha. Por tanto, éste será el valor estimado para el cálculo del impacto.

Considerando el porcentaje de cascarilla que posee el composite (45%) y el valor de asignación de impacto del arroz frente a la cascarilla (649,2%) (Vidal et al., 2009), se calcula que para cada kg de composite es necesaria un área de cultivo de 4,87E-04 ha de arrozal. Este valor corresponde al impacto ocupacional o superficial de suelo.

Debido al caso especial del cultivo del arroz, ya que éste sólo puede cultivarse en zonas especiales, se pueden considerar diferentes situaciones futuras a la hora de analizar el impacto potencial del uso del suelo de este cultivo en el caso de que la cascarilla se valorice o no. La Figura 51 muestra los posibles estados en el caso de aplicación en la zona de La Albufera de Valencia, ya que las especiales condiciones de inundabilidad que rodean el entorno y su escasa profundidad, lo convierten en idóneo para el cultivo de arrozales.



Figura 51 Posibles escenarios futuros de un cultivo de arrozal en el caso de valorización o no del subproducto cascarilla

A continuación se presenta un análisis cualitativo de las posibles situaciones futuras.

En el caso de que la cascarilla de arroz se valorice y se considere un producto rentable, la situación más probable es que la superficie de arrozal se mantenga constante ya que convertir o desecar más zona de albufera, además de su complicación, puede acarrear discusiones a nivel político sobre temas medioambientales, lo que conlleva a una situación poco probable.

Si no existe valorización puede ocurrir que la superficie del arrozal se mantenga contante, pero esta situación sería muy poco probable, ya que no podría competir con otros mercados (por ejemplo, asiáticos), lo que llevaría a que el arrozal no fuera rentable. En este caso, pueden ocurrir tres situaciones:

- Que se convirtiera en una zona erial o sin cultivar. Esta situación es probable.
- Que se reconvirtiera a zona de albufera. Esta situación es muy poco probable, ya que conllevaría un esfuerzo económico elevado y, consecuentemente, se contemplarían situaciones enfrentadas referidas a políticas medioambientales.
- Que se convirtiera en zona industrial o urbanizable. Esta situación es bastante probable, lo que conllevaría a la especulación con el terreno considerado.

De este análisis cualitativo, se consideran como situaciones más probables que el arrozal se quede como está (en el caso de que la cascarilla se valore), con lo que no existe impacto de transformación del suelo, o que se convierta en zona urbanizable (en el caso que no se valore).

A continuación se procede al cálculo del impacto del uso del suelo en el segundo caso, es decir, el supuesto cambio de uso de suelo de cultivo de arrozal en zona industrial o urbanizable, considerando una zona industrial carente de vegetación (por tanto, el número de especies vasculares se considera nulo) y con la fertilidad de 100 g/m², según los valores de Weidema & Lindeijer (2001). El impacto sobre la biodiversidad y sobre la funciones de soporte de vida de una hectárea de terreno se refleja en las siguientes tablas.

Tabla 83 Impacto del uso del suelo sobre la biodiversidad de un kg de composite, por metodología

Método	Köllner (2000)	Goedkoop & Spiensma (2001)	Vogtländer et al. (2004)	Weidema & Lindeijer (2001)
Indicador	Daño potencial de transformación (ΔD_{tr})	Calidad del ecosistema de conversión (EQ_{conv})	Indicador de riqueza de especies (ΔSRI)	Impacto de ocupación ($I_{occ,bio}$)
Unidades	m ² · año	m ² · año	m ² equivalente	Persona-equivalente
TOTAL	3.333	10.000	66,67	24

Tabla 84 Impacto del uso del suelo sobre las funciones de soporte de vida de un kg de composite, por metodología

Método	Weidema & Lindeijer (2001)	Lindeijer (2000b)
Indicador	Impacto de ocupación ($I_{occ,proa}$)	Cambios en el ecosistema (EC_{LS})
Unidades	Persona-equivalente	Kg Carbono / año
TOTAL	23	3.250

Se observa de los resultados de la aplicación de cada indicador que en el conjunto de los casos existe un impacto que afecta negativamente la transformación del terreno, tanto sobre la biodiversidad como sobre la fertilidad.

Para considerar un efecto global, atendiendo a los impactos más importantes que puede causar una transformación del uso del suelo, se debería incluir también el efecto sobre el paisaje. Para ello se aplica la metodología desarrollada en el capítulo 7. El valor de la calidad del paisaje, se considera de 4,50 según el estudio de Otero et al. (2007), el cual se corresponde con la zona del levante valenciano, considerando para ello un cambio hipotético de una superficie de arrozal por una zona industrial o urbanizable.

Al aplicar los pesos calculados de la aplicación del método AHP del capítulo anterior sobre estos valores obtenidos para cada impacto, se obtiene el índice general de impacto con escala ponderada de 0 a 10, según la Tabla 85.

Tabla 85 Valores ponderados de los indicadores de impacto del uso de suelo y valor total ponderado de la transformación de terreno de zona industrial a zona de cultivo de arroz en levante español

Impacto sobre	Metodología	Peso AHP	Valor ponderado
Biodiversidad	Köllner (2000)	0,649	-0,37
Funciones de soporte vital	Lindeijer (2000b)	0,244	-2,75
Paisaje	Otero et al. (2007b)	0,107	-4,50
TOTAL			-1,39

8.4.4 Comparación de los resultados con otras categorías de impacto

Para realizar una comparación de la importancia relativa del impacto que causa el uso del suelo en este caso de composite con el motivado por otras categorías, se procede al cálculo de los impactos considerando los factores de caracterización, normalización y ponderación de la metodología Ecoindicador 99 desarrollada por Goedkoop & Spriensma (2001).

Hay que recordar que esta metodología presenta tres aspectos relacionados con los impactos sobre el hombre y la naturaleza, que son la calidad humana, la calidad del ecosistema y los recursos. La tabla siguiente muestra los resultados del análisis ambiental del composite formado por PP y cascarilla de arroz según el citado método, presentando la evaluación del daño en las unidades correspondientes, los valores normalizados y los valores ponderados en mP (milipuntos).

Tabla 86 Evaluación ambiental de un kg de composite de PP y cascarilla de arroz según los factores del método Ecoindicador-99

Categoría de impacto	Evaluación del daño	Valores normalizados	Valores ponderados (mP)
Cambio climático	1,27E-07 DALY	8,28E-06	3,31E-03
Acidif./Eutrofización	3,09E-02 PDF·m ² ·año	6,03E-06	2,41E-03
Uso de suelo	1,55E-01 PDF·m ² ·año	3,03E-05	1,21E-02
Energía fósil	8,25E-01 MJ surplus	9,81E-05	1,96E-02
Total	-	-	3,75E-02

De los valores de la evaluación de daño de la primera columna de la tabla se puede considerar y comparar el impacto sobre la calidad del ecosistema del uso del suelo en comparación con la categoría de acidificación/eutrofización. Al relativizar los valores, se observa que el valor de impacto del uso del suelo es hasta más de cinco veces los provocados por la acidificación y la eutrofización.

Para comparar los resultados con los del resto de categorías consideradas se toman los valores normalizados y ponderados. La tabla y figura siguientes muestran el porcentaje de influencia de cada categoría en los resultados globales. Estos resultados reflejan la importancia que posee la categoría de uso de suelo en el impacto global ya que es responsable de entre un 20 y un 30% del daño.

Tabla 87 Valores porcentuales de cada categoría de impacto tras normalización y ponderación de la evaluación ambiental de un kg de PP y cascarilla de arroz según el método Ecoindicador-99

Categoría de impacto	% según valores normalizados	% según valores ponderados
Acidif./Eutrofización	4,22	6,44
Cambio climático	5,80	8,84
Uso de suelo	21,22	32,34
Energía fósil	68,76	52,39

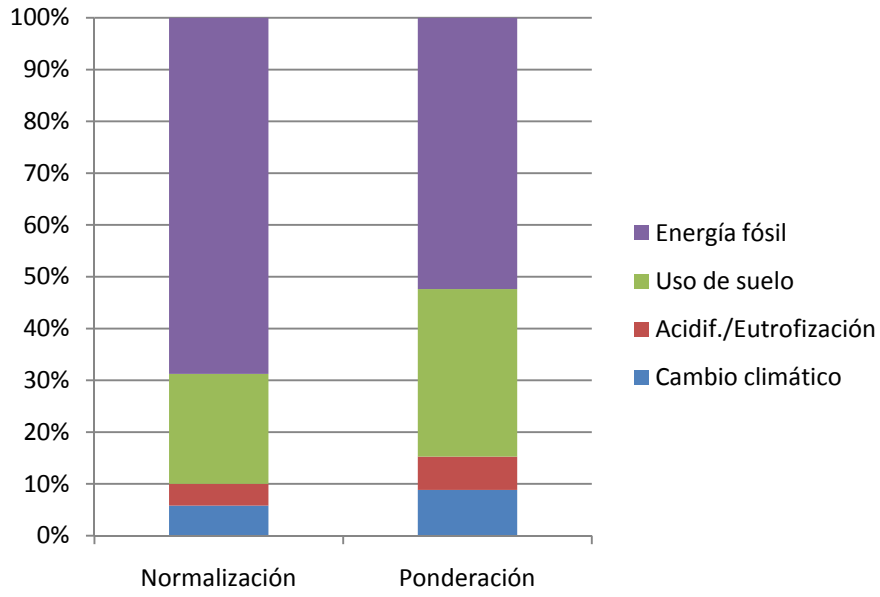


Figura 52 Valores porcentuales de cada categoría de impacto tras normalización y ponderación de la evaluación ambiental de un kg de PP y cascarilla de arroz según el método Ecoindicador-99

Capítulo 9. Conclusiones, futuros trabajos y publicaciones

9.1 Conclusiones

En esta tesis se ha presentado la forma de incluir los impactos causados por el ruido y por los cambios en los usos del suelo en los estudios de impacto ambiental en el marco de la metodología del ACV. Para ello, se han desarrollado dos metodologías, cuya idoneidad para evaluar las categorías de ruido y uso de suelo se ha comprobado mediante su aplicación práctica. Las conclusiones principales de la presente tesis se enumeran a continuación.

Los primeros capítulos han servido para definir el ámbito o marco de actuación de la presente tesis. En el capítulo 2 se han definido las partes principales del ACV, método en el cual se incluyen las categorías desarrolladas. Por otra parte, en los capítulos 3 y 4 se han enumerado los problemas medioambientales de los sectores para los cuales se han desarrollado las categorías de impacto de ruido y uso de suelo, realizando un estado del arte de los estudios de ACV elaborados hasta el momento.

En el capítulo 5 se han listado una serie de indicadores medioambientales referidos a los sectores de transporte y agricultura en las categorías de ruido y uso del suelo, desarrollados previamente por varias instituciones. Según los resultados del análisis de los mismos se puede afirmar que apenas existen indicadores de impacto para ninguno de los dos sectores en las categorías de ruido y uso de suelo. Se ha comprobado que los indicadores existentes son del tipo *de estado*. Además, la clasificación de algunos indicadores bajo el tipo *de impacto* resulta cuestionable, ya que en algunos casos éstos no reflejan grado de impacto alguno. Por lo tanto, queda constatada la necesidad del desarrollo de indicadores de impacto de las citadas categorías para reflejar el estado medioambiental real y permitir un análisis del impacto al medio más adecuado.

Del capítulo 6, en donde se presenta la metodología para incluir el ruido del tráfico en los ACV, cabe destacar que la inclusión efectiva del mismo como categoría de impacto en la metodología del ACV presenta algunas dificultades debidas a las características especiales del ruido como contaminante. No obstante, en el caso de la evaluación del impacto del ruido a gran escala, se observa que estas dificultades pueden sortearse empleando modelos avanzados de emisión de ruido del tráfico. Además, la aplicación de modelos ampliamente validados y documentados como IMAGINE puede ayudar a mejorar la calidad y la fiabilidad de los cálculos. Con la metodología

propuesta se ha conseguido desarrollar un indicador de impacto que permite evaluar el daño que causa el ruido sobre la salud humana, cuya aplicación ha hecho posible calcular los efectos potencialmente causados por el ruido del tráfico sobre las personas tanto en la ciudad de Madrid como en el conjunto general de España para el año 2006. Se señala el avance que supone el hecho de que el estudio aplicado del impacto del ruido es el primero de los realizados hasta la fecha que tiene a España como ámbito de aplicación.

En el capítulo 7, donde se presenta la metodología para evaluar el impacto del uso del suelo, se ha justificado la necesidad de convergencia entre los distintos enfoques adoptados para la elaboración de metodologías para evaluar el impacto del uso del suelo, motivada principalmente por la falta de un consenso claro acerca de la preferencia entre indicadores. La aplicación del método AHP es una solución que permite considerar los principales impactos (sobre la biodiversidad, fertilidad y paisaje) combinando las bondades de todos los tipos de evaluación del impacto medioambiental del uso del suelo, para así obtener una aproximación del impacto con un enfoque integral. El método se considera por lo tanto idóneo para realizar comparaciones entre distintas transformaciones posibles para un tipo de suelo en un contexto de toma de decisiones. Con esta metodología se ha conseguido desarrollar un indicador de impacto que permite evaluar el daño que causa la transformación del suelo en un determinado ecosistema.

Finalmente, se ha demostrado que, una vez salvadas las dificultades metodológicas, las categorías de ruido y uso de suelo pueden ser adaptadas para conseguir un grado de inclusión en el ACV equiparable al de otras categorías de impacto más firmemente asentadas en el marco de este tipo de análisis medioambiental. En el caso particular del ruido, se ha demostrado que el ruido del tráfico puede causar un efecto negativo sobre las personas del mismo orden de magnitud que el de los accidentes de tráfico. En el caso del uso del suelo, se ha resaltado la importancia que esta categoría tiene en los estudios en donde se consideran materiales bioplásticos o composites que proceden de cultivos agrícolas.

9.1.1 Validación de las hipótesis

El desarrollo y posterior aplicación de dos métodos para mejorar la integración de las categorías de ruido y uso de suelo en la práctica del ACV ha permitido validar las hipótesis planteadas en el capítulo primero. A continuación se justifica individualmente la validación de dichas hipótesis:

Hipótesis 1: *La metodología para evaluar el impacto en la categoría del ruido es mejorable a través de la inclusión de los nuevos avances en los modelos de emisión.*

La cadena 'causa-efecto' aplicada en el estudio de Müller-Wenk (1999, 2002, 2004) permitió cuantificar los daños sobre la salud de las personas que causa el ruido del tráfico rodado. Si bien el trabajo de Müller-Wenk constituye la primera referencia que obtiene resultados tangibles del impacto para incorporarlos posteriormente a los ACV, éstos están marcados por ciertos inconvenientes del método, como la obsolescencia e insuficiente documentación del modelo de emisión de ruido del tráfico utilizado o la limitación de aplicabilidad al conjunto de Suiza. En este trabajo se ha conseguido mejorar dicho método a través de la adaptación del modelo IMAGINE –mucho más actual y diseñado para permitir su aplicación a toda Europa- con lo se obtienen resultados más precisos y versátiles.

Además, se ha conseguido una mejora a nivel teórico en la metodología, la cual está aún en desarrollo y se comenta en el apartado de futuros trabajos. Müller-Wenk considera que servirse de la simplificación de que el aumento del nivel de ruido equivalente L_{Aeq} debido a un vehículo adicional equivale a la derivada del nivel de ruido asociado a ese tipo de vehículo, es aceptable en tanto que los incrementos (o decrementos) en el flujo de tráfico en cada vía son, habitualmente, pequeños y proporcionales al flujo preexistente, de tal forma que el error cometido al derivar puede considerarse despreciable (el procedimiento es una interpolación lineal entre dos puntos muy cercanos). Sin embargo, esta simplificación puede dejar de ser válida en muchos casos de evaluación a gran escala del ruido del tráfico, como se ha demostrado en el capítulo 6.

Hipótesis 2: *Los métodos basados en la toma de decisiones multicriterio pueden ser válidos para conciliar la disparidad existente de metodologías destinadas a evaluar el impacto del uso del suelo.*

El método AHP consiste básicamente en la comparación por pares de elementos en una jerarquía, imponiendo de este modo que el problema sea descompuesto en una estructura jerárquica y que se consideren explícitamente los juicios de valor. La aplicación de este método para evaluar el impacto de uso del suelo se ha validado con los resultados obtenidos al considerar los tres tipos de impacto seleccionados (sobre la biodiversidad, la fertilidad y el paisaje), obteniendo un grado de inconsistencia por debajo de la tolerancia máxima admitida del método AHP. Mediante la aplicación del método multicriterio AHP se ha conseguido, por tanto, elaborar una metodología que permite evaluar simultáneamente los impactos más importantes del uso del suelo, cuya aplicación resulta beneficiosa en diversos estudios de ACV, como por ejemplo los dedicados a bioplásticos.

Hipótesis 3: *Es posible desarrollar indicadores de impacto para el ruido y la transformación del suelo a partir de metodologías que evalúan el daño asociado a dichas categorías.*

Tras desarrollar metodologías capaces de incluir la valoración del daño de categorías poco desarrolladas hasta la fecha, como son el ruido y el uso del suelo, la elaboración de indicadores queda condicionada a los objetivos y al alcance de cada estudio de ACV determinado.

Así, en el caso de un ACV del tráfico, sería posible elaborar un indicador de 'Daño a la salud humana debido al ruido del tráfico de vehículos' mediante la aplicación al flujo de vehículos de la cadena 'causa-efecto', como se ha demostrado.

De forma análoga, en el caso de un ACV o estudio de impacto medioambiental de un producto o proceso que requiera una transformación en un determinado uso de suelo, se puede elaborar el indicador de 'Impacto del uso del suelo debido a la transformación', adaptando la metodología desarrollada.

9.1.2 Cumplimiento de los objetivos

De igual forma que las hipótesis, los objetivos generales quedan justificados de la manera que se detalla a continuación:

Objetivo 1: *Desarrollar de forma metodológica las categorías de impacto de ruido y uso de suelo para mejorar su inclusión en los ACV. Este objetivo está motivado por las deficiencias metodológicas existentes.*

Se ha comprobado la validez y efectividad de las metodologías desarrolladas para evaluar el impacto producido en las categorías de ruido y uso de suelo. Se ha demostrado que se pueden adaptar a las unidades funcionales correspondientes, y se ha puesto de relieve la importancia de las categorías de ruido y uso del suelo a nivel global mediante la comparación con otras categorías de impacto más firmemente asentadas en la práctica del ACV.

Objetivo 2: *Desarrollar indicadores de impacto referidos al daño que puede causar el ruido y el uso de suelo, tanto al ser humano como a los ecosistemas en general.*

Los indicadores propuestos para tales fines han sido:

- Daños a la salud humana debido al ruido del tráfico de vehículos, medidos en DALY, considerando las perturbaciones del sueño y de la comunicación.
- Impacto del uso del suelo debido a la transformación, expresado en referencia a una escala adimensional.

9.2 Futuros trabajos y líneas de investigación

A medida que la investigación recogida en esta tesis iba avanzando, fueron surgiendo, de forma ramificada, diversas cuestiones de interés científico que

bien merecen nuevas investigaciones. A continuación se exponen las líneas de investigación derivadas de la realización de esta tesis, clasificadas por categorías de impacto.

9.2.1 Categoría de ruido

Son varias las deficiencias metodológicas que todavía entorpecen la inclusión efectiva del ruido del transporte como categoría de impacto asentada en la práctica del ACV. Si bien los intentos precedentes de cuantificar el daño a la salud causado por el ruido del tráfico produjeron resultados interesantes desde el punto de vista académico, éstos tenían una utilidad limitada en el contexto de la práctica común del ACV.

Una comprensión más profunda de los modelos de emisión de ruido del tráfico, unida a una selección sencilla de indicadores específicos, podría conducir a análisis más rápidos y precisos de las afecciones a la salud causadas por el ruido del tráfico, cuyos resultados serían de aplicación directa a la toma de decisiones y satisfacerían las necesidades de información del público en general. La investigación futura que se plantea busca sentar las bases de estos análisis.

El método que se pretende desarrollar en un futuro se basa en un proceder incremental, análogo al trabajo anterior del profesor Müller-Wenk, con la diferencia de que se rechaza la suposición de linealidad de los incrementos, ya que conduce a sobreestimaciones de los impactos que pueden llegar a ser significativas. Por esta razón, el método de cálculo alternativo que se propone debe calcular de forma precisa y rápida los incrementos en los niveles de emisión de ruido atribuibles a un incremento dado en el flujo de tráfico. Al tratarse de un modelo incremental, el método de cálculo tendrá la particularidad de ser aplicable en ausencia de un modelo de emisión de ruido de tráfico concreto. Además, el método debe ser más detallado, basado en el modelo para su aplicación a análisis a pequeña y mediana escala geográfica, en situaciones donde los cambios en la composición del tráfico atribuibles al sistema sometido a análisis puedan ser razonablemente predichos o medidos. El uso de este tipo de modelos permitirá hacer análisis más variados que contemplen otras variaciones en las características del tráfico que no sean meros incrementos de los flujos totales.

En contraposición a otras propuestas metodológicas anteriores, el daño a la salud no se cuantificará en DALY. En su lugar, los resultados se expresan en términos del 'número de personas molestas', obtenido a partir de las curvas de síntesis propuestas por Miedema & Vos (1998).

Una vez calculados los incrementos en los niveles de ruido, el método de atribución de los impactos deberá someterse a un análisis minucioso para asegurar que éstos se asignan de forma justa y realista. Para ello, se

propondrá un método de atribución de impactos que toma en consideración la distribución espacial de los receptores y los niveles de exposición de partida.

En fases posteriores de la investigación, se desarrollarán indicadores análogos a los del tráfico rodado para tráfico ferroviario y aeroportuario, lo cual hará posible la comparación entre modos de transporte alternativos y el análisis de sistemas asociados a más de un modo de transporte. El estudio del ruido industrial no queda excluido de entrada, siempre que se logre adaptar las métricas necesarias para tener en cuenta la presencia de componentes tonales e impulsivas que acentúan la percepción negativa de este tipo de ruidos.

9.2.2 Categoría de uso de suelo

Los futuros trabajos que se desarrollarán en la categoría de uso del suelo irán encaminados hacia tres vertientes: la aplicación del método a todo el ciclo de vida de un producto o proceso, la mejora en la concepción y evaluación del impacto paisajístico y, finalmente, la regionalización del impacto.

En la primera vertiente, el trabajo consistirá en la aplicación de la metodología de evaluación del impacto a todos los usos del suelo a lo largo del ciclo de vida, no sólo en la fase de cultivo. Este desarrollo se considera un reto importante, ya que el conseguir indicadores aplicables a lo largo del ciclo de vida es un gran valor añadido para los ACV, para así poder detectar los puntos calientes desde esta perspectiva global.

Con respecto a la segunda vertiente, existe un debate científico sobre la consideración del impacto paisajístico como categoría de impacto ambiental. En esta tesis se ha considerado como un aspecto importante a la hora de evaluar el impacto general. Para ello -y como primera aproximación- se ha tomado el método para evaluar el mapa de calidad del paisaje elaborado por Otero et al. (2006, 2007), ya que las variables que utiliza para cuantificar el impacto incluyen cualidades físicas y no están basadas de forma única en escalas elaboradas con valores subjetivos.

No obstante, se señala que las variables que toma el método citado son susceptibles de ser ampliadas. En cuanto a la consideración del impacto paisajístico, estas serían las que se derivan desde el punto de vista del ecosistema en general. De este modo se mejorarían las medidas del impacto sobre la biodiversidad, que habitualmente se basan en la medida de la riqueza de especies. En la actualidad se están elaborando proyectos relacionados con este cometido, como el encuadrado en las Iniciativas del Ciclo de Vida que desarrollan las Naciones Unidas y la SETAC (UNEP/SETAC Life Cycle Initiative). En este proyecto, liderado por el Instituto Tecnológico Federal Suizo (ETH, del alemán *Eidgenössische Technische Hochschule*) de

Zúrich, se están obteniendo factores de caracterización para los impactos del uso del suelo sobre la biodiversidad y las funciones del ecosistema en los ACV.

Finalmente, en referencia a la tercera vertiente, la motivación de regionalizar el impacto surge como respuesta a los posibles problemas que pueden aparecer a la hora de la aplicación de la metodología desarrollada. Con la consideración de impacto paisajístico desde el punto de vista de rasgos físicos se realiza una aportación considerable a la hora de cuantificar el impacto en cuanto a la situación geográfica. No obstante, los valores aplicables -tanto los referidos al impacto sobre la biodiversidad como sobre la fertilidad- deberían permitir algún tipo de adaptación a la región de estudio.

Con respecto a este problema, cabe destacar el planteamiento del estudio de González & Lloveras-Macià (2004), donde se detalla la importancia de las consideraciones específicas que introduce la variabilidad de datos existente en diferentes regiones del mundo para el cálculo de los impactos ambientales mediante el ACV. Sobre el modelo de daño referido al uso del suelo, el método desarrollado considera el llamado 'efecto regional', pero este tiene que ver con los efectos que se producen sobre las áreas circundantes de un determinado proyecto. Cada uso del suelo tendrá un efecto diferente, y cuanto mayor sea el proyecto, mayor la probabilidad de afectar diferentes tipos de suelo, con lo cual se complica el análisis de daño.

Con la extensión del ACV a nuevas zonas geográficas y nuevas categorías de impacto, la regionalización de los impactos está cobrando mayor actualidad científica. La regionalización se ha demostrado especialmente necesaria para diferenciar los factores de caracterización en categorías como uso del suelo, toxicidad humana y eco-toxicidad, acidificación o eutrofización. El carácter regional de las categorías de impacto podría reducir la incertidumbre y mejorar la interpretación de los resultados, pero al mismo tiempo supondría un incremento de la dificultad de los estudios de ACV. Al tiempo, ésta podría derivar hacia la utilización de otras técnicas de gestión y evaluación territorial como los sistemas de información geográfica (SIG).

Para demostrar la actualidad del problema de la regionalización de los impactos, sirva de ejemplo la reciente creación de un grupo de trabajo en el seno de la SETAC dedicado a este tema, o la inclusión como objeto de discusión específico de este problema en el congreso que la citada organización celebrará en Junio de 2009 en Gotemburgo (Suecia).

9.2.3 Otras categorías: olor

Hasta el momento no se han publicado estudios relacionados con la inclusión de la categoría de olor en los ACV. La propuesta de Guinée et al. (2001) de

que el impacto del olor se asigne a las categorías de salud humana o alteraciones del hábitat parece razonable, siempre y cuando los efectos sobre la salud se distingan y se sumen todas las repercusiones sobre la misma en forma de DALY.

Por tanto, debería ser posible desarrollar los factores de caracterización o potenciales de olor de la misma manera que otros potenciales desarrollados en otras categorías como toxicidad humana, ecotoxicidad acuática, acidificación, etc. Así, los valores resultantes podrían compararse con los valores correspondientes para una sustancia de referencia. Estos factores podrían determinarse a partir de la respuesta humana a un olor. Dicha respuesta dependerá de diversas características relacionadas con la propiedad sensorial particular del olor que se esté midiendo, entre las cuales cabe destacar la concentración, intensidad, carácter y tono hedónico de los olores. Su efecto combinado se puede relacionar con el grado de molestia causado por los olores. Para una mejor comprensión, a continuación se definen las características anteriores:

- La concentración de olor es, según la norma UNE EN 13725, ‘el número de unidades de olor europeas por metro cúbico en condiciones normales’. La concentración de olor se mide en unidades de olor europeas y su símbolo es ou_E .
- La intensidad de olor da una medida de la molestia causada por un olor; es decir, la intensidad de un olor es la fuerza con la que se percibe la sensación de olor. Cuando los olores se van a detectar en el campo, la intensidad de los mismos se determina mediante las inspecciones de campo. La determinación se realiza bajo las mismas condiciones que para la determinación del umbral de olor, según técnicas descritas en las guías alemanas VDI3881 (hojas 1-4) y VDI3882 (hoja 1).
- El carácter o calidad de un olor es aquella propiedad que identifica un olor y lo diferencia de otros olores con la misma intensidad. La calidad de un olor es caracterizada mediante un método conocido como escalado multidimensional o perfilado, en el que el olor es definido por el grado de similitud a un conjunto de olores de referencia o el grado por el que se corresponde con una escala de varios términos descriptivos.
- El tono hedónico es la propiedad de un olor relativa a su agrado o desagrado, es decir, es un juicio de categoría del placer o no placer relativo del olor.

9.2.4 Otros sectores: cerámico

En la actualidad, cualquier actividad económica del ámbito industrial debe superar el reto de respetar la calidad del medio ambiente tanto en sus procesos de producción como en los componentes que utiliza en los productos que elabora. Aplicando esta premisa al sector de fabricación de pavimento y revestimiento cerámico, debido a la alta competitividad en el mercado de los últimos tiempos, surge la necesidad de incorporar valor añadido en los productos no sólo en cuanto a calidad sino también en el respeto a la salud humana y al estado del medio ambiente natural.

El sector cerámico ha dedicado en los últimos años un esfuerzo importante a la prevención y control de la contaminación, con una reconversión y modernización de instalaciones productivas que ha reducido la emisión de contaminantes gaseosos de forma sustancial. No obstante, aún queda camino por recorrer. Lo cierto es que a pesar de ser una de los sectores económicos líderes en el proceso de modernización ecológica, las mejoras en la gestión medioambiental se están introduciendo a un ritmo mucho menor que el seguido por otras dimensiones del sistema tecnológico y de conocimiento del sector. Si bien el desarrollo tecnológico y la introducción de nuevas tecnologías han contribuido a reducir los impactos medioambientales del sector cerámico, la variable medioambiental aún no ha sido incorporada plenamente en el proceso de gestión, desarrollo tecnológico y estrategia empresarial (IMEDES, 2005).

La fabricación de productos cerámicos constituye una actividad puntera en la provincia de Castellón, en especial en el área delimitada al norte por L'Alcora y Borriol, al oeste por Onda, al sur por Nules y al este por Castellón de la Plana, donde se localiza más del 95% de la producción nacional. El sector cerámico es el segundo que más riqueza genera en la Comunidad Valenciana, de un total de 104 sectores analizados, sólo superado por el sector de la distribución de mercancías (grandes superficies y detallistas). Además, es el primer sector inversor en toda la Comunidad Valenciana, con el 15,7% de la inversión industrial en 2005 y el 47% de la provincia de Castellón.

En estudios anteriores realizados por el grupo GID, se ha determinado el impacto medioambiental de estos productos mediante el ACV atendiendo a las categorías más habituales de impacto medioambiental como calentamiento global, acidificación, recursos energéticos, eutrofización, precursores de ozono troposférico y agotamiento de la capa de ozono.

Por tanto, los futuros trabajos pueden ir encaminados a la aplicación de los métodos desarrollados referidos a los productos cerámicos. En el caso de la categoría de ruido se puede aplicar e incluso mejorar el modelo para evaluar el impacto del ruido a pequeña escala, considerando el tráfico de vehículos

pesados que transitan por la zona designada como el clúster cerámico de la provincia de Castellón.

En el caso de la categoría de uso de suelo, es posible aplicar el modelo para evaluar el impacto medioambiental que provocan las minas destinadas a la extracción de arcilla para la producción de pavimento y revestimiento cerámico de la provincia de Castellón. Este es el caso de las minas de arcilla roja del pantano de Sitjar (municipio de Onda), donde se produce la denominada ‘arcilla de Mas Vell’, cuyo alto contenido en carbonatos la convierte en adecuada para la producción de revestimiento cerámico, y las del municipio de Sant Joan de Moró, donde se produce la denominada ‘arcilla de Moró’, de bajo contenido en carbonatos para la fabricación de pavimento cerámico o gres. La Figura 53 muestra las posibles zonas de estudio anteriormente citadas. Además, se podrían evaluar las posibles actuaciones de regeneración artificial o de recuperación natural de territorio minero.

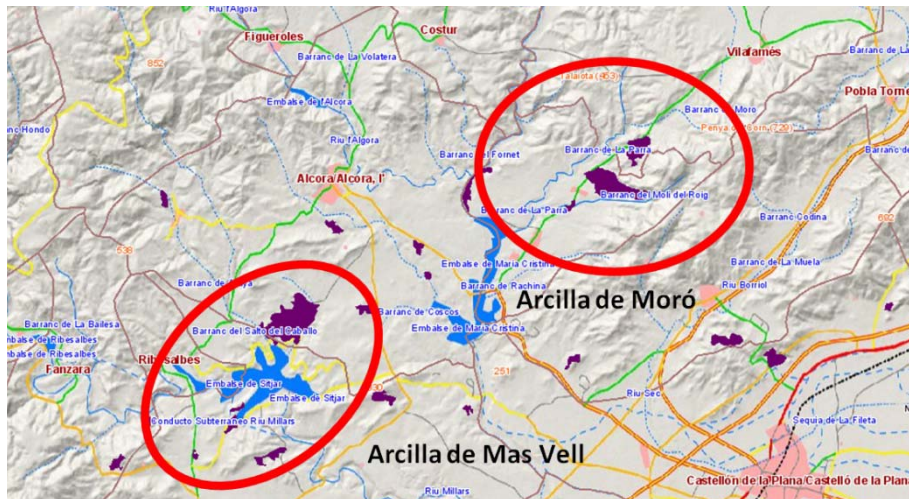


Figura 53 Zonas de estudio consideradas para evaluar el impacto del uso de suelo (CLC, 2000)

Finalmente, se podrían considerar el desarrollo y la aplicación de otras categorías como la de olor, anteriormente citada, elaborando potenciales de olor que tengan en cuenta el impacto que producen de forma específica los olores que provienen de las aguas residuales y las balsas de acumulación de lodos en industrias cerámicas colindantes con zonas pobladas.

Otra categoría interesante en este ámbito sería la de toxicidad humana en cuanto al efecto de las partículas del aire, con la determinación de sus correspondientes potenciales o factores de caracterización. La emisión de partículas es una de las más significativas en el proceso de fabricación de baldosas cerámicas. Generalmente éstas son de composición mineral, no

obstante, las emisiones procedentes de etapas relacionadas con las fritas, esmaltes y pigmentos cerámicos suelen poseer distinta composición, pudiendo contener Zr, Ba, Zn, Pb, entre otros metales.

9.3 Publicaciones derivadas de la tesis

9.3.1 Revistas

1. Vidal, R., Martínez, P., **Garraín, D.** *Life cycle assessment of composites made of recycled thermoplastics combined with rice husks and cotton linters*, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 14 (1), 2009, pp. 73-82.
2. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V. *Uso de suelo y biomateriales*, Recursos Rurais, 2008, Vol. 1, nº 4: 51-55.
3. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V., Martínez, P. *Análisis del ciclo de vida del reciclado del polietileno de alta densidad*, Residuos, n. 104, May-Jun 2008, pp. 58-63.
4. **Garraín, D.**, Vidal, R. *Contaminación atmosférica de las carreteras españolas*, DYNA, Vol. 83, n. 3: 61-62, Abr 2008, pp. 177-182.
5. Vidal, R., López-Mesa, B., Mulet, E., **Garraín, D.** *Indicadores de impacto y vulnerabilidad de las infraestructuras de transporte*, Estudios de Construcción y Transportes (Ed. Ministerio de Fomento), n. 106, Ene-Jun 2007, pp. 179-204.
6. **Garraín, D.**, Vidal, R., Martínez, P., Franco, V. *Impacto medioambiental del conformado de termoplásticos en industrias españolas usando la metodología del análisis del ciclo de vida*, en proceso de revisión en Ingeniería Química, indizada en el SCI.
7. Franco, V., **Garraín, D.**, Vidal, R. *Methodological proposals for improved assessments of the impact of traffic noise upon human health*, en proceso de revisión en International Journal of Life Cycle Assessment.
8. **Garraín, D.**, Franco, V., Vidal, R. *Large-scale assessment of the impact of road traffic noise on human health in Spain within the life cycle assessment methodology*, en proceso de revisión en Transportation Research Part D: Transport & Environment.
9. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V. Muñoz, C. *Multi-criteria evaluation methods for assessing land use impact category in LCA*, en preparación para su envío a International Journal of Life Cycle Assessment.

9.3.2 Capítulos de libro

1. **Garraín, D.,** Vidal, R., Franco, V., Martínez, P. *Global warming impact of biodegradable polymers and biocomposites upon disposal*, Jiménez, A. & Zaikov, G.E. (eds): Cap. 11 en “Recent advances in research on biodegradable polymers and sustainable composites (volume 2)”, Nova Science Publishers, Hauppauge, NY (USA), 2008, pp.123-130.

9.3.3 Congresos nacionales e internacionales

1. **Garraín, D.,** Muñoz, C., Franco, V., Vidal, R. *Greenhouse gases emission from thermoplastics manufacturing: virgin versus recycled high density polyethylene*, Congreso on-line “Klima 2009 / Climate 2009”, 2-6 Nov 2009.
2. Cebrián-Tarrasón, D., **Garraín, D.,** Vidal, R. *Justificación taxonómica del factor paisaje en el uso del suelo*, enviado al XIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, 8-10 Jul 2009, Badajoz (España).
3. **Garraín, D.,** Franco, V., Muñoz, C., Vidal, R. *El marco DPSIR en los sectores de transporte y agricultura: Necesidad del desarrollo de indicadores de impacto en las categorías de ruido y uso de suelo*, enviado al XIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, 8-10 Jul 2009, Badajoz (España).
4. **Garraín, D.,** Gasch, J., Herrero, M., Franco, V., Muñoz, C., Vidal, R. *Nuevos retos en el Análisis del Ciclo de Vida de baldosas cerámicas: Desarrollo de las categorías de impacto de uso del suelo, agotamiento de recursos abióticos y toxicidad humana*, XIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, 8-10 Jul 2009, Badajoz (España).
5. **Garraín, D.,** Vidal, R., Franco, V., Muñoz, C., Cebrian-Tarrason, D. *Environmental considerations on land use for design and development of biopolymers*, 5th International Conference on Industrial Ecology “Transitions Towards Sustainability”, 21-24 Jun 2009, Lisboa (Portugal).
6. **Garraín, D.,** Franco, V., Vidal, R., Muñoz, C., Royo, M. *Methodological proposals for improving traffic noise assessments within LCA*, SETAC Europe 19th Annual Meeting, 31 May - 4 Jun 2009, Gotemburgo (Suecia).
7. **Garraín, D.,** Moliner, E., Franco, V., Vidal, R. *GIS technology to assess noise impact category in LCA at a low-scale level*, SETAC

Europe 19th Annual Meeting, 31 May - 4 Jun 2009, Gotemburgo (Suecia).

8. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V., Muñoz, C. *Multi-criteria evaluation method for assessing land use impact category and application to mining in Eastern Spain*, SETAC Europe 19th Annual Meeting, 31 May - 4 Jun 2009, Gotemburgo (Suecia).
9. **Garraín, D.**, Muñoz, C., Franco, V., Vidal, R. *Greenhouse gases emission from thermoplastics manufacturing: virgin versus recycled high density polyethylene*, 4th International Symposium on Environment, 21-24 May 2009, Atenas (Grecia).
10. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V., Muñoz, C. *Land use: a neglected environmental impact category in Eco-design*, 15th LCA Case Studies Symposium "LCA for decision support in business and government for Sustainable Consumption and Production", 22-23 Ene 2009, París (Francia).
11. Franco, V., Vidal, R., **Garraín, D.**, Muñoz, C., Royo, M. *Improving traffic noise assessments within LCA*, 15th LCA Case Studies Symposium "LCA for decision support in business and government for Sustainable Consumption and Production", 22-23 Ene 2009, París (Francia).
12. **Garraín, D.**, Muñoz, C., Franco, V., Vidal, R. *La huella ecológica del transporte en las carreteras españolas*, Congreso Nacional de Medio Ambiente, CONAMA09, 1-5 Dic 2008, Madrid (España).
13. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V., Martínez, P., Justel, D. *Análisis del ciclo de vida de los procesos de inyección de termoplásticos*, XI Congreso de Ingeniería Ambiental, GEO2, 4-6 Nov 2008, Bilbao (España).
14. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V. *Ocupación y transformación del suelo de las carreteras españolas*, Actas del XII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, ISBN: 978-84-936430-3-4, 9-11 Jul 2008, Zaragoza (España).
15. **Garraín, D.**, Franco, V., Vidal, R.; Moliner, E.; Casanova, S. *La categoría de impacto de ruido en los análisis de ciclo de vida*, Actas del XII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, ISBN: 978-84-936430-3-4, 9-11 Jul 2008, Zaragoza (España).
16. Franco, V., **Garraín, D.**, Vidal, R., Moliner, E. *Problemática del cálculo a gran escala del ruido del tráfico sobre la salud humana*, Actas del XII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, ISBN: 978-84-936430-3-4, 9-11 Jul 2008, Zaragoza (España).

17. Moliner, E., **Garraín, D.**, Franco, V. *Metodología para evaluar el impacto del ruido de los vehículos pesados sobre la salud humana. Aplicación al clúster cerámico de la provincia de Castellón*, Actas del XII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, ISBN: 978-84-936430-3-4, 9-11 Jul 2008, Zaragoza (España).
18. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V., Martínez, P. *LCA of surface coating processes of thermoplastics*, 2nd International Seminar on Society and Materials, SAM2, ISSN: 1958-2897 (Vol. 2), 24-25 Abr 2008, Nantes (Francia).
19. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V., Muñoz, C., Martínez, P. *Emisión de gases de efecto invernadero en el procesado de termoplásticos. Comparación con el reciclado*, III Congreso Andaluz de Desarrollo Sostenible, AMBIENTALIA – El Cambio Climático, Libro del Congreso. ISBN: 13978-84-97856-60-8, 17-19 Abr 2008, Huelva (España).
20. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V., Moliner, E., Casanova, S. *Impacto sobre la salud humana del ruido provocado por el tráfico de vehículos en la ciudad de Madrid*, 7^o Congreso Ibérico y 4^o Iberoamericano de Contaminación Toxicológica y Ambiental, CICTA 2008, Libro de resúmenes. ISBN: 978-972-98104-2-8, 10-12 Mar 2008, Lisboa (Portugal).
21. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V., Martínez, P. *Global warming impact of biodegradable polymers and biocomposites upon disposal*, Abstracts of the 1st International Conference on Biodegradable Polymers and Biocomposites, BIOPOL 2007, 3-5 Oct 2007, Alicante (España).
22. **Garraín, D.**, Vidal, R. *Efectos nocivos sobre la calidad del aire provocados por las carreteras españolas*, Actas del XI Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, pp 911-921. ISBN: 978-84-690-8133-4, 26-28 Sep 2007, Lugo (España).
23. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V. *Uso de suelo y biomateriales*, Actas del XI Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, pp 922-932. ISBN: 978-84-690-8133-4, 26-28 Sep 2007, Lugo (España).
24. **Garraín, D.**, Vidal, R., Martínez, P., Franco, V., González, R. *How 'green' are biopolymers?* Proceedings of the 16th International Conference on Engineering Design, ICED'07. ISBN: 1-904670-02-4, 28-31 Ago 2007, Paris (Francia).

25. **Garraín, D.**, Vidal, R., Franco, V. *Land use in LCA of biomaterials*, Proceedings of the 3rd International Conference of Life Cycle Management, LCM2007, 27-29 Ago 2007, Zúrich (Suiza).
26. **Garraín, D.**, Vidal, R., Martínez, P., Bellés, M.J. *LCA of thermoplastics recycling*, Proceedings of the 3rd International Conference of Life Cycle Management, LCM2007, 27-29 Ago 2007, Zúrich (Suiza).
27. **Garraín, D.**, Vidal, R., Martínez, P., Franco, V., Cebrián-Tarrasón, D. *LCA of biodegradable multilayer film from biopolymers*, Proceedings of the 3rd International Conference of Life Cycle Management, LCM2007, 27-29 Ago 2007, Zúrich (Suiza).
28. Martínez, P., **Garraín, D.**, Vidal, R. *LCA of biocomposites versus conventional products*, Proceedings of the 3rd International Conference of Life Cycle Management, LCM2007, 27-29 Ago 2007, Zúrich (Suiza).
29. **Garraín, D.**, Franco, V., Vidal, R. *Comparative study of different methodologies for land use and aesthetic impact categories*, 1st International Seminar on Society and Materials, SAM1, ISSN: 1958-2897 (Vol. 1), 6-7 Mar 2007, Sevilla (España).

9.3.4 Documentos científico-técnicos

1. Vidal, R., **Garraín, D.**, Muñoz, C., Bellés, M.J., Franco, V., Moliner, E., Gasch, J., Herrero, M., Ginés, J.L. *Desarrollo de categorías de impacto aplicadas a materiales cerámicos usando la metodología del análisis del ciclo de vida*, Informe interno de GID (GID.2008.02) para el Ministerio de Fomento (Exp. C46/2006), Dic 2008, 335 pp.
2. Vidal, R., Muñoz, C., Bellés, M.J., **Garraín, D.**, Franco, V., Royo, M., Moliner, E., Casanova, S. *Desarrollo de la metodología para la elaboración de indicadores de impacto del ruido de las infraestructuras de transporte*, Informe interno de GID (GID.2007.04) para el Ministerio de Fomento (Exp. 23/07), Nov 2007, 196 pp.
3. Vidal, R., Bellés, M.J., **Garraín, D.**, Franco, V., Cebrián-Tarrasón, D., Martínez, P., Sanz, C., González, R., Verdejo, E., Roca, L. *Análisis del ciclo de vida de residuos de materiales biodegradables y biocompuestos, como alternativa a los polímeros convencionales*, Informe interno de GID (GID.2007.03) para el Ministerio de Medio Ambiente (Exp. 566/2006/1-2.4), Abr 2007, 167 pp.
4. Vidal, R., López-Mesa, B., Mulet, E., **Garraín, D.** *Indicadores de impacto y vulnerabilidad de las infraestructuras de transporte*,

Informe interno de GID (GID.2006.04) para el Ministerio de Fomento (FOM/2375/2005), Jun 2006, 573 pp.

5. **Garraín, D.,** Vidal, R., Martínez, P. *Análisis del ciclo de vida de los procesos en el reciclaje industrial de termoplásticos*, Informe interno de GID (GID.2006.07) para AIMPLAS (IMCOCA/2006/14), Dic 2006, 77 pp.

Referencias y bibliografía consultada

- AFNOR (2001) *"NF - XP S31-133- Acoustique. Bruit des infrastructures de transports terrestres. Calcul de l'atténuation du son lors de sa propagation en milieu extérieur, incluant les effets météorologiques"*, Norma francesa AFNOR.
- Álvarez, G., Rosell, C. (2006) *"Fragmentación de hábitats causada por vías de transporte. El desarrollo de la Acción COST 341 en España"*, revista Ambienta, Ministerio de Medio Ambiente, Febrero 2006, pp. 36-40.
- AMAD (2007) *"Anuario estadístico 2006"*, Ayuntamiento de Madrid, España.
- Anderson, G.S., Lee, C.S., Fleming, G.G., Menge, C.W. (1996) *"FHWA Traffic Noise Model (FHWA TNM), Version 1.0: User's Guide"*, Federal Highway Administration, Report n. FHWA-PD-96-009, Cambridge, USA.
- ANEFA, Asociación Española de Fabricantes de Áridos. Datos de la página web: <http://www.aridos.org> [acceso en Junio 2006].
- Antón, A. (2004) *"Utilización del análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo"*, Tesis doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España.
- Antón, A., Castells, F., Montero, J.I. (2007) *"Land use indicators in life cycle assessment. Case study: The environmental impact of Mediterranean greenhouses"*, Journal of Cleaner Production, 15 (2007), pp. 432-438.
- Arana, M., Martínez de Vírgala, A., Aleixandre, A., San Martín, M.L., Vela, A. (2000) *"Modelos de predicción del ruido del tráfico rodado. Comparación de diferentes standards europeos"*, Acústica 2000, TecniAcústica 2000, Madrid, España.
- Arancibia, S., Contreras, E., Mella, S., Torres, P., Villablanca, I. (2003) *"Evaluación multicriterio: aplicación para la formulación de proyectos de infraestructura deportiva"*, CEGES, Universidad de Santiago de Chile, Chile.
- Arena U., Mastellone M.L., Perugini F. (2003) *"Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system"*, International Journal of LCA 8 (2) 92-98.
- Arenaz, A.M.; Espinel, A.E.; Rodríguez, M.T. (2003) *"Estudio del ruido urbano en siete municipios de Castilla León"* TecniAcústica 2003, Bibao, España.
- Armelin, E. (2002) *"Síntesis y caracterización de nuevas poliesteramidas: estudio de sus propiedades"*, Tesis doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España.
- Babisch, W. (2005) *"Traffic, noise and health"*, P. Nocolopoulou-Stamati et al. (eds), Environmental health impacts of transport and mobility, 9-24, Holanda.
- Baitz, M., Freissig, J., Schöch, C. (1998) *"Method to integrate Land Use in Life Cycle Assessment"*, Institut für Kunststoffprüfung (IKP), University of Stuttgart, Alemania.
- Balzari & Schudel, Grolimund & Peterman (1998) *"Modèle de bruit du trafic routier dans les zones habitées"*, SAEFL-BUWAL, Les cahiers de l'environnement OFEFP, CDE report nº 15, Berna, Suiza.
- Bañuls, F.A. (2008) *"Contaminación visual"*, revista Guardia Civil, Febrero, pp. 107-110.

- Barba-Romero, S. (1996) *"Decisiones multicriterio. Fundamentos teóricos y utilización práctica"*, Servicio de publicaciones de la Universidad de Alcalá de Henares, Madrid, España.
- Barredo, J.I, Bosque, J. (1999) *"Multicriteria evaluation methods for ordinal data in a GIS environment"*, Geographical Systems, n. 5, pp. 313-327.
- Barrigón, J.M., Vílchez, R., Gómez, V., Méndez, J.A., Tejeiro, C., Bueno, L.A. (2001) *"Análisis de una encuesta sobre ruido urbano en Extremadura"*, TecniAcústica 2001, Logroño, España.
- Barrigón, J.M., Vílchez, R., Gómez, V., Méndez, J.A., Tejeiro, C., Bueno, L.A., Vaquero, J.M. (2002) *"Presentación de una encuesta para la realización de estudios sociales sobre el impacto del ruido urbano"*, Revista de acústica. Vol. XXXIII. Nº 1 y 2.
- Barrigón, J.M., Vílchez, R., Gómez, V., Méndez, J.A., Tejeiro, C. (2000) *"Formalización de una encuesta sobre efectos del ruido urbano"*, Acústica 2000, TecniAcústica 2000, Madrid, España.
- Barthlott W., Lauer W., Placke A. (1996) *"Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity"*, Erdkunde 50, Vol.4, pp. 317-327. [<http://www.botanik.uni-bonn.de/phytodiv.htm>].
- Barthlott W., Biedinger N., Brau G., Feig F., Kier G., Mutke J. (1999) *"Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of global biodiversity"*, Acta Botanica Fennica, 162 (1999), pp. 103-110.
- Barti, R. (2003) *"Influencia del ruido del tráfico en el nivel de escucha de TV"*, TecniAcústica 2003, Bilbao, España.
- Bastioli, C. (ed) (2005) *"Handbook of biodegradable polymers"*, Rapra Technology Limited, Shawbury, Shrewsbury, Shropshire, SY4 4NR, Reino Unido.
- Berglund, B. Lindvall, T. Schwela, D.H. (2000) *"Guidelines for Community Noise"*, WHO, World Health Organisation, p. XIII, Ginebra, Suiza.
- Bernabéu, D. (2007) *"Efectos del ruido sobre la salud"*, Informe técnico del Departamento de Medicina, PEACRAM 2007, Madrid, España.
- BIFA (2001) *"Polymers from renewable resources – comparative LCA for loose-fill packaging material from starch and polystyrene"*, BIFA, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (IFEU), Flo-Pak GmbH, Alemania.
- Bluhm, G.; Nordling, E.; Berglund, N. (2004) *"Road traffic noise and annoyance: An increasing environmental health problem"*, Noise & Health, a quarterly Interdisciplinary International Journal, Volume-6, issue-24, page- 43-49, Suecian.
- Blum, W.E.H. (2004) *"Soil indicators for decision making – sharing knowledge between science, stake holders and politics"*, ISCO 2004, 13th International Soil Conservation Organization Conference, Brisbane, Australia.
- Bohmann, G.M. (2004) *"Biodegradable Packaging Life-Cycle Assessment"*, Environmental Progress, 23, (4): 342-346.
- Borrego, C., Tchepel, O., Barros, N., Miranda, A.I. (2000) *"Impact of road traffic emissions on air quality of the Lisbon region"*, Atmospheric Environment 34, 4683-4690.
- Boustead, I. (1999) *"Eco-Profiles of Plastics and Related Intermediates"*, a report for PlasticsEurope.

- Boustead, I. (2005) *"Eco-profiles of the European Plastic Industry. Polypropylene (PP)"*, a report for PlasticsEurope.
- Bovea, M.D., Saura, U., Ferrero, J.L., Giner, J. (2007) *"Cradle-to-gate study of red clay for use in the ceramic industry"*, International Journal of Life Cycle Assessment 12 (6), pp. 439-447.
- Bowman, M.E., Moll, H.C. (2002) *"Environmental analysis of land transportation systems in the Netherlands"*, Transportation Research part D: Transport and Environment, 7 (5), pp. 331-345.
- Braschkat, J., Gärtner, S.O., Reinhardt, G.A. (2004) *"Environmental impacts of bio-based products in comparison with conventional products"*, Agroindustria, Ed. Ranalli, Vol.2, pp. 53-59, Bolonia, Italia.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kulmann, H. (2002) *"Life cycle impact assessment of lans use based on the hemeroby concept"*, International Journal of Life Cycle Assessment 7 (6) 339-348.
- Burón, J.M., López, J.M., Aparicio, F., Martín, M.A., García, A. (2004) *"Estimation of road transport emissions in Spain from 1988 to 1999 using COPERT III program"*, Atmospheric Environment, 38.
- Burón, J.M., Aparicio, F., Izquierdo, O., Gómez, A., López, I. (2005) *"Estimation of the input data for the prediction of road transportation emissions in Spain from 2000 to 2010 considering several scenarios"*, Atmospheric Environment, 39, pp. 5585-5596.
- CAPV (2008) *"Indicadores de transporte y medio ambiente. TMA 2007"*, Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Gobierno Vasco, Comunidad Autónoma del País Vasco, España.
- Cardim de Calvalho, A. (2000) *"Análisis del ciclo de vida de productos derivados del cemento aportaciones al análisis de los inventarios del ciclo de vida del cemento"*, Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España.
- Carpintero, O. (2007) *"La apropiación humana de producción primaria neta (AHPPN) como aproximación al metabolismo económico"*, Ecosistemas, 16 (3): 25-36.
- Cebrián-Tarrasón, D., Vidal, R. (2008) *"Las Ontologías y el marco FBS"*, Actas del XII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Zaragoza, España.
- CETUR (1980) *"Guide de bruit et des transports terrestres"*, Centre d'Etudes des Transports Urbains, Ministère de l'environnement et du cadre de vie – Ministère des transports, París, Francia.
- Choki, S. (2005) *"Life cycle assessment of road maintenance works in Sweden"*, Environmental Engineering and Sustainable Infrastructure (EESI), Report, Estocolmo, Suecia.
- CLC (2000) *"CORINE Land Cover. Part 2: Nomenclature"*, European Environment Agency. (Disponible en <http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000/classess> [acceso en Febrero 2007]).
- CMAJA (2006) *"El medio urbano en Andalucía"*, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, España.
- CORES (2006) *"Boletín Estadístico de Hidrocarburos. Nº 97"*, Corporación de Reservas Estratégicas de Productos Petrolíferos, Ministerio de Industria y Comercio, España.

- Cowell, S.J. (1998) *“Environmental Life Cycle Assessment of agricultural systems: integration into decision making”*, PhD dissertation, Centre of Environmental Strategy, University of Surrey, Guildford, Reino Unido.
- Cowell, S.J., Clift, R. (2000) *“A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment”*, Journal of Cleaner Production, 8, 321-331.
- Cowell, S.J., Lindeijer, E. (2000) *“Impacts on ecosystem due to land use: biodiversity, life support and soil quality in LCA”*, in: Agricultural data for Life Cycle Assessments, B.P. Weidema & M.J.G. Meeusen (eds.), Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague, Holanda.
- CRTN (1988) *“Calculation of Road Traffic Noise”*, Department of Transport, Reino Unido.
- Cvetkovic, D., Prasevic, M., Stojanovic, V. (1997) *“NAISS-Model for traffic noise prediction”*, UDC: 534.836, Facta Universitatis, Vol. 1, n. 2: 73-81.
- Dall'Acqua S., Fawer M., Fritschi R., Allenspach C. (1999) *“Life cycle inventories for the production of detergents ingredients”*, EMPA, Suiza.
- Damián, S.A., Camacho, I.M., Téllez, R. (2000) *“Impacto ambiental generado por la infraestructura carretera. Estudio piloto del ruido: caso Querétaro”*, SCT, Instituto Mexicano del Transporte, Publicación Técnica n. 154.
- Damián, S.A., Flores, M.A., Torras, S., Téllez, R. (2002) *“Estudio del ruido generado por la operación del transporte carretero. Caso II: Jalisco”*, SCT, Instituto Mexicano del Transporte, Publicación Técnica n. 187.
- Daumal, F., de Gotari, J. (2006) *“La influencia del ruido en el precio de la vivienda”*, TecniAcústica 2006, Gandía, España.
- de Hollander, A.E.M., Melse, J.M., Le Bret, E., Kramers, P.G.M. (1999) *“An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures”*, Epidemiology, Vol 10, n. 5.
- Delgado, J.D., Arévalo, J.R., Fernández-Palacios, J.M. (2004) *“Consecuencias de la fragmentación viaria: efectos de borde de las carreteras en la laurisilva y el pinar de Tenerife”*, Fernández-Palacios, J.M. & Morici, C. (Eds), Ecología Insular / Island ecology, Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET) – Cabildo Insular de La Palma, pp. 181-225.
- Derwent, R.G., Jenkin M.E., Saunders S.M., Pilling M.J. (1998) *“Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism”*, Atmos. Environ. 32 (14-15): 2429-2441.
- Deurloo T. (1990) *“Assessment of environmental impact of plastic recycling in P&G packaging”*, Technical report of Procter&Gamble.
- DGT (2003) *“Anuario Estadístico General”*, Dirección General de Tráfico, Ministerio del Interior, España.
- DGT (2004) *“Anuario Estadístico General”*, Dirección General de Tráfico, Ministerio del Interior, España.
- DGT (2007) *“Anuario Estadístico de Accidentes 2007”*, Dirección General de Tráfico, Ministerio del Interior, Madrid, España.
- Dinkel F., Pohl C., Ros M., Waldeck B. (1996) *“LCA of starch polymers - Ökobilanz Stärkehaltiger Kunststoffe”*, BUWAL, Report n. 271, 2 volumes, Berna, Suiza.

- Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de Junio de 2002 sobre evaluación y gestión del ruido ambiental (Diario Oficial nº L 189 de 18/07/2002 p. 0012-0026).
- Doka, G. (2003) *“Ergaenzung der Gewichtungsmethode für Oekobilanzen Umweltbelastungspunkte'97 zu Mobilitaets - UBP'97”* Doka LCA, comisionada por ASTRA [<http://www.doka.ch/mubp/AstraMUBP97DOKAv2.pdf>].
- Dornburg, V., Lewandowski, I., Patel, M. (2004) *“Comparing the land requirements, energy savings, and greenhouse gas emissions reduction of biobased polymers and bioenergy – An analysis and system extension of Life-Cycle Assessment studies”*, Journal of Industrial Ecology, Vol. 7, n. 3-4: 93-116.
- EC (2001a) *“Libro Blanco. La política europea de transportes de cara al 2010: la hora de la verdad”*, Informe 370 de la Comisión Europea.
- EC (2001b) *“Statistical Information needed for Indicators to monitor the Integration of Environmental concerns into the Common Agricultural Policy”*, Communication from the commission to the council and the European parliament, Bruselas, Bélgica.
- EC (2002) *“Position Paper on Dose Response Relationships Between Transportation Noise and Annoyance”*, European Commission, EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, Luxemburgo.
- EC (2004) *“Position Paper on Dose-Effect Relationships for Night Time Noise”*, European Commission Working Group on Health and Socio-Economic Aspects, Luxemburgo.
- EC (2005a) *“Techno-economic feasibility of large-scale production of bio-based polymers in Europe”*, Technical Report EUR22103EN, European Commission, JRC-IPTS, Sevilla, España.
- EC (2005b) *“SUMMA – Sustainable mobility, policy measurements and assessment”*, Final report, project funded by European Commission, DGEN.
- EC (2007) *“Indicators to assess sustainability of transport activities. Part 1: Review of the Existing Transport Sustainability Indicators Initiatives and Development of an Indicator Set to Assess Transport Sustainability Performance”*, European Commission, JRC, IES, report EUR23041EN, Copenhagen, Dinamarca.
- EEA (1999) *“Environmental indicators: Typology and overview”*, Technical report n. 25, European Environment Agency.
- EEA (2000) *“EMEP-CORINAIR Emission Inventory Guidebook”*, European Environment Agency.
- EEA (2001) *“Land Take TERM 2001”*, European Environment Agency.
- EEA (2002) *“EU- Land take by roads and railways as percentage of country surface, 1998”*, European Environment Agency.
- EEA (2003) *“An inventory of biodiversity indicators in Europe, 2002”*, Technical report n. 92, European Environment Agency.
- EEA (2004) *“Impacts of Europe's changing climate. An indicator-based assessment”*, European Environment Agency, report n. 2.
- EEA (2009) *“Señales de la AEMA. Cuestiones medioambientales de capital importancia para Europa”*, Informe técnico 1831-2608, European Environment Agency, Luxemburgo.

- EEA & ETC/ACC (2000) *"COPERT III - Computer program to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors and user's manual"*, European Environment Agency and European Topic Center on Air and Climate Change.
- Esclapez M.; Vera J.; Yebra, M. (2006) *"Evaluación del impacto acústico ambiental de la Universidad de Alicante"*, TecniAcústica 2006, Gandía, España.
- Estermann, R. (1998) *"Test of biodegradable bags for green waste"*, COMPOSTO, Olten for the Kompostforum Schweiz, Uerikon, Suiza.
- Estermann, R., Schwarzwälder, B. (1998) *"Life cycle assessment of Mater-Bi bags for the collection of compostable waste"* Composto for Novamont, Olten, Suiza.
- Estermann, R., Schwarzwälder, B., Gysin, B. (2000) *"LCA of Mater-Bi and EPS loose fills"*, Composto, Olten Suiza.
- ETH (1994) *"Okoinventare fur Energiesysteme"*, ETH, Zúrich, Suiza.
- EU (1997) *"Transport sector guidelines. Towards sustainable transport infrastructure: a sectorial approach in practice"*, European Commission Development, Directorate general for Development, CF-97-96-354-EN-C.
- European Bioplastics (2008a) *"Bioplastics – Frequently Asked Questions (FAQs)"*, European Bioplastics, Berlín, Alemania.
- European Bioplastics (2008b) *"Position paper: Life Cycle Assessment of Bioplastics"*, European Bioplastics, Berlín, Alemania.
- Eurostat (2006) *"Energy, transport and environment indicators. Data 1990-2004 "*, Eurostat Pocketbooks, European Communities, Luxemburgo.
- ExcelPlas (2004) *"The impacts of degradable plastic bags in Australia"*, ExcelPlas Australia, Centre for Design (RMIT), and Nolan ITU, *Final Report to Department of the environment and Heritage*, Department of the Environment and Heritage, Commonwealth Government of Australia.
- FAO (2003) *"Compendium of agricultural-environmental indicators (1989-91 to 2000)"*, Statistics Analysis Service, Statistics Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma (Italia).
- Fernández, D., de Barrios, M., García, E., Cepeda, J., Fuentes, M. (2004) *"El impacto acústico de las redes viarias en la ciudad de León"*, Acústica 2004, Guimaraes, Portugal.
- Fet, A. M., Michelsen, O. (2000) *"Life cycle assessment of transport systems"*, 4th International Conference on EcoBalance, Tsukuba, Japón.
- Fet, A. M., Michelsen, O., Johnsen, T., Sorgard, E. (2000) *"Environmental performance of transport – A comparative study"*, Norwegian University of Science and Technology – IOT, NTNU, Noruega.
- Fidell, S., Barber, D. S., and Schultz, Th. J. (1991) *"Updating a dosage effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise"*, J Acoust Soc Am 89, 221–233.
- Flores, M.A., Torras, S., Téllez, R. (2002) *"Estudio del ruido generado por la operación del transporte carretero. Caso III: Nuevo León"* SCT, Instituto Mexicano del Transporte, Publicación Técnica n. 193.

- Flores, M.A., Torras, S., Téllez, R. (2002) *“Estudio del ruido generado por la operación del transporte carretero. Caso IV: Veracruz”*, SCT, Instituto Mexicano del Transporte, Publicación Técnica n. 194.
- Fowler, P., Liu, Q., Bragança, R. (2008) *“Bio-based lightweight packaging materials”* III Seminario Internacional sobre Polímeros Biodegradables y Composites Sostenibles, Marzo, Valencia, España.
- Franco, V., Vidal, R., Garraín, D., Muñoz, C., Royo, M. (2009a) *“Improving traffic noise assessments within LCA”*, 15th LCA Case Studies Symposium “LCA for decision support in business and government for Sustainable Consumption and Production”, París, Francia.
- Franco, V., Garraín, D., Vidal, R. (2009b) *“Methodological proposals for improved assessments of the impact of traffic noise upon human health”*, en proceso de revisión en International Journal of Life Cycle Assessment.
- Franquet, J.M., Borràs, C. (2004) *“Variedades y mejora del arroz (Oryza sativa, L.)”*, Col·lecció Tècnica, Universitat Internacional de Catalunya, EUCET, Tortosa, España.
- Frischknecht, R., (2002) *“Land occupation and land transformation in life cycle inventories”*, Project Manager, ECOINVENT 2000, SETAC Europe Annual Meeting, Viena, Austria.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.J., Doka, G., Dones, R., Hellweg, S., Hirschier, R., Humbert, S., Margni, M., Nemecek, T., Spielmann, M. (2004) *“Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods”*, Final report Ecoinvent 2000 No. 3, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, Suiza.
- Garai, M., Berenguer, M. (2001) *“Propagazione del rumore in ambiente esterno”*, Seminario Noise Mapping, Bolonia, Italia.
- García, A. (2004) *“La exposición cotidiana al ruido ambiental”*, Revista de acústica, Vol.35, números 3 y 4, 36-41.
- García, A., Bravo, M.J. (1994) *“Medidas de exposición al ruido en la vida diaria”*, TecniAcústica 1994, Valencia, España.
- García, A., García, A.M., Arana, M., Vela, A. (1999) *“Evaluación de la molestia producida por el ruido ambiental”*, TecniAcústica 1999, Ávila, España.
- García-Sanz, B., Garrido, F.J. (2003) *“La contaminación acústica en nuestras ciudades”* Colección Estudios Sociales n. 12. Fundación La Caixa, Barcelona, España.
- García, I., Bañuelos, A. (2004) *“Estrategia de elaboración de un mapa de ruido. El caso de Vitoria-Gasteiz. La ejecución material”*, Ayuntamiento de Vitoria, España.
- Garraín, D. (2006) *“Indicadores de impacto de la sostenibilidad de las infraestructuras de carreteras españolas”*, Trabajo de investigación de doctorado, Universitat Jaume I, Castellón, España.
- Garraín, D., Vidal, R., Martínez, P., Franco, V., Cebrián-Tarrasón, D. (2007a) *“LCA of biodegradable multilayer film from biopolymers”*, Proceedings of the 3rd International Conference of Life Cycle Management, LCM2007, Zúrich, Suiza.
- Garraín, D., Vidal, R., Franco, V. (2007b) *“Uso de suelo y biomateriales”*, Actas del XI Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Lugo, España.
- Garraín, D., Vidal, R., Franco, V. (2008a) *“Ocupación y transformación del suelo de las carreteras españolas”*, Actas del XII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Zaragoza, España.

- Garraín, D., Vidal, R. (2008b) "Contaminación atmosférica de las carreteras españolas", DYNA, Vol. 83, n. 3: 61-62, pp. 177-182.
- Garraín, D., Franco, V., Vidal, R. (2009) "Large-scale assessment of the impact of road traffic noise on human health in Spain within the life cycle assessment methodology", en proceso de revisión en Transportation Research Part D: Transport & Environment.
- Gärtner, S.O., Reinhardt, G.A. (2004) "Biobased products and their environmental impacts with respect to conventional products", Proceedings of the 2nd World Conference on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection, Roma, Italia.
- Garza, R. (2006) "Técnicas multicriteriales para la toma de decisiones: Técnicas de evaluación multicriterio", (disponible en <http://www.wikilearning.com>, acceso en Diciembre 2008).
- Geigrich J. (2004) "Modern Times and Imperfect Cycles – Managing the waste from biobased products", Journal of Industrial Ecology, Vol. 7, Nr. 3-4, pp. 10-12.
- Gerngross, T.U. (1999), Journal of Nature Biotechnology, 17, pp. 541.
- Gerngross, T.U., Slater, S. (2000), Journal of Scientific American, August, pp. 36.
- Gershenson, J.K., Stauffer, L.A. (1999) "A Taxonomy for Design Requirements from Corporate Customers", Research in Engineering Design 11: 103-115.
- Gilbert, R., Tanguay, H. (2000) "Sustainable transportation performance indicators project. Brief review of some relevant worldwide activity and development of an initial long list of indicators", The Centre for Sustainable Transportation, Ontario, Canadá.
- Goedkoop, M. (1995) "The Eco-Indicator 95", Final Report. PRÉ Consultants, Amersfoort, Holanda.
- Goedkoop, M., Spriensma, R. (2001) "The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment", Methodology report, Third Edition, PRÉ Consultants, Amersfoort, Holanda.
- González, A. E. (2005) "Evaluación de impacto acústico: Modelos predictivos sencillos que podrían dar complicaciones", Informe técnico del Departamento de Ingeniería Ambiental- Facultad de Ingeniería de Udela, Uruguay.
- González, J., Machimbarrena, M., Sánchez, J.I. (2003) "Estudio comparativo de modelos predictivos de ruido para tráfico rodado", TecniAcústica 2003, Bilbao (España).
- González-Cruz, M.C., Gómez-Senent, E., García, M., Aragonés, P. (2003) "Aplicación de técnicas multicriterio y multiexperto a la ponderación de factores determinantes del problema de la distribución en planta", VIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Pamplona, España.
- González, O., Lloveras-Macià, J. (2004) "Múltiples ecodiseños para un solo producto: efectos de la data regionalizada para el ACV en el ecodiseño", VIII Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Bilbao, España.
- Güereca, L.P. (2006) "Desarrollo de una metodología para la valoración en el análisis del ciclo de vida aplicada a la gestión integral de residuos municipales" Tesis Doctoral, Departamento de Proyectos de Ingeniería, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España.
- Guinée, J. B. (2002) "Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards", Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.

- Guinée, J. B., Gorreé M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Weneger A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. (2001) *“Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO standards”*, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Holanda.
- Guinée, J., van Oers, L., de Koning, A., Tamis, W. (2006) *“Life cycle approaches for conservation agriculture”*, CML report 171, Dpt. of Industrial Ecology & Dpt. of Environmental Biology, Universiteit Leiden, Holanda.
- Haberl, H., Heinz Erb, K., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzar, C., Gingrich, S., Lucht, W., Fischer-Kowalski, M. (2007) *“Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth’s terrestrial ecosystems”*, PNAS, Vol. 14, n. 31: 12942-12947.
- Habersatter K., Fecker I., Dall’acqua S., Fawer M., Falscheer F., Förster R., Maifeller C., Ménard M., Reusser L., Som C., Stahel U., Zimmermann P. (1998) *“Life cycle inventories for packagings”*, BUWAL (SAEFL, Swiss Agency for the Environment), Environmental series n. 250, Berna, Suiza.
- Hakala, S., Virtanen, Y., Meinander, K., Tanner, T. (1997) *“LCA, comparison of biopolymer and traditional diaper systems”*, technical research centre of Finland (VTT), Jyväskylä, Finlandia.
- Haynes-Young R., Potschin M. (2005) *“Building landscape character indicators. European Landscape Character Areas Typologies, Cartography and Indicators for the Assessment of Sustainable Landscapes”*, Final Project Report: FP5 EU Accompanying Measure Contract: ELCAI-EVK2-CT-2002-80021, Holanda.
- Herranz, M.K., Eguiguren, J.L. (2004) *“Primera aproximación a la relación dosis-efecto entre ruido ferroviario y molestia en España”*, Acústica 2004, Guimaraes, Portugal.
- Herranz, M.K., López, I. (2000) *“Modelo de impacto del ruido ambiental”*, Acústica 2000, TecniAcústica 2000, Madrid, España.
- Herranz, M.K., Proy, R. (2000) *“¿Cómo se puede medir el coste social del ruido de trenes en España?”*, Acústica 2000, TecniAcústica 2000, Madrid, España.
- Heutschi, K. (2004) *“SonRoad – Modèle de calcul du trafic routier”*, Cahier de l’environnement n. 366. SAEFL-BUWAL, Berna, Suiza.
- Heuvelmans, G., García-Quijano, J.F., Muys, B., Feyen, J., Coppin, P. (2005a) *“Modelling the water balance with SWAT as part of the land use evaluation in life cycle study of CO₂ emission reduction scenarios”*, Hydrological processes 19: 729-748.
- Heuvelmans, G., Muys, B., Feyen, J. (2005b) *“Extending the life cycle methodology to cover impacts of land use system on the water balance”*, International Journal of Life Cycle Assessment 10 (2): 113-119.
- Hischier R. (2004) *“Life cycle inventories of packaging & graphical papers, Part II. Plastics”*, Ecoinvent report n.11, Suiza.
- Hofstetter, P. Müller-Wenk, R. (2005) *“Monetization of health damages from road noise with implications for monetizing health impacts in life cycle assessment”*, Journal of Cleaner Production 13, 1235-1245.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguier, M., Linden, P.J.V.D., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (2001) *“Climate Change 2001: The Scientific Basis”*, Cambridge University Press, Reino Unido.

- Huijbregts, M. A. (1999) *“Priority Assessment of Toxic Substances in the Frame of LCA”*, MILIEUKUNDE, Universiteit van Amsterdam, Holanda.
- Iglesias, D.H. (2005) *“Relevamiento exploratorio del análisis del ciclo de vida de productos y su aplicación en el sistema agroalimentario”*, Contribuciones a la Economía, [http://www.eumed.net/ce - acceso en noviembre de 2007]
- IGN (2001) *“Informe técnico I&CLC200”*, Informe de Área de Teledetección, Subdirección Gral. de Geomática y Teledetección, Instituto Geográfico Nacional, Madrid, España.
- IMAGINE (2007) *“The noise emission model for european road traffic”*, Deliverable 11 of the Imagine Project [http://www.imagine-project.org]
- IMEDES (2005) *“Estudio sobre las tendencias del empleo y las necesidades formativas en medio ambiente en los sectores cerámico, agroalimentario, madera y mueble y metal mecánico”*, Instituto mediterráneo por el desarrollo sostenible, Valencia, España.
- Intron (1997) *“An overview of available LCI Data: Cement, concrete and other building materials”*, Institute for Material and Environmental Research B.V., INTRO Report nº 97079.
- ISO 1996-1: 2003 Acoustics - Description, measurement and assessment of environmental noise - Part 1: Basic quantities and assessment procedures.
- ISO 1996-2: 1987: Acoustics - Description and measurement of environmental noise – Part 2: Acquisition of data pertinent to land use.
- ISO 9613-1: Acoustics – Attenuation of sound during propagation outdoors – Part 1: Calculation of the absorption of sound by the atmosphere.
- ISO 9613-2: Acoustics – Attenuation of sound during propagation outdoors – Part 2: General method of calculation.
- IVE (2004) *“Base de datos para la Construcción. Años 2003-2004”*, Instituto Valenciano de la Edificación, Valencia, España.
- James, C. (2007) *“Global Status of Commercialized Biotech/GM Crops: 2007”*, ISAAA Brief N. 37. ISAAA, Ithaca, NY, Estados Unidos.
- James, K., Grant, T. (2005) *“LCA of degradable plastic bags”*, Centre for Design at RMIT University, Estados Unidos.
- Jenkin, M.E., Hayman G.D. (1999) *“Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters”*, Atmos. Environ. 33 (8): 1275–1293.
- Jeon, C.M., Amekudzi, A.M. (2005) *“Addressing Sustainability in Transportation Systems: Definitions, Indicators, and Metrics”*, Journal of Infrastructure systems, March 2005, pp. 31-50.
- Jonasson, H.G., Nielsen, H. L. (1996) *“Road Traffic Noise – Nordic Prediction Method”*, TemaNord 1996:525, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Dinamarca.
- Jonasson, H.G., Storeheier, S. (2001a) *“Nord2000. New Nordic Prediction Method for Road Traffic Noise”*, SP Rapport 2001:10, Acoustics, Boras, Dinamarca.
- Jonasson, H.G., Storeheier, S. (2001b) *“Nord2000. New Nordic Prediction Method for Rail Traffic Noise”*, SP Rapport 2001:11, Acoustics, Boras, Dinamarca.

- Känzig, J., Anex, R., Joliet, O. (2003) *“Conference report: International workshop on assessing the sustainability of bio-based products”*, International Journal of Life-Cycle Assessment, 8 (5), pp. 313-314.
- Kaplan, D.J., Mayer, J.M., Ball, D., McMassie, J., Allen, A.L., Stenhouse, P. (1993) *“Fundamentals of biodegradable polymers”*, Biodegradable polymers and packaging, Ching, C., Kaplan, D.L., Thomas, E.L. (Eds.); Technomic publication: 1-42, Basilea, Suiza.
- Kim S., Dale B.E. (2003) *“Cumulative Energy and Global Warming Impact from the Production of Biomass for Biobased Products”*, Journal of Industrial Ecology, (7) Vol. 3-4, pp. 147-162.
- Kloverpris, J., Wenzel, H., Nielsen, P.H. (2008) *“Life cycle inventory modeling of land use induced by crop consumption. Part 1: Conceptual analysis and methodological proposal”*, International Journal of Life Cycle Assessment 13 (1) pp. 13-21.
- Knudsen, M.T., Halberg, N. (2007) *“How to include on-farm biodiversity in LCA on food?”*, 5th International Conference on LCA in Foods, Gotemburgo, Suecia.
- Köllner, T. (2000) *“Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity”*, Journal of Cleaner Production, 8, pp.293-311.
- Köllner, T. (2001) *“Land use in product life cycles and its consequences for ecosystem quality”*, Dissertation PhD 2519, Universität St. Gallen, Suiza.
- Köllner, T., Scholz, R.W. (2007) *“Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 1: An analytical Framework for pure land occupation and land use change”*, International Journal of Life Cycle Assessment 12 (1) pp. 16-23.
- Köllner, T., Scholz, R.W. (2008) *“Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in central Europe”*, International Journal of Life Cycle Assessment 13 (1) pp. 32-48.
- Kolybaba, M., Tabil, L.G., Panigrahi, S., Crerar, W.J., Powell, T., Wang, B. (2003) *“Biodegradable polymers: Past, present and future”*, 2003 ASAE/CSAE Annual Intersectional Meeting, Fargo, ND, Estados Unidos.
- Kragh, J., Jonasson, H.G., Plovsing, B., Sarinen, A. (2006) *“User’s guide Nord2000 Road”*, DELTA, SINTEF, SP, VTT, Horsholm, Suecia.
- Kristensen, P. (2004) *“The DPSIR framework”*, Workshop on a comprehensive assessment of the vulnerability of water resources to environmental change in Africa using river basin approach, UNEP Headquarters, Nairobi, Kenia.
- Kurakula, V. (2007) *“A GIS-Based Approach for 3D Noise Modeling Using 3D City Models”*, GES thesis number 2005-04, International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation, Enschede, Holanda.
- Kyläkorpä, L., Rydgren, B., Ellegard, A., Millander, S., Grusell, E. (2005) *“The Biotope Method 2005, a method to assess the impact of land use on biodiversity”*, report of Vattenfall, Estocolmo, Suecia.
- Lafleche, V., Sacchetto, F., (1997) *“Noise assessment in LCA – A methodology attempt”*, International Journal of Life Cycle Assessment 2 (2), 11-115.
- Lambert, J., Poisson, F., Champelovier, P. (2000) *“Valuing benefits of a road traffic noise abatement programme: a contingent valuation survey”*, INRETS- LTE, Bron, Francia.
- Ley 37/2003, de 17 de Noviembre, del Ruido (BOE 18/11/2003).

- Lindeijer E., van Kampen M., Fraanje P.J., van Gooben H.F., Nabuurs G.J., Schouwenberg E.P.A.G., Prins A.H., Dankers N., Leopold M.F. (1998) *"Biodiversity and land use indicators for land use impacts in LCA"*, Ministerie V&W. Publicatiereeks Grondstoffen 1998/07, rapport n. W-DWW-98-059, Holanda.
- Lindeijer E. (2000a) *"Review of land use impact methodologies"*, Journal of Cleaner Production 8, pp. 273-281.
- Lindeijer E. (2000b) *"Biodiversity and life support impacts of land use in LCA"*, Journal of Cleaner Production 8, pp. 313-319.
- Lindeijer, E., Kok, I., Eggels, P., Alferts, A. (2002) *"Improving and testing a land use methodology in LCA. Including case-studies on bricks, concrete and wood"*, Ed: Dutch Ministry of Transport, Public Works and Water Management (RWS DWW), Holanda.
- Lippiatt, B.C., (2002) *"Bees 3.0. Building for Environmental and Economic Sustainability Technical Manual and User Guide"*, National Institute of Standards and Technology, NISTIR 6916, Irlanda.
- Litman, T.A. (2008b) *"Land use impacts on transport. How land use factors affect travel behavior"*, Victoria Transport Policy Institute, Canadá.
- Litman, T.A. (2008a) *"Well measured – Developing Indicators for comprehensive and sustainable transport planning"*, Victoria Transport Policy Institute, Canadá.
- Liu, Z.Q., Yi, X.S., Feng, Y. (2001) *"Effects of glycerin and glycerol monostearate on performance of thermoplastic starch"*, Journal of Materials Science (36): 1809-1815.
- Llanes-Cedeño E. A., Sarria-López, B., López-Bastida E. (2003) *"Aplicación de la metodología Análisis de Ciclo de Vida (ACV) a la empresa arrocera "CAI Fernando Echenique" en la provincia de Granma"*, Universidad de Granma, Cuba.
- Lobo, J.M., Castro, I., Moreno, J.C. (2001) *"Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands"*, Biological Journal of the Linnean Society, 73: 233-253.
- Lu, C., Morrell, P. (2006) *"Determination and applications of environmental costs at different sized airports – aircraft noise and engine emissions"*, Transportation 33: 45-61.
- Lynd, L.R., Wang, M.Q. (2004) *"A product-nonspecific framework for evaluating the potential of biomass-based products to displace fossil fuel"*, Journal of Industrial Ecology, Vol. 7, n. 3-4: 17-32.
- MacLean, H.L., Lave, L.B., Lankey, R., Joshi, S. (2000) *"A life-cycle comparison of alternative automobile fuels"*, Journal of the Air & Waste Management Association 50 (10), 1769-1779.
- Mander Ü., Jongman R.H.G. (eds.) (2000) *"Consequences of land use changes"*, ISBN 1-85312-650-0, Reino Unido.
- Margalef, R. (1998) *"Ecología"*, ISBN 84-282-0405-5, Ed. Omega, Barcelona, España.
- Martín, M.A., Tarrero, A., González, J., Machimbarrena, M. (2006), *"Exposure-effect between road traffic noise cost evaluations in Valladolid, Spain"*, Applied Acoustics 67, 45-958.
- Martín, M.A., Tarrero, A.I., Rodríguez, T., Sorribas, R. (2003a) *"Elaboración de la encuesta y elección de la muestra para el estudio psicosocial de la molestia ocasionada por el ruido"*, TecniAcústica 2003, Bilbao, España.

- Martín, M.A., Tarrero, A.I., Rodríguez, T., Sorribas, R. (2003b) *“Estudio psicosocial en la población de Valladolid. Evaluación dosis-efecto”*, TecniAcústica 2003, Bilbao, España.
- Martín, M.A., Tarrero, A.I., Segurado, R., Viñuela, N. (2003c) *“Estudio Psicosocial en la población de Valladolid. Evaluación coste- beneficio”*, TecniAcústica 2003, Bilbao, España.
- Martínez, E. (2007) *“Aplicación del proceso jerárquico de análisis en la selección de la localización de una PYME”*, Anuario jurídico y económico escorialense, pp. 503-542.
- Martínez, E., Escudey, M. (1997) *“Evaluación y decisión multicriterio: reflexiones y experiencias”*, USACH, Santiago de Chile, UNESCO, Chile.
- Martínez-Suárez, P.; Moreno-Jiménez, A. (2005) *“Análisis Espacio-temporal con SIG del ruido ambiental urbano en Madrid y sus distritos”*, GeoFocus (Artículos), nº 5, p, 219-249, ISSN: 1578-5157.
- Martín-Ramos, B., Mancebo, S., Ortega, E., López, E. (2006) *“Evaluación de los efectos del PEIT sobre la fragmentación de hábitats”*, III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente, Zaragoza, España.
- Martín-Ramos, B., Ortega, E., Mancebo, S., Otero, I. (2008) *“Fragmentación de los hábitats de la Red Natura 2000 afectados por el PEIT (Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte)”*, GeoFocus (artículos), nº 8, pp. 44-60.
- Mattsson, B., Cedeberg, C., Blix, L. (2000) *“Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetables oil crops”*, Journal of Cleaner Production 8, pp. 283-292.
- MEET (1999) *“Methodologies for calculating transport emissions and energy consumption for road transport”*, Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport, Transport Research laboratory, Estados Unidos.
- Meijer, A. (2006) *“Improvement of the life cycle assessment methodology for dwellings”*, Thesis Universiteit van Amsterdam, Holanda.
- Melse, J.M, Essink-Bot, M.L., Kramers, P.G.N., Hoeymans, N. (2000) *“A national burden of disease calculation: Dutch Disability-Adjusted Life-Years”*, American Journal of Public Health, Vol.90, n. 8.
- MFOM (2004) *“Informe de Sostenibilidad Ambiental del Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte (PEIT)”*, Ministerio de Fomento, Secretaría de Estado de Infraestructuras y Planificación, Dirección General de Planificación y Coordinación Territorial, Madrid, España.
- MFOM (2005) *“Anuario 2004”*, Ministerio de Fomento, España.
- MFOM (2006) *“Anuario 2005”*, Ministerio de Fomento, España.
- MFOM (2007a) *“Anuario 2006”*, Ministerio de Fomento, España.
- MFOM (2007b) *“Mapa de tráfico 2007: Tráfico, velocidades y accidentes de la red de carreteras del estado”*, Dirección General de Carreteras, Ministerio de Fomento de España.
- Michelsen, O. (2008) *“Assessment of land use impact on biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway”*, International Journal of Life Cycle Assessment 13 (1) pp. 22-31.

- Miedema, H.M.E. (2002) *"Relationships between exposure to single or multiple transportation noise sources and noise annoyance"*, Meeting report on exposure-response relationships of noise on health, Bonn, Alemania.
- Miedema, H.M.E, Vos, H. (1998) *"Exposure-response relations for transportation noise"*, Journal of the Acoustical Society of America, 104 (6).
- Milà i Canals L. (2003) *"Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Site-dependency and soil degradation impact assessment"*, PhD dissertation, Universitat Autònoma de Barcelona, España.
- Milà i Canals L., Basson L., Clift R. Müller-Wenk R., Bauer C., Hansen Y., Brandao M. (2006) *"Expert Workshop on Definition of Best Indicators for Biodiversity and Soil Quality for Life Cycle Assessment (LCA)"*, CES Working Paper 02/06, Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Reino Unido.
- Milà i Canals, L. (2007a) *"Land use in LCA: a new subject area and call for papers"*, International Journal of Life Cycle Assessment, 12 (1): 1.
- Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R.F., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R., Rydgren, B. (2007b) *"Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA"*, International Journal of Life Cycle Assessment 12 (1) pp. 5-15.
- Milà i Canals, L. Romanyà, J., Cowell, S.J. (2007c) *"Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA)"*, Journal of Cleaner Production 15, pp. 1426-1440.
- MMA (2005) *"Perfil Ambiental de España 2004. Informe basado en indicadores"*, Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Madrid, España.
- MMA (2006a) *"Perfil Ambiental de España 2005. Informe basado en indicadores"*, Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Madrid, España.
- MMA (2006b) *"Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte"*, nº 1, O. A. Parques Naturales, Ministerio de Medio Ambiente, 108 pp., Madrid, España.
- MMA (2007a) *"Perfil Ambiental de España 2006. Informe basado en indicadores"*, Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Madrid, España.
- MMA (2007b) *"Medio Ambiente en España, 2006"*, Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Madrid, España.
- MMA (2008) *"Perfil Ambiental de España 2007. Informe basado en indicadores"*, Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Madrid, España.
- Morales, M.M., Llopis, A., Cotanda, P., García, A.M., García, A. (1992) *"Evaluación de los efectos del ruido ambiental sobre los residentes en el centro histórico de Valencia"*, Revista San Hig, Vol. 66, n. 3-4.
- Morales, R. (2003) *"Catálogo de plantas vasculares de la Comunidad de Madrid (España)"*, Botanica Complutensis, 27: 31-70.

- Mroueh, U.M., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., Wellman, K. (2000) *“Life cycle assessment of road construction”*, Finnra Reports 17/2000, The Finnish National Road Administration, Helsinki, Finlandia.
- Müller-Sämman, K.M., Reinhardt, G.A., Vetter, R., Gärtner, S.O. (2003) *“Nachwachsende Rohstoffe in Baden-Württemberg: Identifizierung Vorteilhafter Produktlinien zur stofflichen Nutzung unter Besonderer Berücksichtigung Umweltgerechter Anbauverfahren”*, Projektabschluss-bericht Forschungszentrum Karlsruhe IfUL Müllheim, Alemania.
- Müller-Wenk, R. (1998) *“Land use - The main threat to species. How to include Land use in LCA”*. IWÖ-Diskussionbeitrag n. 64, IWÖ, Universität St. Gallen, Suiza.
- Müller-Wenk, R. (1999) *“Life-Cycle Impact Assessment of road transport noise”*, IWÖ, Universität St. Gallen, Suiza.
- Müller-Wenk, R., (2002) *“Attribution to road traffic of the impact of noise on health”*, Environmental series n.º.339, SAEFL-BUWAL, Berna, Suiza.
- Müller-Wenk, R., (2004) *“A method to include LCA road traffic noise and its health effects”*, International Journal of Life Cycle Assessment 9 (2) 76-85.
- Müller, O. (2000) *“Domestic rice production on the field”*, National Renewable Energy Laboratory, Estados Unidos.
- Murray, C.J.L., López, A.D. (1996) *“The global burden of disease. A comprehensive assessment of mortality and disability of diseases, injuries and risk factors in 1990 and projected to 2020”*, Harvard University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Muys, B., García Quijano, J. (2002) *“A new method for Land Use Impact Assessment in LCA based on the ecosystem exergy concept”*, Internal report, Laboratory for Forest, Nature and Landscape Research, KULeuven, Holanda.
- Mutke, J., Barthlott, W. (2005) *“Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales”*, Biol. Skr. 55: 521-531.
- Nakagawa, A., Li, R., Itsubo, N., Inaba, A. (2005) *“Development of Life-Cycle Impact Assessment method for road transport noise”*, Environment Dept., Pacific Consultants Co. Ltd., Research Center for Life Cycle Assessment, AIST, Japón.
- NBE-AE/88, Real Decreto RD 1370/1988, de 25 de Julio, por el que se aprueba la Norma Básica de la Edificación *“NBE-AE/88. Acciones en la edificación”*.
- Nelson, G., De Pinto, A., Harris, V., Stone, S. (2004) *“Land use and road improvements: a spatial perspective”*, International Regional Science Review 27, 3: 297-325.
- Nelson, G., Harris, V., Stone, S., De Pinto, A. (2001) *“Land use and road improvements: a spatial econometric analysis”*, Agricultural and Consumer Economics Staff Paper AE-4741, University of Illinois, Estados Unidos.
- Neus, H., Boikat, U. (2000) *“Evaluation of traffic noise-related cardiovascular risk”*, Noise & Health international Journal, volume 2, number 7, pp. 65-78.
- Nielsen, P.H., Laursen, J.E., (2003) *“Background for spatial differentiation in LCA impact assessment - The EDIP2003 methodology – Part 9: Integration of external noise nuisance from road and rail transportation in lifecycle assessment”*, Danish Environmental Protection Agency, Dinamarca.
- NIJOS/OECD (2002) *“Summary and recommendations”*, Proceedings of NIJOS/OECD Expert Meeting – Agricultural Landscape Indicators, Oslo, Noruega.

- OECD (1999) *"Indicators for the Integration of Environmental Concerns into Transport Policies"*, Informe de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.
- OECD (2003) *"OECD Environmental Indicators: development, measurement and use"*, Informe de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.
- OECD (2008) *"Environmental performance of agriculture in OECD countries since 1990"*, Informe de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.
- Oliva, C. (1998) *"Belastungen der Bevölkerung durch Flug- und Strassenlärm"*, Berlin, Alemania.
- Otero, I., Casermeiro, M. A., Esparcia, P. (2007a) *"Landscape evaluation: comparison of evaluation methods in a region of Spain"*, Journal of Environmental Management, 2007, vol. 85, n.1, pp. 204-214.
- Otero, I., Mancebo, S., Ortega, E., Casermeiro, M. Á. (2007b) *"Mapping landscape quality in Spain"*, M+A Revista Electrónica de Medioambiente, 4, pp. 18-34.
- Pachaki C. (2002) *"Agricultural landscape indicators, a suggested approach for the scenic value"*, NIJOS/OECD Expert Meeting – Agricultural Landscape Indicators, Oslo, Noruega.
- Passchier-Vermeer, W., Passchier, W.F. (2000) *"Noise Exposure and public health"*, Environmental Health Perspectives, Vol. 108, Supplement 1- pp. 123-131.
- Passchier-Vermeer, W., Passchier, W.F., (2005), *"Environmental noise, annoyance and sleep disturbance"*, P. Nocolopoulou-Stamati et al. (eds), Environmental health impacts of transport and mobility, 25-38, Holanda.
- Patel M. (2004) *"Surfactants based on renewable raw materials"*, Journal of Industrial Ecology, Volume 7, n. 3-4.
- Patel, M., Bastioli, C., Marini, L., Würdinger, G.E. (2003) *"Life-Cycle Assessment of Bio-Based Polymers and Natural Fibres"*, Encyclopedia Biopolymers, Vol.10, pp. 409-452.
- Perugini F., Mastellone M.L., Arena U. (2005) *"A Life Cycle Assessment of Mechanical and Feedstock Recycling Options for Management of Plastic Packaging Wastes"*, Environmental Progress, Vol. 24, n. 2, pp 137-154.
- Peters, J., García-Quijano, J., Content, T., Van Wyk, G., Holden, N.M., Ward, S.M., Muys, B. (2004) *"A new land use impact assessment method for LCA: theoretical fundamentals and field validation"*, in Halberg, N. (ed): Proceedings from the 4th International Conference "Life Cycle Assessment in the Agri-food sector", DIAS report – Animal Husbandry, no. 61, Tjele, Dinamarca.
- Rabat, A., Bouyer, J.J., Aran, J.M., Courtiere, A., Mayo, W., Le Moal, M. (2004) *"Deleterious effects of an environmental noise on sleep and contribution of its physical components in a rat model"*, Brain Research, vol. 1009, Issues 1-2, 29 pp. 88-97.
- Ramachandra T. V., Subramanian D. K. (1993) *"Energy utilization in the grain mill sector in Karnataka"* Energy policy, Center for Ecological Sciences, Indian Institute of Science, Bangalore, India.
- Ramos, B., Panagopoulos, T. (2004) *"The use of GIS in visual landscape management and visual impact of a quarry in Portugal"* Proceedings of the 8th International Conference on Environment and Mineral Processing, Vol 1: 73-78, Ostrava, República Checa.

- Ramos, B., Panagopoulos, T. (2006) *"Aesthetic and visual impact of a quarry expansion"* Proceedings of the 2006 IASME/WSEAS Int. Conf. on Energy, Environment, Ecosystems & Sustainable Development, pp.378-381, Grecia.
- Real Decreto RD1513/2005, de 16 de diciembre, por el que se desarrolla la Ley 37/2003, de 17 de Noviembre, del Ruido, en lo referente a la evaluación y gestión del ruido ambiental (BOE 17/12/2005).
- Real Decreto RD1812/1994, de 2 de septiembre, por el cual se aprueba el Reglamento General de Carreteras.
- RECOMENDACIÓN DE LA COMISIÓN de 6 de agosto de 2003 relativa a las Orientaciones sobre los métodos de cálculo provisionales revisados para el ruido industrial, procedente de aeronaves, del tráfico rodado y ferroviario, y los datos de emisiones correspondientes (2003/613/CE).
- RIVM (2004) *"Assessment of health impacts and policy options in relation to transport-related noise exposures"*, RIVM rapport 815120002, Holanda.
- RLS (1990) *"RLS-90: Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen"*, Bundesministerium für Verkehr, Abteilung Straßenbau, Ausgabe, Alemania.
- RMR (1996) *"Reken-en Meetvoorschrift Railverkeerslawaa'i'96"*, Ministerie Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Holanda.
- Rodríguez-López, B. (2006) *"Recicladas y como nuevas"*, Revista del Ministerio de Fomento, nº 547.
- Romano D. (2003) *"Recursos basados en la fotosíntesis. Curso Ecología y Globalización: Flujos monetarios, de energía y de materiales"*, Sustentabilidad y Globalización, J. Riechmann y J. Nieto, Ed. Germanía, Alzira, Valencia, España.
- Romanyà, J., Cortina, J., Falloon, P., Coleman, K., Smith, P. (2000) *"Modelling changes in soil organic matter planting fast-growing Pinus radiata on mediterranean agricultural soils"*, European Journal of Soil Science, 51: 627-641.
- Romero, C. (1996) *"Análisis de las decisiones multicriterio"*, Publicaciones de Isdefe, Ingeniería de Sistemas.
- Rosell, C., Álvarez, G., Cahill, C., Campeny, C., Rodríguez, A., Séiler, A. (2002) *"COST 341. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España"*, Ministerio de Medio Ambiente, Informe inédito, 317 pp, Madrid, España.
- Saaty, T. (1980) *"The Analytic Hierarchy Process"*, Ed. Macgraw-Hill, NY, Estados Unidos.
- Saaty, T. (1997) *"Toma de decisiones para líderes"*, RWS Publications, Pittsburgh, Estados Unidos.
- Saaty, T. (2000) *"Fundamentals of decision making and priority theory with the analytical hierarchy process"*, RWS Publications, Pittsburgh, Estados Unidos.
- Schenk, R.C. (2001) *"Land use and biodiversity indicators for life cycle impact assessment"*, International Journal of Life Cycle Assessment 6 (2) 114-117.
- Schultz, T. H. J. (1978) *"Synthesis of social surveys on noise annoyance"*. J Acoust Soc Am 64, 377-405.
- Schüpbach, B. (2002) *"Methods for indicators to assess landscape aesthetic"*, Proceedings of NIJOS rapport 7/2003, NIJOS/OECD Expert Meeting – Agricultural Landscape Indicators, Oslo, Noruega.

Referencias y bibliografía consultada

- Schwarzwalder, B., Estermann, R., Marini, L. (2000) *"The Part of Life-Cycle-Assessment for Biodegradable Products: Bags and Loose Fills"*, Chiellini E, Gil H, Braunegg G, editors. Biorelated Polymers: Sustainable Polymer Science and Technology, Plenum Pub Corp Published, pp. 371-83.
- Schweinle, J. (1998) *"Integration of land use into Life Cycle Assessment"*, 2nd International Symposium on LCA of Agriculture and Forestry, Bruselas, Belgica.
- Scout, G. (2000) *"Green polymers"*, Polymer degradation and stability, 68, pp. 1-7.
- Segu, J.M., Martínez, M.R., Ruz, M., Martí, J.E. (2004) *"El problema del ruido en los entornos aeroportuarios. El caso del aeropuerto de Palma de Mallorca"*, Boletín de la A.G.E. n. 38, pp. 225-243.
- SETAC (1993) *"Guidelines for Life-Cycle Assessment: A Code of Practice"*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- SETRA (1996) *"NMPB-Routes-96 (SETRA-CERTU-LCPC-CSTB)"*, mencionado en el "Arrt du 5 mai 1995 relatif au bruit des infrastructures routires, Journal officiel du 10 mai 1995, article 6".
- Seuc, A.H., Domínguez, E., Díaz-Díaz, O. (2000) *"Introducción a los DALYs"*, Rev Cubana Hig Epidemiol 38 (2), pp. 92-101.
- Shah, R. (2004) *"CSD Indicators of Sustainable Development – recent developments and activities"*, Assessment of Sustainability Indicators (ASI) A SCOPE / UNEP / IHDP / EEA Project, ASI Workshop, Praga, República Checa.
- Shi, W., Meng, L. (2006) *"Some ideas for integrating multidisciplinary spatial data"*, Report of the Department of Cartography, Technical University of Munich, Alemania.
- SimaPro 2007 , base de datos del programa, Pre Consultants B.V. Printerweg 18, 3821 AD Amersfoort, Holanda.
- Smith A., Brown K., Olgvie S., Rushtone K., Bates J. (2001) *"Waste Management Options and Climate Change"*, AEA Technology, Final Report ED21158R4.1.
- Sorensen, V., Dvila, E.H., Forssen, K. (1999) *"Transport, Joint Final Report of the sectorial infrastructure project"*, European Statistical Laboratory.
- SOS (2003) *"Informe de sostenibilidad 2003"*, Grupo SOS, España.
- SOS (2004) *"Informe de sostenibilidad 2004"*, Grupo SOS, España.
- Spielmann, M., Kgi, T., Stadler, P., Tietje, O. (2004) *"Life cycle inventories of transport services"*, Ecoinvent report N.14, Swiss centre for life cycle inventories, Dbendorf, Suiza.
- Spitzley, D.V., Tolle, D.A. (2004) *"Evaluating land-use impacts. Selection of surface area metrics for life-cycle assessment of mining"*, Journal of industrial ecology, Vol. 8, n. 1-2, pp. 11-21.
- Steele, C. (2001) *"A critical review of some traffic noise prediction models"*, Applied Acoustics 62, 271-287.
- Stripple, H. (2001) *"Life cycle assessment of roads – A pilot study for inventory analysis"*, Swedish National Road Administration (IVL), Gotemburgo, Suecia.
- Suárez, E., Recuero, M. (2000) *"Análisis comparativo sobre programas computacionales de predicción de ruido en exteriores"*, Acústica 2000, TecniAcústica 2000, Madrid, España.

- Svarstad, H., Petersen, L.K., Rothman, D., Siepel, H., Wätzold, F. (2008) *"Discursive biases of the environmental research framework DPSIR"*, Land Use Policy 25:116-125.
- TERM (2000) *"Towards a transport and environment reporting mechanism (TERM) for the EU- Part I and II"*, European Environmental Agency.
- TERM (2001) *"Indicators tracking transport and environment integration in the European Union, TERM 2001"*, European Environmental Agency, Environmental issue report n. 23.
- TERM (2002) *"Paying the way for EU enlargement, indicators of transport and environment integration, TERM 2002"*, European Environmental Agency, Environmental issue report n. 32.
- TERM (2004) *"Ten key transport and environment issues for policy-makers. TERM 2004: Indicators tracking transport and environment integration in the EU"*, European Environmental Agency, Environmental issue report n. 3.
- TERM (2006) *"Transport and environment: facing a dilemma – TERM 2005"*, European Environmental Agency, Environmental issue report n. 3.
- TERM (2007) *"Transport and environment: on the way to a new common transport policy – TERM 2006"*, European Environmental Agency, Environmental issue report n. 1.
- TERM (2008) *"Climate for a transport change: indicators tracking transport and environment in the European Union – TERM 2007"*, European Environmental Agency, Environmental issue report n. 1.
- Theebe, M.A.J. (2004) *"Planes, trains and automobiles: The impact of traffic noise on house prices"*, Journal of Real Estate and Economics, 28:2/3, 209-234.
- Tillman, U. (1999) *"Can biotechnology move us to sustainable society?"* Nature Biotechnology, vol.17, pp. 541-544.
- Tobías, A; Díaz, J.; Saez, M.; Alberdi, J.C. (2002) *"Effects of environmental noise levels on daily emergency admissions in Madrid"*, European Journal of Epidemiology 17: 765-771.
- TRAMA (2005) *"TRAMA 2005. Informe sobre transporte y medio ambiente"*, TRANSYT (Centro de Investigación del Transporte) y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- Treloar, G.J., Love, P.E.D., Crawford, R.H. (2004) *"Hybrid life-cycle inventory for road construction and use"*, Journal of construction engineering and management – ASCE 130 (1), pp. 43-49.
- Tukker A. (2002) *"Comparing feedstock recycling of plastics waste to mechanical recycling methods"*, TNO, Holanda.
- Udo de Haes H. A., Jolliet O., Finnveden G., Hauschild M., Krewitt W., Müller-Wenk R. (1999) *"Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle. Background document for the 2nd working group on impact assessment of SETAC-Europe (WIA-2)"*, International Journal of Life Cycle Assessment 4(2): 66-74 y 4(3): 167-174.
- UNCSD (2001) *"Indicators of sustainable development: guidelines and methodologies"*, United Nations Commission of Sustainable Development.

- UNECE (1990) *"Draft technical annex on classification of volatile organic compounds based on their photochemical ozone creation potential (POCP)"*, United Nations Economic Commission for Europe (Economic and Social Council), Ginebra, Suiza.
- 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"*.
- USDA (1996) *"Indicators for Soil Quality Evaluation"*, Soil Quality Information Sheet, National Soil Survey Center, United States Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service, Estados Unidos.
- van der Voet, E. (2001) *"Land use in LCA"*, CML-SSP Working Paper, Centre of Environmental Science, Leiden University, Holanda.
- van Ek, R., Lindeijer, E., van Oers, L., van der Voet, E., Witte, J.P. (2002) *"Towards including desiccation in LCA"*, TNO report 42/02.002943, TNO Industrial Technology, Eindhoven, Holanda.
- van Mierlo, J., Vereecken, L., Maggetto, G., Favrel, V., Meyer, S., Hecq, W. (2003) *"Comparison of the environmental damage caused by vehicles with different alternative fuels and drive trains in a Brussels context"*, Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers part D- Journal of Automobile Engineering 217 (D7), pp. 583-593.
- van Wee, B. (2002) *"Land use and transport: research and policy challenges"*, Journal of Transport Geography 10, pp. 259-271.
- Velis, A., Basso, G., Armas, A., Bontti, H., Méndez, A. (2001) *"Validez del Leq como indicador del ruido del tránsito"*, IV Jornada Regional sobre Ruido Urbano, Montevideo, Uruguay.
- Vidal, R., López-Mesa, B., Mulet, E., Garraín, D. (2006a) *"Indicadores de impacto y vulnerabilidad de las infraestructuras de transporte"*, Informe interno de GID (GID.2006.04) para el Ministerio de Fomento (FOM/2375/2005), 573 pp.
- Vidal, R., López-Mesa, B. (2006b) *"Impact indicators in transport infrastructures: a new market for engineering design researchers"*, Proceedings of the International Design Conference – Design 2006, Dubrovnik, Croacia.
- Vidal, R., Martínez, P., Mulet, E., González, R., López-Mesa, B., Fowler, P., Fang, J.M. (2007a) *"Environmental assessment of biodegradable multilayer film derived from carbohydrate polymers"*, Journal of Polymers and the Environment, 15: 159-168.
- Vidal, R., López-Mesa, B., Mulet, E., Garraín, D. (2007b) *"Indicadores de impacto y vulnerabilidad de las infraestructuras de transporte"*, Estudios de Construcción y Transportes (Ed. Ministerio de Fomento), n. 106, Ene-Jun, pp. 179-204.
- Vidal, R., Muñoz, C., Bellés, M.J., Garraín, D., Franco, V., Royo, M., Moliner, E., Casanova, S. (2007c) *"Desarrollo de la metodología para la elaboración de indicadores de impacto del ruido de las infraestructuras de transporte"*, Informe interno de GID (GID.2007.04) para el Ministerio de Fomento (Exp. 23/07), Nov, 196 pp., Castellón, España.
- Vidal, R., Martínez, P., Garraín, D. (2009) *"Life cycle assessment of composites made of recycled thermoplastics combined with rice husks and cotton linters"*, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 14 (1), pp. 73-82.

- Vink E.T.H., Rábago K.R., Glassner D.A., Gruber P.R. (2003) *"Applications of life cycle assessment to Nature Works polylactide (PLA) production"*, Polymer Degradation and Stability (80):403-419.
- Vitousek P.M., Ehrlich P.R., Ehrlich A.H., Matson P.A. (1986) *"Human appropriation of the products of photosynthesis"*, Bioscience, Vol.36, n.6, pp. 368-373.
- Vogtländer, J.G., Lindeijer, E., Witte, J.P.M., Hendriks, C. (2004) *"Characterizing the change of land-use based on flora: application for EIA and LCA"*, Journal of Cleaner Production, 12, pp.47-57.
- von Rozycki, C., Koeser H., Schwartz, H. (2003) *"Ecology profile of the German high-speed rail passenger transport system, ICE"*, International Journal of Life Cycle Assessment 8 (2), 83-91.
- von Schiller, D., Soler, E., Martínez, J., Delgado, A., Vivas, M.L., Fernández, S. (2003) *"Indicadores ambientales en el contexto europeo"*, El portal de biología y ciencias de la salud "biologia.org", La revista, n.12.
- Wackernagel, M., Rees, W. (1995) *"Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth"*, New Society Publishers, Gabriola Island, BC & Philadelphia, PA, Estados Unidos.
- Wagendorp, T., Gulinck, H., Coppin, P., Muys, B. (2006) *"Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics"*. Energy, 31, pp. 112-125.
- WB, (2002) *"World Development Indicators"*, Informe del Banco Mundial.
- WBCSD (2004) *"Mobility 2030: Meeting the Challenges to Sustainability"*, World Business Council for Sustainable Development.
- Weber C.J. (2002) *"Biobased Packaging Materials for the Food Industry – Status and Perspectives"*, An European concerted action, KVL, Copenhagen, Dinamarca.
- Wegener, M., Fürst, F. (1999) *"Land-use transport interaction: state of the art"*, Deliverable 2a of the project TRANSLAND, Institut für Raumplanung, Dortmund, Alemania.
- Weidema, B.P., Meeusen, M.J.G. (1999) *"Agricultural data for Life Cycle Assessments"*, Agricultural Economics Research Institute (LEI), La Haya, Holanda.
- Weidema, B., Lindeijer, E. (2001) *"Physical impacts of land use in product life cycle assessment"*, Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, Dinamarca.
- Westerberg, U., Glaumann, M. (2002) *"Weighting health risks in buildings and outdoor environment"*, Sustainable Building 2002, Oslo, Noruega.
- White P.R., Franke, M., Hindle, P. (1995) *"Integrated solid waste management. A life cycle inventory"*, Ed: Blackie Academic & Professional.
- Whitelegg, J. (2004) *"Transport and land take (a report for CPRE)"*, Eco-Logica Ltd., White Cross, Lancaster, Reino Unido.
- WHO (2000) *"Transport, environment and health"*, WHO regional Publications, European Series, No. 89.
- WHO (2002a) *"The World Health Report"*, World Health Organisation, Ginebra, Suiza. (disponible en <http://www.who.int/whr/en>).

Referencias y bibliografía consultada

- WHO (2002b) Datos estadísticos de la página web de la Organización Mundial de la Salud: (disponibles en www.who.int/healthinfo/statistics/bodgbdeathdalyestimates.xls, acceso en Diciembre de 2008).
- WHO (2003a) *"WHO technical meeting on noise and health indicators"*, World Health Organization, Meeting report, Bruselas, Bélgica.
- WHO (2003b) *"WHO technical meeting on noise and health indicators – Second meeting – Results of the testing and piloting in member states"*, World Health Organization, Summary report, Bonn, Alemania.
- WHO (2004) *"Development of environment and health indicators for European Union countries: results of a pilot study"*, Report on a World Health Organization Working Group Meeting, Bonn, Alemania.
- Williams, A.G., Audsley, E., Sandars, D.L. (2006) *"Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities"*, Main Report. Defra Research Project ISO205. Bedford: Cranfield University and Defra, Reino Unido (Disponible en www.silsoe.cranfield.ac.uk).
- Wilson, G.A., Müller, H. (2001) *"The use of socio-economic and environmental indicators in assessing the effectiveness of EU agri-environmental policy"*, European Environment, 11:297-313.
- Wolf, O., Crank, M., Patel, M., Marscheider-Weidemann, F., Schleich, J., Hüsing, B., Angerer, G. (2005) *"Techno-economic feasibility of large-scale production of bio-based polymers in Europe"*, Technical Report series EUR 22103 EN, European Commission, JRC, ESTO, IPTS, Sevilla, España.
- Wrisberg, N., Udo de Haes, H.A., Clift, R., Frischknecht, R., Grisel, L., Hofstetter, P., Jensen, A., Lindfors, L.G., Schmidt-Bleek, F., Stiller, H. (1997) *"A Strategic Research Programme for Life Cycle Assessment"*, Final Document for the Concerted Action LCA NET, LCA Documents, Vol. 1, pp. 15-31.

INDICADORES MEDIOAMBIENTALES DEL SECTOR TRANSPORTE

Tabla 88 Lista de los indicadores medioambientales para la integración en las políticas de transporte (OECD, 1999)

Tema	Indicadores	DPSIR
Uso de suelo	Cambios en el uso de suelo por tipo de infraestructura de transporte	S
	Accesibilidad a los servicios básicos	D
Contaminación del aire	Emisiones de CO ₂ , NO _x , COV, CO, etc. (total y por modo) e intensidad de las mismas (per cápita, por vkm, por PIB)	S
	Población expuesta a las emisiones al aire del transporte	S
Contaminación del agua	Emisiones al mar de hidrocarburos procedentes del transporte marítimo	S
Ruido	Población expuesta a ruidos mayores de 65 dB causados por el transporte	S
Residuos	Residuos del transporte y ratios de recogida selectiva	S
	Residuos peligrosos, importados y exportados	S
Riesgo y seguridad	Accidentes de tráfico en carreteras (número de fallecidos o heridos por vkm)	S
	Transporte de mercancías peligrosas	D

Tabla 89 Listado de indicadores referidos al transporte y la movilidad (WBCSD, 2004)

Indicadores	DPSIR
Acceso a la movilidad: Transporte de personas y mercancías	D
Costes para el usuario	S
Tiempos de viaje	P
Fiabilidad y confort del pasajero	S
Seguridad para la prevención de accidentes	R
Seguridad para la prevención de robos en mercancías	R
Emisiones de GEI	P
Impacto sobre el medio ambiente y sobre el bienestar social: Emisiones convencionales de otros gases, impactos sobre el ecosistema, ruido	P/I
Uso de recursos energéticos, materiales y ocupación de suelo	P/S
Impacto sobre los ingresos y gastos públicos	R
Equidad entre diferentes países y poblaciones	S/R
Tasas para el transporte privado	R

Tabla 90 Indicadores de transporte de la EEA, adaptados de TERM (2005)

Código	Indicador	DPSIR
01	Consumo final de energía por modo de transporte	S
02	Emisiones de GEI por el transporte	P
03	Emisiones de contaminantes del aire por el transporte	P

Código	Indicador	DPSIR
04	Superación de los objetivos marcados en la calidad del aire por el tráfico	P
05	Exposición y molestia por el ruido del tráfico	S/I
06	Fragmentación de los ecosistemas y hábitats por las infraestructuras de transporte	I/S
07	Proximidad de las infraestructuras de transporte a áreas protegidas	S
08	Ocupación del suelo por las infraestructuras de transporte	S
09	Víctimas mortales de los accidentes de tráfico	I
10	Vertidos accidentales e ilegales de hidrocarburos al mar	S
11	Aceites y neumáticos de vehículos usados	S
11a	Residuos de los vehículos fuera de uso	S
12a	Transporte de pasajeros	D
12b	Distribución modal de transporte de pasajeros por finalidad	D
13a	Transporte de mercancías	D
13b	Distribución modal de transporte de mercancías por grupo de productos	D
14	Acceso a servicios básicos	D
15	Accesibilidad de los mercados regionales y cohesión	D
16	Acceso a servicios de transporte	D
18	Capacidad de las redes de infraestructuras	D
19	Inversiones en infraestructuras	R
20	Cambio real en los precios de transporte por modo	R
21	Precios e impuestos de los combustibles	R
22	Impuestos y gastos sobre el transporte	R
23	Subvenciones	R
24	Gastos de movilidad de las personas por grupos de ingresos	R
25	Costes externos del transporte	R
26	Internacionalización de los costes externos	R
27	Eficiencia energética y emisiones específicas de CO ₂	S
28	Emisiones específicas	P
29	Ratios de ocupación de los vehículos de pasajeros	S
30	Factores de carga de los vehículos de transporte	S
31	Adopción de combustibles alternativos y limpios	R
32	Flota de vehículos	S
33	Promedio de antigüedad de la flota de vehículos	S
34	Proporción de determinada flota de vehículos que cumplan determinados estándares de emisión	S
35	Aplicación de estrategias integradas	R
36	Cooperación de las instituciones	R
37	Sistemas nacionales de vigilancia	R
38	Implementación de la estrategia de análisis medioambiental (SEA)	R
39	Adopción de sistemas de gestión medioambiental por empresas de transporte	R
40	Sensibilización de la opinión pública	R

Tabla 91 Indicadores medioambientales referidos a la biodiversidad en el sector transporte (EEA, 2003)

DPSIR	Indicador
I	Fragmentación de bosques y paisajes provocados por intersecciones o carreteras

DPSIR	Indicador
P	Densidad del tráfico y de las carreteras
P	Intensidad de tráfico en las carreteras europeas de importancia
P	Longitud total por área de carreteras, vías de tren y líneas eléctricas
P	Densidad de la red de infraestructuras
P	Áreas a más de 5 km de la carretera, vía de tren o línea eléctrica más cercana
P	Redes de carreteras y transporte
P	Densidad de la red de carreteras
P	Proximidad de las infraestructuras de transporte a áreas naturales protegidas
P	Ocupación de suelo por tipo de infraestructura
S	Fragmentación de ecosistemas y hábitats

Tabla 92 Indicadores referidos al transporte de la Agencia Estadística Europea (Eurostat, 2006)

Tema	Indicadores	DPSIR
Infraestructura	Densidad ferroviaria	P
	Densidad de autopistas	P
	Densidad de vías navegables interiores	P
	Densidad de oleoductos	P
	Número de principales puertos marítimos	P
	Número de principales aeropuertos comerciales	P
Equipamiento	Tasa de motorización en vehículos particulares	R
	Tasa de renovación en vehículos particulares	R
	Tasa de motorización en camiones y tractores	R
	Tasa de renovación en camiones y tractores	R
	Flota aérea por operador y país	P
Transporte de mercancías	Índice de transporte interior de mercancías relativo al PIB	P
	Índice de crecimiento del transporte interior de mercancías	P
	Reparto modal del transporte interior de mercancías	P
	Tonelaje del transporte de mercancías por ferrocarril	P
	Tonelaje del transporte de mercancías por carretera	P
	Tonelaje del transporte de mercancías por vías navegables interiores	P
Transporte de pasajeros	Tonelaje del transporte de mercancías por mar	P
	Transporte de pasajeros por ferrocarril	P
	Transporte de pasajeros por medio de autobús y autocar	P
	Transporte internacional de pasajeros por avión	P
Seguridad	Transporte de pasajeros por mar	P
	Personas fallecidas en accidentes de tráfico	I/S

Tabla 93 Indicadores referidos al transporte del proyecto SUMMA (EC, 2005b)

Área de interés	Nombre	Definición	DPSIR
Uso de recursos	Consumo de energía	Consumo final de energía en el transporte por modo y por fuente de	S

Área de interés	Nombre	Definición	DPSIR
		energía	
		Porcentaje de consumo final de energía producida por fuentes de energía renovables	S
	Consumo de materias primas	Materias primas utilizadas en la construcción de infraestructuras de transporte por tipo de material	S
		Materias prima utilizadas en la fabricación de vehículos por tipo de material	S
	Uso del suelo	Ocupación del suelo de las infraestructuras por modo	S
		Porcentaje de área de un país de la ocupación del suelo de las infraestructuras por modo	S
	Fragmentación del suelo	Tamaño de malla efectivo	S
	Daño al hábitat submarino	Cantidad de dragados en los puertos y vías acuáticas por tipo de área dragada	S
	Pérdida de área natural	Pérdidas de área natural por la construcción de infraestructuras por modo y como porcentaje total de área natural perdida	I
Intrusión ecológica directa	Proximidad de infraestructuras de transporte a áreas protegidas	Área natural protegida en la proximidad de la infraestructura total y por modo	S
	Emisiones luminosas	Área de infraestructura iluminada	S
	Colisiones con animales salvajes	Número anual de colisiones con animales por modo	I/S
	Intrusiones de especies no nativas	Número de especies no nativas introducidas por transporte marino y por construcción de infraestructuras	S
	Emisiones de GEI del transporte	Emisiones de GEI del transporte por modo y por tipo de gas	P
	Emisiones de GEI de la fabricación y del mantenimiento	Emisiones de GEI del vehículo, de la fabricación de sus partes y del mantenimiento, por modo y tipo de gas	P
Emisiones al aire	Emisiones de otros contaminantes del transporte	Emisiones de otros gases contaminantes del transporte por modo y por tipo de gas	P
	Emisiones de otros contaminantes de la fabricación y del mantenimiento	Emisiones de otros gases contaminantes del vehículo, de la fabricación de sus partes y del mantenimiento, por modo y tipo de gas	P
Emisiones al suelo y al	Endurecimiento de superficies	Superficie endurecida por uso del transporte y porcentaje del área total	S

Área de interés	Nombre	Definición	DPSIR
agua		de uso de suelo del transporte	
	Contaminación por accidentes	Cantidad de contaminantes vertidos en los accidentes por modo y tipo de contaminante	P
	Contaminación por efluentes de las infraestructuras de transporte	Cantidad de contaminantes efluentes vertidos por modo y tipo de contaminante	P
	Aguas residuales de la fabricación y mantenimiento de las infraestructuras de transporte	Cantidad de aguas residuales vertidas de la fabricación y mantenimiento de las infraestructuras de transporte no tratadas en plantas industriales	P
	Vertidos de aceites al mar	Vertidos ilegales de aceites al mar por barcos	p
	Vertidos de aguas residuales y otros residuos al mar	Vertidos ilegales de aguas residuales al mar por barcos Vertidos ilegales de otros residuos al mar por barcos	p p
Ruido	Exposición al ruido del transporte	Cantidad de población expuesta a niveles perjudiciales, superiores 65 dB (A)	S
		Cantidad de población expuesta a niveles que afectan al bienestar, entre 40-65 dB (A)	S
Residuos	Generación de residuos no reciclables	Generación de residuos no reciclables del transporte por modo y por tipo de residuo	P

Tabla 94 Indicadores referidos al transporte del laboratorio estadístico europeo (Sorensen et al. 1999)

	Indicadores	DPSIR
Contaminación del aire (emisiones por actividad económica)	Emisiones de óxidos de nitrógeno	P
	Emisiones de compuestos orgánicos volátiles	P
	Emisiones de dióxido de azufre	P
	Emisiones de partículas	P
	Emisiones de compuestos orgánicos persistentes	P
	Emisiones de metales pesados	P
	Emisiones fugitivas de hidrocarburos	P
	Emisiones de metano	P
Cambio climático	Emisiones de óxido nitroso	P
	Emisiones anuales de metano	P
	Emisiones de dióxido de carbono per cápita	P
	Emisiones anuales de óxido nitroso	P
	Emisiones anuales de óxidos de nitrógeno	P
	Emisiones anuales de partículas	P
	Emisiones anuales de dióxido de azufre	P

	Indicadores	DPSIR
	Emisiones anuales de compuestos orgánicos volátiles	P
	Emisiones anuales de monóxido de carbono	P
Pérdida de biodiversidad	Pérdidas de área protegida, daño y fragmentación	I
	Cambio en la práctica tradicional de uso de la tierra	S
	Uso de pesticidas	S
	Fragmentación de bosques	I
	Pérdida de ribera fluviales por artificialización	I
	Pérdida de diversidad forestal – aumento de los monocultivos exóticos	I
	Fragmentación del paisaje por carreteras e intersecciones	I
	Contaminación superficial	S
	Intensidad del tráfico por áreas protegidas	P
	Medio ambiente marino y zonas costeras	Vertidos de metales pesados
Pérdida de hábitat prioritario		I
Pérdida de humedales		I
Contaminación fecal		S
Desarrollo en la vertiente costera		S
Contaminación por petróleo en la costa		S
Contaminación por petróleo en el mar		S
Densidad de transporte marítimo		P
Accidentes en las zonas costeras		I
Capa de ozono	Emisiones de halones o bromofluorocarbonos (BFC)	P
	Emisiones de clorofluorocarbonos (CFC)	P
	Emisiones antropógenas de dióxido de carbono	P
	Emisiones de hidroclorofluorocarbonos (HCFC)	P
	Emisiones antropógenas de óxido nitroso	P
	Emisiones antropógenas de metano	P
Agotamiento de recursos	Emisiones antropógenas de óxidos de nitrógeno	P
	Uso de energía per cápita	S
	Aumento permanente del territorio ocupado por infraestructuras	S
	Uso de aceite mineral como combustible	S
Dispersión de sustancias tóxicas	Uso de gas natural como combustible	S
	Emisiones de contaminantes orgánicos persistentes	P
	Índice de emisiones de metales pesados al agua	P
	Índice de emisiones de metales pesados a la atmósfera	P
Problemas ambientales urbanos	Emisiones de metales pesados por el consumo	P
	Consumo de energía	S
	Consumo de terreno, cambio de zonas naturales a zonas edificadas	S
	Emisiones de dióxido de carbono	P
	Personas expuestas a emisiones sonoras, niveles de ruido de la flota de vehículos	S
	Porcentaje de vehículos privados en el transporte	P
	Accidente de tráfico con víctimas mortales o heridas	I
Residuos	Residuos peligrosos con arreglo a la directiva 91/689	P
	Residuos municipales	P
	Reciclado de residuos, materiales recuperados	P

	Indicadores	DPSIR
	Residuos totales en vertederos	P
	Residuos totales incinerados	P
Contaminación del agua y recursos hídricos	Emisiones de metales pesados, por tipo de metal	P
	Aguas residuales totales recogidas	P
	Reciclaje de agua	P

Tabla 95 Indicadores referidos al transporte y la sostenibilidad (EC, 2007)

Dimensión	Indicadores	DPSIR
Económica	Volumen de transporte relativo al PIB (pkm, tkm)	D
	Transporte rodado (pkm, tkm)	D
	Transporte ferroviario (pkm, tkm)	D
	Transporte marítimo (pkm, tkm)	D
	Transporte interno acuático (pkm, tkm)	D
	Transporte aéreo (pkm, tkm)	D
	Transporte intermodal (pkm, tkm)	D/R
	Gastos de transporte totales per cápita (párkings y servicios de transporte)	D/R
	Precios e impuestos del combustible de los vehículos de motor (gasolina y diesel)	D/R
	Coste del uso directo del transporte por modo	R
	Costes externos de las actividades de transporte (congestión, costes de emisiones, costes de seguridad) por modo de transporte (pasajeros y mercancías)	R
	Internacionalización de los costes (referido a políticas económicas)	R
	Subvenciones al transporte	D/R
	Tasaciones de vehículos y uso del vehículo	R
	% del PIB al que contribuye el transporte	D
	Inversión en infraestructuras (per cápita, modo y % del PIB)	D/R
	Calidad de la calzada o pavimentos. Condiciones	D
	Longitud total en km por modo	D
	Densidad de infraestructuras (km/km ²)	D
	Social	Tiempo medio de viaje por pasajero
Longitud media de viaje por pasajero y modo		D
Calidad del transporte para discapacitados		S
Movilidad del personal		D
Volumen de pasajeros		D
Personas fallecidas en accidentes de tráfico (víctimas mortales por 1000 vkm o por millón de habitantes)		I
Accidentes de tráfico con heridos (nº de heridos por 1000 vkm o por millón de habitantes)		I
Población expuesta y molesta por el ruido del tráfico, por categoría y modo de transporte		S/I
Casos de enfermedades respiratorias crónicas, cánceres, jaquecas. Muertes prematuras		S/I
Propietarios de vehículos particulares		D
Asequibilidad	D	

Dimensión	Indicadores	DPSIR
	Contribución del transporte al aumento del empleo	D
	Emisiones de NO _x per cápita	P
	Emisiones de VOC per cápita	P
	Emisiones de PM _{2,5} y PM ₁₀ per cápita	P
	Emisiones de SO _x per cápita	P
	Emisiones de O ₃ per cápita	P
	Emisiones de CO ₂ per cápita	S
	Emisiones de N ₂ O per cápita	P
Medioambiental	Emisiones de CH ₄ per cápita	P
	Consumo de energía por modo	P
	Consumo de combustible	P
	Disrupción de hábitats y ecosistemas	P
	Uso de suelo por infraestructura	P/S
	Agentes contaminantes (aire, agua, suelo)	I
	Materiales peligrosos transportados por modo	I
	Uso de energías renovables frente a convencionales	D
	Ratio de ocupación por vkm	D
	Factores de carga por tkm	D
Técnica y operacional	Flota de vehículos media	D
	Edad de los vehículos	D
	Porcentaje de vehículos que cumplen las normas europeas de emisiones	D
	Gasto en I+D en eco-vehículos y combustibles limpios	R
Institucional	Gasto total en prevención de contaminación y limpieza	R
	Medidas adoptadas para mejorar el transporte público	R
	Uso de los análisis medioambientales en el sector del transporte	R

Tabla 96 Indicadores medioambientales del sector transporte del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España (MMA, 2008)

Indicador	Meta	DPSIR
Volumen de transporte interurbano: distribución modal	Equilibrar los modos de transporte, impulsando los de menor presión ambiental	P
Emisión de contaminantes a la atmósfera procedentes del transporte	Reducir las emisiones de contaminantes a la atmósfera y contribuir al cumplimiento de los objetivos ambientales	P
Transporte aéreo	Equilibrar los modos de transporte, impulsando los de menor presión ambiental	P
Residuos procedentes del transporte, neumáticos fuera de uso (NFU)	Por este orden: reducir, reutilizar, reciclar y valorizar los NFU generados	P
Consumo de biocarburantes	Alcanzar en 2010 una cuota del 5,75% de biocarburantes en el consumo de combustible total	P
Motorización y accidentalidad	En 2010 el número de fallecidos debe	I

Indicador	Meta	DPSIR
Ecoeficiencia en el transporte	de ser la mitad que en 2001 Desvincular el crecimiento económico de las presiones del sector sobre el medio ambiente	S

INDICADORES MEDIOAMBIENTALES DEL SECTOR AGRICULTURA

Tabla 97 Lista completa de indicadores medioambientales referidos a la agricultura (OECD, 2008)

Tema	Indicador	Definición	DPSIR
Suelo	Erosión de suelo	Área afectada por erosión por el agua	S
		Área afectada por erosión por el viento	S
Agua	Uso de agua	Uso de agua con respecto al total del consumo	S
		Uso de agua subterránea con respecto al total del consumo	S
		Área de tierra irrigada con respecto al total	S
	Calidad del agua	Contaminación por fosfatos y nitratos	S
		Lugares monitorizados en los que se controla la contaminación por nitrato y fosfatos (agua superficial) y nitratos (agua subterránea)	S
		Lugares monitorizados en los que se controla la contaminación del agua potable por pesticidas	S
		Lugares monitorizados donde existen uno o más pesticidas en el agua superficial y subterránea	S
Aire	Emisiones de amonio, acidificación y eutrofización	Porcentaje de emisiones de amonio con respecto al total	S/P
	Uso de metilbromuro y agotamiento de la capa de ozono	Uso de metilbromuro expresado en toneladas de potencial de agotamiento de ozono	S
	Emisiones de GEI y cambio climático	Cantidad total bruta de emisiones de GEI, y su porcentaje en el total de emisiones	S/P
Biodiversidad	Diversidad genética	Variedades de plantas registradas y certificadas en el mercado	D
		Las cinco variedades más importantes del mercado de plantas	D
		Área de cultivo de transgénicos con respecto al total	S
		Raza de ganado registrado y certificado en el mercado	D
		Las tres razas más importantes del mercado de ganado	D
		Raza y riesgo crítico de animales en peligro de extinción	D
		Estado de las plantas y el ganado bajo programas nacionales de conservación	D
Diversidad de	Especies salvajes que usan la tierra	D	

Tema	Indicador	Definición	DPSIR
Gestión de terreno agrícola	especies salvajes	agrícola como hábitat primario Poblaciones de grupos selectos de aves que depende de una determinada zona agrícola	D
	Diversidad de ecosistemas	Conversión de un tipo de suelo a otro	S
		Área de hábitats seminaturales con respecto al total	S
		Áreas de hábitat de aves donde las prácticas de agricultura intensiva causan amenaza o alto impacto	S
	Nutrientes	Número de tierras bajo planes de gestión de nutrientes	S
		Tierras que realizan análisis de nutrientes del suelo	S
	Pesticidas	Área de cultivo bajo planes de gestión de pesticidas	S
	Suelo	Área bajo prácticas de conservación del suelo	S
		Área bajo cobertura vegetal durante todo el año	S
	Agua	Área de tierra irrigada que usa diferentes tecnologías de irrigación	S
Biodiversidad	Área de tierra bajo planes de gestión de la biodiversidad	S	
Orgánicos	Área de tierra bajo gestión certificada de uso de orgánicos	S	
Entradas agrícolas	Nutrientes	Balance bruto de entradas y salidas de N	S
		Balance bruto de entradas y salidas de P	S
	Pesticidas	Uso de pesticidas en término de toneladas de ingredientes activos	S
		Riesgo de daño al medio ambiente terrestre y acuático, y a la salud humana de la exposición a pesticidas tóxicos	S/P
	Energía	Consumo directo de energía con respecto al consumo total nacional	S/P

Tabla 98 Lista de indicadores medioambientales referidos a la agricultura de importancia regional y/o en desarrollo (OECD, 2008)

Tema	Indicador	Definición	DPSIR
Suelo	Erosión del suelo	Área afectada por la erosión	S
		Contribución de la agricultura fuera del terreno sobre los flujos de sedimentos en las masas de agua y paisaje	S
		Erosión bruta del suelo, medida a través de modelos integrales del viento y agua	S
		Costes económicos de la erosión	S
	Carbón orgánico del	Cantidad total de carbono orgánico	D

Tema	Indicador	Definición	DPSIR
	suelo		
Agua	Uso de agua	Balance neto de agua superficial	D
		Porcentaje anual de extracción de agua de ríos y lagos	S
		Impacto del uso del agua sobre la salud de los ecosistemas (especies salvajes y humedales)	S/I
	Calidad del agua	Valor medio de productos irrigados por unidad de agua irrigada consumida	D
		Tasas por el uso de agua a los agricultores	R
		Concentración de sal	D
Cambio climático	GEI	Concentraciones de patógenos que exceden de los límites umbral	S
		Porcentajes de contaminación por patógenos de aguas superficiales	S
Biodiversidad	Diversidad de recursos genéticos	Balance neto de emisiones de GEI	S/P
		Número y porcentaje de cultivos naturales considerados en riesgo de extinción	S
		Número de especies salvajes utilizando el área agrícola	S
		Calidad y cantidad de características del hábitat y su composición espacial	D/S
		Matriz hábitat-especies, enlazando cambios en el área y la gestión	D/S
Paisaje y funciones del ecosistema terrestre	Paisaje	Índice de capital natural	D
		Estructura del paisaje: uso del suelo, cobertura, características culturales	D
		Funciones recreativas del paisaje	D
	Funciones del ecosistema terrestre	Valores monetarios del paisaje	D
		Capacidad de retención de agua en un corto término	D
		Capacidad de retención de agua irrigada o drenada	D
Gestión del terreno agrícola	Suelo	Índice de mitigación y riesgo de desprendimiento	D
		Planes medioambientales	S
		Nutrientes	D
		Pesticidas	S
		Suelo	D/S
		Agua	D
		Área y porcentaje de tierras bajo planes medioambientales	S
		Número y porcentaje de tierras que usan nutrientes	D
		Número y porcentaje de tierras que gestionan los residuos de los pesticidas	S
		Número y porcentaje de tierras donde las propiedades biofísicas del suelo están monitorizadas y controladas	D/S
		Área y porcentaje de tierras que se drenan	D

Tema	Indicador	Definición	DPSIR
	Paisaje	Número y porcentaje de tierras bajo planes de mejora y mantenimiento del paisaje	D
	Capacidad de gestión del terreno	Número y porcentaje de agricultores que participan en programas educativos	D
		Gasto en investigación medioambiental	R
Entradas agrícolas	Energía	Cantidad total de energía gastada en las entradas agrícolas	S
		Eficiencia energética referida al valor monetario	S
		Producción y uso de energías renovables	S

Tabla 99 indicadores medioambientales en el sector agricultura (EC, 2001b)

Tema	DPSIR	Indicador
Política pública	R	Área bajo apoyos para la agricultura ecológica
	R	Buenas prácticas de cultivo
	R	Objetivos medioambientales
	R	Protección de la naturaleza
Señales de mercado	R	Precios de productos orgánicos
	R	Impuestos sobre agricultores
Tecnología y capacidades	R	Niveles de experiencia de los mantenedores
Actitudes	R	Agricultura orgánica
Uso de entradas	D	Consumo de fertilizantes
	D	Consumo de pesticidas
	D	Uso de agua
	D	Uso de energía
Uso de suelo	D	Cambio topológico
	D	Patrones de cultivo y ganaderos
Gestión	D	Prácticas de gestión
Tendencias	D	Intensificación y extensificación
	D	Diversificación
	D	Marginalización
Contaminación	P	Balance de nutrientes en la naturaleza
	P	Emisiones de metano
	P	Contaminación del suelo por pesticidas
	P	Contaminación del agua
Agotamiento de recursos	P	Agotamiento del agua superficial
	P	Erosión del suelo
	P	Cambio de la cobertura terrestre
	P	Diversidad genética
Beneficios	P	Áreas de alto valor natural
	P	Fuentes de energías renovables
Biodiversidad	S	Riqueza de especies
Recursos naturales	S	Calidad del suelo

Tema	DPSIR	Indicador
	S	Nitratos y pesticidas en el agua
	S	Niveles de agua superficial
Paisaje	S	Matriz del uso del suelo
Hábitats y biodiversidad	I	Hábitat y biodiversidad
	I	Emisiones de GEI
Recursos naturales	I	Contaminación por nitratos
	I	Uso de agua
Diversidad de paisaje	I	Diversidad agrícola y global

Tabla 100 Indicadores medioambientales referidos a la biodiversidad en el sector agricultura (EEA, 2003)

DPSIR	Indicador
D	Intensidad agrícola aplicada
I	Porcentaje de la agricultura orgánica en la superficie agrícola total
I	Área neta de los ecosistemas acuáticos convertidos a uso agrícola
I	Espacio natural de bosques convertidos a uso agrícola
I	Compartición del uso de hábitat de las unidades en las que el aumento de área de hábitat ha disminuido o se ha mantenido constante
I	Fragmentación de tierra cultivable
I	Medida y grado de degradación del suelo
I	Área de agroambientales bajo contratos de gestión
I	Área y porcentaje de tierras agrícolas sujetas a restricciones (debido a la Propuesta de la Comisión Europea o por acuerdos voluntarios), clasificadas por tipo de cultivo
I	Número de variedades de cultivos y tipos de ganado que están en peligro de extinción
P	Destrucción de cobertura terrestre
P	Aumento de la diversidad genética agrícola
P	Conservación de hábitats seminaturales
P	Uso de abono anual medio
P	Uso de plaguicidas
P	Área sembrada
P	Porcentaje total de las tierras administradas ambientalmente sobre el total de tierras agrícolas
P	Porcentaje de área total de cultivo intensivo de tierras agrícolas
P	Superficie utilizada para la agricultura intensiva
P	Producción de cosecha total
P	Exportación de cosecha total
P	Importación de cosecha total
P	Capacidad de transformación de la cosecha total
P	Ratio esfuerzo/recolección de las cosechas
P	Cambio en la zona agrícola de la superficie terrestre (o de conversión a la agricultura)
P	intensificación y extensificación del uso del suelo de la agricultura
P	Porcentaje de las tierras agrícolas en explotación
P	Uso de abonos
P	Tendencias: intensificación / extensificación, especialización propuesta por la

DPSIR	Indicador
	Comisión Europea
P	Tendencias : Proyecto de marginación de la Comisión Europea
P/I	Matriz de los cambios en la cobertura de suelos clasificados por el tipo y el tamaño propuesto la Comisión Europea
P/S	Tierras arables per cápita
P/S	Número de especies de cultivos y árboles utilizados por los residentes locales
R	Número de variedades de cultivos en virtud de la regla de la conservación de los recursos filogenéticos
R	Fomento de la comida de productos tradicionales
R	Proporción del cumplimiento de los objetivos de la reunión sobre los planes de acción sobre diversidad biológica
R	Superficie de agricultura ecológica
R	Agricultura ecológica
R	Contratos de gestión agroambientales
R	Espacio de tierras agrícolas cubiertas por los programas agroambientales en virtud del Proyecto de la Comisión Europea (Reglamento 1257/99) clasificado por tipo de actividad
R	Superficie de agricultura ecológica, propuesto la Comisión Europea
S	Número total de variedades de cultivos / razas de ganado que se han registrado
S	Principales variedades de cultivos en el total de la producción comercializada
S	Principales razas de ganado en las respectivas categorías de las cabezas de ganado
S	Número de variedades de cultivos nacionales / razas de ganado que están en peligro de extinción
S	Tendencias de la distribución de la población y el número de las especies silvestres relacionadas
S	Porcentaje de cada cultivo en la superficie agrícola total
S	Porcentaje de la superficie agrícola semicubierta por hábitats naturales agrícolas
S	Fronteras entre áreas
S	Número de diferentes tipos de límites de frontera
S	Heterogeneidad del paisaje
S	Proporción de tierra cultivada y sin cultivar
S	Longitud lineal de las características del paisaje en el hábitat
S	Extensión de hábitats asociados a la gestión de las tierras agrícolas
S	Extensión de los hábitats naturales como parte de las tierras agrícolas
S	Vínculos entre hábitats valiosos naturales y seminaturales
S	Diversidad de hábitat
S	Proporción de la disminución y aumento estable de especies
S	Riqueza de especies y media de riqueza de especies por grupo taxonómico
S	Presencia de determinadas especies o grupos de indicadores
S	Relación de especialista para las especies y difusión
S	Porcentaje de especies de vertebrados extintos
S	Porcentaje de especies de vertebrados amenazadas
S	Proporción de especies rojas y especies con un desfavorable estado de conservación
S	Proporción de especies que figuran como especies clave en los planes de acción sobre biodiversidad
S	Diversidad genética dentro de las poblaciones de explotación relacionados con plantas y animales
S	Longitud de setos en las explotaciones de menor de 2 ha

DPSIR	Indicador
S	Longitud de setos en las explotaciones de mayor de 50 ha
S	Relación del número de variedades cultivadas de campo sobre el número de variedades criollas en los bancos de genes
S	Variedades de cultivos con resistencia genética a las plagas y patógenos
S	Número de variedades cultivadas en el campo
S	Número de variedades de cultivos con resistencia genética a las plagas y agentes patógenos
S	Cambio de la suma de todas las variedades reconocidas de ganado domesticado y plantas a través del tiempo
S	SAU con mayor diversidad genética total
S	SAU con menor diversidad genética total
S	Preservación de la naturaleza y la cultura de alto valor de los paisajes
S	Riqueza de especies de aves
S	Especies de aves en tierras agrícolas
S	Longitud total de los setos y paredes
S	Cambios en la zona de páramos y setos
S	Superficie agrícola (intensiva, semi-intensiva y sin cultivar)
S	diversidad de especies utilizadas para la alimentación
S	Número de especies amenazadas por la agricultura por grupos (por ejemplo, las aves, los mamíferos, plantas vasculares, vertebrados, invertebrados)
S	Disponibilidad de hábitat de vida silvestre en las tierras de labranza
S	número total de acciones en la producción de las principales variedades de cultivos / razas de ganado propuesto la Comisión Europea
S	Zona de elevado valor natural propuesto por la Comisión Europea
S	Riqueza de especies propuesto por la Comisión Europea
S/I	Índices general y de la diversidad agrícola y de su evolución en el tiempo propuesto la Comisión Europea

Tabla 101 Indicadores medioambientales en el sector agrícola (FAO, 2003)

DPSIR	Indicador
P	Producción a través de las exportaciones netas
P	Fuerza de trabajo: Tierra agrícola por agricultor
P	Animales por hectárea de pastos permanentes
P	Animales por hectárea de superficie agrícola total
S	Porcentaje de PIB agrícola del PIB total
S	Porcentaje de la población depende de la agricultura en la población total
S	Porcentaje de fuerza de trabajo agrícola en el total de la fuerza de trabajo
S	Porcentaje de tierras agrícolas en el total de área
S	Proporción de tierras cultivables y tierras con cultivos permanentes en la superficie agrícola total
S	Porcentaje de tierra cultivable en el total de tierras agrícolas
S	Porcentaje de tierras con cultivos permanentes en el total de tierras agrícolas
S	Porcentaje de las tierras dedicadas a pastos permanentes en el total de tierras agrícolas
S	Consumo de fertilizantes por hectárea de tierra cultivable
S	Consumo de fertilizantes por hectárea de tierras agrícolas
S	Consumo de plaguicidas por hectárea de tierra cultivable

DPSIR	Indicador
S	Consumo de plaguicidas por hectárea de tierras agrícolas
S	Número de tractores utilizados por hectárea de tierra cultivable
S	Porcentaje de tierras de regadío en el total de tierras agrícolas
S	Porcentaje de tierras de regadío en el total de tierras dedicadas a cultivos permanentes y temporales
R	Valor de la producción agrícola por hectárea de superficie agrícola
R	PIB agrícola por agricultor
R	Inversión por hectárea de superficie agrícola
R	Asistencia externa a la agricultura por hectárea de superficie agrícola

Tabla 102 Indicadores medioambientales de la agricultura (MMA, 2008)

Indicador	Meta	DPSIR
Consumo de fertilizantes	Disminución del consumo de fertilizantes	S
Consumo de productos fitosanitarios	Disminución del consumo de productos fitosanitarios	S
Agricultura ecológica	Aumentar la superficie ecológica respecto a la superficie total	S
Superficie de regadío	Introducción de sistemas de regadío más eficientes	S
Ecoeficiencia en la agricultura	Aumentar el valor económico de la producción agrícola disminuyendo las presiones sobre el medio	S