

UNIVERSIDAD DE GRANADA
E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL
ÁREA DE TECNOLOGÍAS DEL MEDIO AMBIENTE



**METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL
DE VERTEDEROS, ADAPTACIÓN PARA SU
INFORMATIZACIÓN UTILIZANDO TÉCNICAS
DIFUSAS Y SU APLICACIÓN EN VERTEDEROS
DE ANDALUCÍA.**


TESIS DOCTORAL

M^a ENCARNACIÓN GARRIDO VEGARA

Granada, 2008

UNIVERSIDAD DE GRANADA

E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL
ÁREA DE TECNOLOGÍAS DEL MEDIO AMBIENTE

The seal of the University of Granada is a circular emblem. It features a central figure of a double-headed eagle with its wings spread, perched on a crown. The eagle is flanked by two lions holding a shield. The entire emblem is surrounded by a circular border containing the Latin text 'UNIVERSITAS GRANADENSIS' and the year '1531'.

**METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL
DE VERTEDEROS, ADAPTACIÓN PARA SU
INFORMATIZACIÓN UTILIZANDO TÉCNICAS
DIFUSAS Y SU APLICACIÓN EN VERTEDEROS
DE ANDALUCÍA.**

TESIS DOCTORAL

M^a ENCARNACION GARRIDO VEGARA

GRANADA, 2008



TESIS DOCTORAL

**METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE
VERTEDEROS, ADAPTACIÓN PARA SU
INFORMATIZACIÓN UTILIZANDO TÉCNICAS DIFUSAS
Y SU APLICACIÓN EN VERTEDEROS DE ANDALUCÍA.**

Fdo. D^a M^a Encarnación Garrido Vegara

Directores de Tesis:

Fdo. D^a. Montserrat Zamorano Toro

Fdo. D. Ángel Fermín Ramos Ridaó

Granada, 2008



TESIS DOCTORAL

**METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE
VERTEDEROS, ADAPTACIÓN PARA SU
INFORMATIZACIÓN UTILIZANDO TÉCNICAS DIFUSAS
Y SU APLICACIÓN EN VERTEDEROS DE ANDALUCÍA.**

Memoria presentada por D^a M^a Encarnación Garrido Vegara para
aspirar al grado de Doctor por la Universidad de Granada.

Presidente:

Fdo.

Secretario:

Fdo.

Vocal:

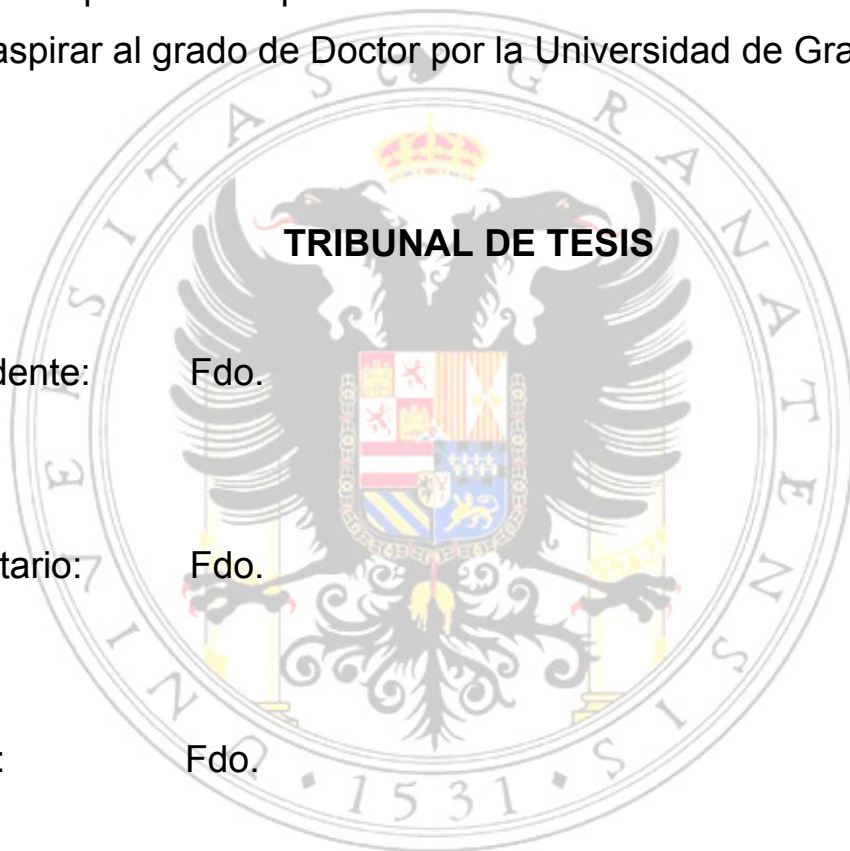
Fdo.

Vocal:

Fdo.

Vocal:

Fdo.



GRANADA, 2008



Este trabajo ha estado financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia a cargo del proyecto I+D+i, TIC 2002-04330-c02-01: Diseño e implementación de metodologías para la evaluación del impacto ambiental en vertedero y escombreras.

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento la Doctora D^a Monserrat Zamorano Toro, codirectora de este tesis, por brindarme la oportunidad de realizar este trabajo en el seno de la Universidad de Granada. Le agradezco la confianza depositada en mi, su preocupación, su apoyo y su continua orientación, y sobre todo, la excelente calidad humana y cariño dispensada a lo largo de todo el tiempo que hemos compartido de duro trabajo.

A los Doctores D. Ángel Ramos Rídao y D^a Begoña Moreno Escobar, por las aportaciones realizadas durante el desarrollo de esta tesis, por su ayuda y apoyo en la elaboración de esta tesis.

Al Doctor D. Fernando Calvo Redruejo por haberme proporcionado la herramienta básica, como fue su metodología, a partir de la cual se han realizado las posteriores modificaciones que han dado lugar al presente trabajo.

Al Doctor D. Ignacio Requena Ramos que dirige el proyecto de Ciencia y Tecnología sobre “Diseño e implementación de metodologías para la evaluación del impacto ambiental en vertederos y escombreras” por su valiosa contribución. Así como al Doctor D. Oscar G. Duarte Velasco por el software elaborado.

Quiero darle las gracias a mis padres, a mi marido y a mi hermano por la confianza depositada en mí, por su ánimo continuo, por su inagotable paciencia, por su continua implicación, por creer en mí y sobretodo por las horas robadas.

Y por último quiero dar las gracias a todos los que de uno u otro modo han participado de forma directa o indirecta en la realización de este trabajo.

RESUMEN

La metodología propuesta por Calvo (2003), aplicada en España, Venezuela y Chile, ha mostrado ser una eficaz herramienta que permite llevar a cabo de manera, rápida y sencilla, un diagnóstico ambiental de los puntos de vertido a los que se aplique. No obstante se ha observado la necesidad de desarrollar una serie de modificaciones, dirigidas básicamente a mejorar la justificación, clasificación y cuantificación de las variables de vertedero y los descriptores ambientales seleccionados para la obtención posterior de los índices ambientales. Por otro lado se pretende la aplicación de las técnicas difusas a la metodología formulada, para lo cual es necesario llevar también a cabo una serie de modificaciones que así lo permita.

Este trabajo ha tenido como objetivo la formulación de la metodología EVIAVE, en base a la formulada por Calvo, pero incluyendo en la misma las modificaciones que se ha justificado han sido necesarias. El resultado ha sido una herramienta que analiza la relación entre la dinámica de vertedero y su influencia sobre los diferentes elementos del medio, para lo cual formula una serie de índices ambientales dirigidos a cuantificar el impacto ambiental de los puntos de vertido (Índice de interacción Medio-Vertedero, Índice de Riesgo de Ambiental, Valor Ambiental, Probabilidad de Contaminación.). Ha sido desarrollada dentro del contexto social y legal de la Unión Europea y para vertederos clasificados como de residuos no peligrosos por la Directiva 31/99/CE. Su aplicación a otros ámbitos territoriales, con marcos legales y características socioeconómicas diferentes, supone únicamente la revisión de aquellas variables o descriptores ambientales que puedan verse afectados, por lo que su adaptación es sencilla.

La metodología EVIAVE obtenida ha sido aplicada y validada, tomando para ello como referencia la definida por la Diputación de Granada, avalada por expertos, y que ha servido de base para la planificación de actuaciones en materia de cierre, sellado y reinserción de puntos de vertido en la provincia.

Finalmente a partir de la metodología EVIAVE técnicos del Departamento de Ciencias de la Computación e Inteligencia Artificial han elaborado un software basado en las técnicas difusas, que facilita su aplicación, proporciona una información más completa en relación al diagnóstico ambiental que de los puntos de vertido y soluciona los problemas relacionados con la subjetividad e incertidumbre que pueden producirse a la hora de aplicar la metodología por diferentes expertos en la materia.

ABSTRACT

The methodology described in Calvo (2003) has shown itself to be a simple yet effective tool for carrying out the environmental diagnosis of landfills in Spain, Venezuela, and Chile. However, in order to achieve optimal performance, we found that this methodology was in need of certain modifications to improve the justification, classification, and quantification of selected landfill variables and environmental descriptors, used to obtain environmental indexes. Furthermore, since fuzzy techniques would also be applied, the methodology had to be adapted to make this possible.

The objective of this research was to reformulate the EVIAVE environmental diagnosis method, based on Calvo (2003) with the inclusion of the previously described modifications, deemed necessary to enhance its diagnostic capabilities. The result is a tool that analyzes the relation between landfill dynamics and their influence on different elements in the environment. For this purpose, a set of environmental indexes are specified, which quantify the environmental impact of landfills (Environment-Landfill Interaction Index, Environmental Risk Index, Environmental Value Index, and Probability of Contamination Index). This method has been developed within the social and legal context of the European Union and for non-hazardous waste landfills by the EU Directive 31/99/EEC. Its application to other countries with different legal frameworks and socioeconomic characteristics require the revision of those variables or environmental descriptors that may be directly affected. However, this adaptation is a relatively simple process.

EVIAVE, as an environmental diagnostic method, has been applied and validated in various contexts. One frame of reference is the *Diputación* of Granada, where it was endorsed by a team of experts. Accordingly, it has become the basis for decision-making and strategic planning regarding the closing, sealing, and environmental recovery of landfills in the province of Granada.

Finally, computer scientists at the Department of Computer Science and Artificial Intelligence have created a software application based on fuzzy techniques, which facilitate application of EVIAVE, provide more complete information about environmental diagnosis of landfills, and solve problems related to subjectivity and uncertainty that can arise when the method is applied by experts from different fields.

INDICE

1. ANTECEDENTES.....	33
1.1. Introducción	35
1.1.1. Origen y definición de residuo	35
1.1.2. Efectos de los vertederos sobre el medio ambiente	37
1.1.3. La gestión de los vertederos	43
1.2. Marco normativo	45
1.2.1. Marco legal europeo.....	45
1.2.1.1. El medio ambiente y la Unión Europea.....	45
1.2.1.2. Normativa europea relativa a los residuos.....	48
1.2.1.3. Normativa europea relativa al vertido de los residuos.....	55
1.2.1.4. Normativa europea relativa a la Evaluación de Impacto Ambiental.....	57
1.2.2. El marco legal español.....	58
1.2.2.1. Adaptación de la normativa europea en materia de gestión de residuos.....	58
1.2.2.2. Normativa relativa al vertido de residuos.....	62
1.2.2.3. Normativa autonómica relativa al vertido de residuos.....	63
1.2.2.4. Normativa española relativa a la evaluación de impacto ambiental.....	67
1.3. Situación actual de la gestión de residuos en España.....	69
1.3.1. Introducción.....	69
1.3.2. Generación de residuos urbanos.....	70
1.3.3. Tratamiento de los residuos urbanos.....	73
1.4. Metodologías aplicables en la gestión de vertederos.....	77
1.4.1. Fase de planificación, diseño y trazado.....	78
1.4.1.1. Metodologías para la ubicación de vertederos.....	78
1.4.1.1.1. Aplicación de los Sistemas de Información Geográfica en la ubicación de vertederos.....	79
1.4.1.2. Metodologías para la evaluación de impacto ambiental de vertederos	84
1.4.2. Fase de explotación.....	88
1.4.2.1. Auditorias medioambientales	89
1.4.2.2. Análisis del ciclo de vida.....	92

1.4.2.3. Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos de la Escuela de Ingeniería en Construcción de la Universidad Católica de Valparaíso (Chile)	95
1.4.3. Fase de cierre, sellado y reinserción al medio	97
1.4.3.1. Elaboración del inventario de vertederos de RSU y asimilables a urbanos en la provincia de Huesca	100
1.4.3.2. Catálogo de Vertederos Incontrolados de la provincia de Granada y plan de sellado	100
1.4.3.2.1. Introducción	100
1.4.3.2.2. Fases del estudio	103
1.4.3.2.3. Determinación de los índices de afección	104
1.4.3.3. Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos de residuos urbanos para su control, cierre, sellado y reinserción, desarrollada por la Universidad de Granada	112
1.4.3.3.1. Introducción	112
1.4.3.3.2. Parámetros	114
1.4.3.3.3. Variables	115
1.4.3.3.4. Definición de la Metodología	116
1.4.3.3.4.1. Índice de Interacción Medio Vertedero o Índice de Impacto (IMV)	116
1.4.3.3.4.2. Índice de Riesgo Ambiental (IRA)	118
1.4.3.3.4.3. Coeficiente de Ponderación Ambiental (CPA)	119
1.5. Aplicación de las nuevas tecnologías de la información en la Evaluación de Impacto Ambiental	122
1.5.1. Problemas derivados de la información imperfecta	122
1.5.1.1. Incertidumbre e irreversibilidad	122
1.5.1.2. Vaguedad y subjetividad	124
1.5.1.3. Dificultades de las técnicas de Evaluación de Impacto Ambiental tradicionales	125
1.5.2. Introducción a la Lógica Difusa	127
1.5.2.1. Definición de Inteligencia Artificial	127
1.5.2.2. Concepto de Lógica Difusa	128
1.5.2.3. Conjuntos Difusos	130
1.5.2.4. Número Difuso	131
1.5.2.5. Función Característica	132
1.5.3. Aplicación de la Lógica Difusa en la Evaluación de Impacto Ambiental	135

1.5.3.1. Introducción	135
1.5.3.2. Ejemplos de aplicación	139
1.5.3.3. Ventajas de la aplicación de la Lógica Difusa en la Evaluación del Impacto Ambiental.....	147
1.6. Bibliografía	148
2. INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	169
3. OBJETIVOS.....	175
4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL.....	179
4.1. Justificación de las necesidades de modificación de la metodología original	181
4.2. Definición de la nueva metodología EVIAVE.....	188
4.2.1. Objetivos e hipótesis de la metodología.....	188
4.2.2. Definición de los elementos del medio o componentes medioambientales.....	189
4.2.3. Estructura metodológica.....	192
4.3. Modificaciones en las variables de vertedero.....	195
4.3.1. Definición.....	195
4.3.2. Cuantificación de las variables.....	199
4.3.3. Definición, justificación, clasificación y ponderación de las variables de vertedero	204
1. Asentamiento de la masa de residuos	204
2. Cobertura diaria.....	209
3. Cobertura final	213
4. Compactación.....	218
5. Control de gases.....	225
6. Control de lixiviados.....	232
7. Distancia del punto de vertido a infraestructuras.....	241
8. Distancia a masas de agua superficiales.....	246
9. Distancia a núcleos poblados	250
10. Edad del vertedero.....	253
11. Erosión.....	259
12. Estado de los caminos internos.....	263
13. Fallas.....	267
14. Impermeabilización del punto de vertido.....	269
15. Morfología a cauces superficiales.....	275
16. Pluviometría.....	281
17. Punto situado en áreas inundables.....	285

18. Riesgo sísmico.....	288
19. Seguridad.....	296
20. Sistema de drenaje superficial.....	301
21. Taludes del vertedero.....	304
22. Tamaño del vertedero.....	307
23. Tipo de residuo.....	311
24. Viento.....	315
25. Visibilidad.....	322
26. Vulnerabilidad de las aguas subterráneas.....	324
4.4. Modificación de los descriptores ambientales.....	334
4.4.1. Definición.....	334
4.4.2. Cuantificación.....	337
4.4.3. Definición, justificación, clasificación de los descriptores ambientales.....	339
4.4.3.1. Descriptores ambientales de las aguas superficiales.....	339
1. Tipo de masas de agua.....	340
2. Usos del agua.....	344
3. Calidad de las aguas.....	346
4.4.3.2. Descriptores ambientales de las aguas subterráneas.....	356
1. Usos del agua.....	357
2. Calidad de las aguas.....	359
4.4.3.3. Descriptor ambiental de la atmósfera.....	363
1. Calidad del aire.....	365
4.4.3.4. Descriptor ambiental del suelo.....	371
1. Usos del suelo.....	373
2. Tipo de vegetación.....	375
3. Cobertura vegetal.....	380
4.5. Modificaciones del Valor Ambiental.....	382
4.5.1. Definición.....	382
4.5.2. Cuantificación.....	384
4.5.3. Escalas de afección.....	386
4.6. Modificación de la Probabilidad de Contaminación.....	387
4.6.1. Definición.....	387
4.6.2. Cuantificación.....	387
4.6.3. Escalas de afección.....	389
4.7. Modificación del Índice de Riesgo Ambiental.....	389
4.7.1. Definición.....	389

4.7.2. Cuantificación	390
4.7.3. Escalas de afección.....	390
4.8. Modificaciones del Índice de interacción Medio-Vertedero.....	391
4.8.1. Definición.....	391
4.8.2. Cuantificación.....	391
4.8.3. Escalas de afección	394
4.9. Bibliografía.....	394
5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE	419
5.1. Introducción.....	421
5.2. Ámbito de aplicación.....	421
5.2.1. El vertido de residuos en Andalucía.....	421
5.2.2. Selección de vertederos. Descripción	428
5.3. Aplicación de la metodología EVIAVE.....	435
5.3.1. Nivel 1. Variables y descriptores ambientales.....	435
5.3.1.1. Variables de vertederos.....	435
5.3.1.2. Descriptores ambientales	441
5.3.2. Nivel 2. Probabilidades de contaminación y valores ambientales.....	442
5.3.2.1. Probabilidad de contaminación.....	442
5.3.2.2. Valores ambientales	443
5.3.3. Nivel 3. Índice de riesgos ambientales.....	445
5.3.4. Nivel 4. Índice de interacción medio-vertedero.....	446
5.4. Aplicación de la metodología EDIAVE.....	447
5.4.1. Coeficientes de ubicación o emplazamiento (CUB).....	447
5.4.2. Coeficientes de tratamiento (CT).....	447
5.4.3. Coeficientes de circunstancias singulares (CS).....	448
5.4.4. Coeficientes de impactos evidentes (IE).....	451
5.4.5. Coeficientes de magnitud (CP).....	452
5.4.6. Coeficientes finales (CFIN).....	452
5.5. Comparativa de los resultados de aplicación de las metodologías EVIAVE y EDIAVE.....	454
5.5.1. Elementos del medio considerados en cada metodología.....	454
5.5.2. Cuantificación de la afección global	455
5.5.3. Cuantificación de la afección para cada elemento del medio	458
5.5.4. Cuantificación de la idoneidad de la ubicación	460
5.5.5. Cuantificación de la idoneidad de explotación.....	463
5.5.6. Apartado final de conclusiones.....	465
5.6. Bibliografía.....	466

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE.....	473
6.1. Introducción.....	475
6.2. Punto de partida: la metodología CRISP.....	475
6.2.1. Puntos débiles de la metodología EVIAVE.....	477
6.3. Técnicas difusas empleadas.....	478
6.4. Aspectos básicos de la metodología difusa desarrollada.....	481
6.4.1. Definición de las redes que estructurarán los datos de entrada y salida.....	481
6.4.2. Interpretación lingüística.....	483
6.4.3. Funciones de razonamiento aproximado.....	487
6.4.4. Aproximación lingüística.....	489
6.5. Ejemplo de aplicación.....	492
6.6. Bibliografía.....	500
7. CONCLUSIONES.....	502
8. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN.....	506
ANEXO 1: TABLAS UTILIZADAS PARA EL CÁLCULO DE LA PROBABILIDAD DE CONTAMINACIÓN A LOS ELEMENTOS DEL MEDIO.....	510
ANEXO 2: TABLA UTILIZADA PARA LA VALORACIÓN DE LOS DESCRIPTORES AMBIENTALES.....	520

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Interdependencia entre el vertedero, medio urbano y medio natural (Gandola y Gfeller, 2005). 38

Figura 1.2: Cambios en las estrategias del manejo de RSU en países avanzados industrialmente en el periodo 1960-2004. 44

Figura 1.3: Resumen del Título XIX del Tratado constitutivo de la Comunidad Europea. 48

Figura 1.4: La arquitectura reguladora de la política europea de residuos. 51

Figura 1.5: Generación de residuos de forma comparativa en España y en la Unión Europea (MMA, 2005). 70

Figura 1.6: Tasas de generación de residuos urbanos en España, por comunidades autónomas (MMA, 2005). 71

Figura 1.7: Evolución de los Sistemas de tratamiento y eliminación de RSU en España desde 1990 hasta 2003 (MMA, 2005). 73

Figura 1.8: Cantidad anual de RU enviados a vertedero sin tratamiento previo (en Tn) 74

Figura 1.9: Estructura jerárquica de decisión para el emplazamiento de vertederos (Kontos *et al.*, 2005). 83

Figura 1.10: Entradas y salidas en un sistema LCA (Arena *et al.*, 2003). 93

Figura 1.11: Fases de Estudio 104

Figura 1.12: Cálculo de los índices de la metodología 106

Figura 1.13: Determinación del Índice de Interacción Medio-Vertedero o Índice de Impacto. 118

Figura 1.14: Valores ambientales 121

Figura 1.15: Lógica Clásica contra Lógica Difusa. 130

Figura 1.16. Ejemplo de representación gráfica de un conjunto difuso (Castro, 2002) 131

Figura 1.17. Número difuso triangular 132

Figura 1.18. Número difuso semi-infinito ($a, b, +\infty$) 133

Figura 1.19. Número difuso semi-infinito ($-\infty, a, b$) 133

Figura 1.20. Número difuso trapezoidal 133

Figura 1.21. Número difuso tipo Función-S 134

Figura 1.22. Número difuso Tipo L-R 135

Figura 1.23: Dendograma de decisión (Duarte, 2000). 140

Figura 1.24: Proceso de adquisición del conocimiento (Uricchio *et al.*, 2004). 143

Figura 1.25: Sistema de ABCW 146

Figura 4.1: Estructura jerárquica para el diagnóstico ambiental de vertederos	193
Figura 4.2: Variables de vertedero utilizadas por ambas metodologías (Elaboración propia)	197
Figura 4.3: Comparativa entre las variables propuestas por Calvo (2003) y EVIAVE.	201
Figura 4.4: Asentamientos de la masa de vertidos (Gandolla y Gfeller, 2005)	206
Figura 4.5: Distribución de capas en un vertedero (Bozkurt <i>et al.</i> , 2001)	216
Figura 4.6: Compactación realizada en el vertedero de la mancomunidad de municipios Ribera de Huelva. Elaboración propia.	219
Figura 4.7: Vertedero de alta densidad en balsas de Casares (Málaga). Fuente: Inmaculada López Gea	219
Figura 4.8: Balsa de lixiviados. Planta de tratamiento de RSU de Villarrasa (Huelva). Elaboración propia.	233
Figura 4.9: Fugas de la balsa de lixiviados. Planta de tratamiento de RSU de Villarrasa (Huelva). Elaboración propia.	233
Figura 4.10: Depósito controlado de Coll Cardús (Álvarez y Chico, 2004)	241
Figura 4.11: Vertedero de Ávalo. Isla de la Gomera	247
Figura 4.12: Distribución de biogás en el tiempo (Tchobanoglous, 1998)	255
Figura 4.13: Emisión de gas en un vertedero (Kumar <i>et al.</i> , 2004)	256
Figura 4.14: Acceso a vertedero sin asfaltar del área de vertido de Puebla de D. Fadrique (Granada). Elaboración propia	264
Figura 4.15: Acceso al vertedero asfaltado de Dudai'm en Israel (Greedy y Nissim, 2005)	264
Figuras 4.16 y 4.17: Ejemplos de impermeabilización de vertederos (Zamorano <i>et al.</i> , 2007; Cuenca, 2001 respectivamente)	270
Figura 4.18: Esquema de barrera de protección en un vertedero de residuos no peligrosos (R.D. 1481/2001)	273
Figura 4.19: influencia de la precipitación en un vertedero (Gandolla y Gfeller, 2005)	281
Figura 4.20: Mapa sísmico de la norma sismorresistente (R.D. 997/2002)	295
Figura 4.21: Mapa de peligrosidad sísmica para un periodo de retorno de 500 años (Resolución de 17 de septiembre de 2004)	296
Figura 4.22: Gráfica de distribución de vertederos de rechazos por provincias	309
Figura 4.23: Diagrama de opciones de vertido previstas en la Directiva 1999/31/CEE	314
Figura 4.24: Pesos relativos de las variables. Método SINTACS (Vrba y Zaporozec, 1994)	329

Figura 4.25: Vulnerabilidad a la contaminación. Método GOD (Foster e Hirata, 1991)	330
Figura 4.26: Comparativa entre los descriptores propuestos por Calvo (2003) y la Metodología EVIAVE.	338
Figura 4.27: Porcentaje de superficie de unidad hidrológica con concentración superior a 50 mg/l.	361
Figura 5.1: Plano de localización del Vertedero de Almería.	429
Figura 5.2: Plano de localización del Vertedero de Instinción (Almería).	430
Figura 5.3: Plano de localización del Vertedero de Puebla de D. Fadrique (Granada)	431
Figura 5.4: Plano de localización del Vertedero Villarrasa (Huelva).	431
Figura 5.5: Plano de localización del Vertedero de Jaén.	433
Figura 5.6: Plano de localización del Vertedero de Linares (Jaén).	434
Figura 5.7: Plano de localización del Vertedero de Casares (Málaga).	435
Figura 5.8: Resultados <i>IMV</i> para los vertederos seleccionados.	448
Figura 5.9: Resultados <i>CFIN</i> para los vertederos seleccionados	458
Figura 6.1: Estructura de un Sistema de Computación por Palabras.	479
Figura 6.2: Estructura del Sistema de Computación por Palabras basado en la Aritmética Difusa	480
Figura 6.3: Red principal para la determinación del Índice Medio Vertedero.	482
Figura 6.4: Red para la determinación de la Probabilidad de Contaminación para el elemento del medio aguas superficiales.	482
Figura 6.5: Red para la determinación de la Probabilidad de Contaminación debida a la explotación y diseño del elemento del medio aguas superficiales	483
Figura 6.6: Red para la determinación de la Probabilidad de Contaminación debida a la ubicación del elemento del medio aguas superficiales	483
Figura 6.7: Números difusos correspondientes a las etiquetas de la variable Control de lixiviados.	487
Figura 6.8: Números difusos correspondientes a las etiquetas del descriptor ambiental Usos del suelo.	487
Figura 6.9: Etiquetas de la Variable Lingüística Control de lixiviados. En rojo el valor calculado para el caso del vertedero de Villarrasa	494
Figura 6.10: Etiquetas de la Variable Lingüística Índice de Riesgo de Contaminación para la Variable Control de lixiviados. En rojo el valor calculado para el caso del vertedero de Villarrasa.	495
Figura 6.11: Etiquetas de la Variable Lingüística Cobertura Vegetal. En rojo el valor calculado para el caso del vertedero de Villarrasa	496

Figura 6.12: Etiquetas de diferentes variables lingüísticas en los Índices generados en el vertedero de Villarrasa. A) Probabilidad de Contaminación aguas superficiales; B) Valor Ambiental aguas subterráneas; C) Índice de Riesgo Ambiental aguas subterráneas; D) Índice de Interacción Medio Vertedero.....499

Figura 6.13: Etiquetas del Valor Ambiental del elemento del medio Salud.....500

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1: Programas de Acción.....	49
Tabla 1.2: Resumen de la situación de la gestión de los residuos en España (MMA, 2005).....	70
Tabla 1.3: Inversiones de la revisión del PNRU (MMA, 2003).....	75
Tabla 1.4: Informe relativo a los vertederos a fecha 31/12/2003 (MMA, 2005).....	76
Tabla 1.5: Comparación de procedimientos de auditorías (Wilson, 1988).....	90
Tabla 1.6: Definición de los factores de campo y de operación y su cuantificación.	96
Tabla 1.7: Índice global de calidad ambiental.....	99
Tabla 1.8: Ponderación de los coeficientes.....	105
Tabla 1.9: Ponderación del IPA.....	106
Tabla 1.10: Grados de afección.....	106
Tabla 1.11: Valores del coeficiente de ubicación.....	108
Tabla 1.12: Valores del coeficiente de circunstancias singulares.....	108
Tabla 1.13: Valores del coeficiente de impactos evidentes.....	109
Tabla 1.14: Valores de los índices de tratamiento.....	110
Tabla 1.15: Rangos de población.....	111
Tabla 1.16: Valores del Coeficiente Final.....	112
Tabla 1.18: Ponderación y clasificación de la variable compactación.....	116
Tabla 1.18: Ponderación y clasificación de la variable edad del vertedero.....	116
Tabla 1.19: Ponderaciones de las variables seleccionadas por Calvo (2003).....	117
Tabla 1.20: Indicadores utilizados en la valoración de los coeficientes de ponderación ambiental.....	120
Tabla 1.21: Cálculo de la importancia de un impacto.....	141
Tabla 1.22: Variables lingüísticas para el cálculo de la importancia.....	142
Tabla 4.1: Ficha para la recopilación de datos sobre los Factores ambientales y sociopolíticos propuesta por Calvo (2003).....	186
Tabla 4.2: Ficha de recopilación de datos.....	187
Tabla 4.3: Variables que afectan a cada uno de los elementos del medio seleccionados por la metodología EVIAVE.....	198
Tabla 4.4: Clasificación de las variables según el tipo de afección.....	199
Tabla 4.5: Clasificación de la variable compactación (Calvo, 2003).....	200
Tabla 4.6: Clasificación de la variable tipo de residuos y al porcentaje de materia orgánica (Calvo, 2003).....	200

Tabla 4.7: Índice de Riesgo de Contaminación para una variable en función de su Clasificación y Ponderación.....	203
Tabla 4.8: Clasificación de la variable <i>asentamiento de la masa de residuos</i>	209
Tabla 4.9: Clasificación de la variable <i>cobertura diaria</i>	212
Tabla 4.10: Recomendaciones para la impermeabilización superficial (Directiva 31/1999 CE).....	215
Tabla 4.11: Clasificación de la variable <i>cobertura final</i>	217
Tabla 4.12: Equipos utilizados en vertederos controlados (Tchobanoglous, 1994).....	220
Tabla 4.13: Clasificación de la variable <i>compactación</i>	224
Tabla 4.14: Composición de gas de vertedero (Tchobanoglous, 1994).....	226
Tabla 4.15: Controles activos y pasivos de un sistema de recogida de gases (Tchobanoglous, 1994).....	230
Tabla 4.16: Emisiones de gases en las fases de explotación y mantenimiento (R.D. 1481/2001).....	230
Tabla 4.17: Clasificación de la variable <i>control de gases de vertedero</i>	231
Tabla 4.18: Frecuencia de muestreo en diferentes fases (RD 1481/2001).....	239
Tabla 4.19: Clasificación de la variable <i>control de lixiviados</i>	240
Tabla 4.20: <i>Distancias a infraestructuras</i>	243
Tabla 4.21: Criterios de ubicación de vertederos respecto a captaciones subterráneas (Kontos <i>et al.</i> , 2005).....	244
Tabla 4.22: Nuevas infraestructuras y criterios de distancia establecidos.....	244
Tabla 4.23: Clasificación de la variable <i>distancia a infraestructuras</i>	245
Tabla 4.24: Distancia del vertedero a las aguas superficiales (Kontos <i>et al.</i> , 2005).....	248
Tabla 4.25: Clasificación de la variable <i>distancia a masas de aguas superficiales</i>	249
Tabla 4.26: Clasificación de la variable <i>distancia a núcleos poblados</i>	253
Tabla 4.27: Composición de lixiviados en distintas etapas (Bell, 1999).....	255
Tabla 4.28: Descripción del metabolismo de un vertedero (Kiely, 1999).....	257
Tabla 4.29: Clasificación de la variable <i>edad del vertedero</i>	258
Tabla 4.30: Clasificación de la erosión expresada en toneladas/km ² /yarda (Fournier, 1968).....	261
Tabla 4.31: Factor de suelo al descubierto expresado en % (FAO, 1980).....	261
Tabla 4.32: Área total de cárcavas (FAO, 1980).....	261
Tabla 4.33: Clasificación de la erosión (Storie, 1970).....	262
Tabla 4.34: Clasificación de la variable <i>erosión</i>	263

Tabla 4.35: Clasificación de la variable <i>estado de los caminos internos</i>	267
Tabla 4.36: Clasificación de la variable <i>fallas</i>	269
Tabla 4.37: Clasificación de la variable <i>impermeabilización del punto de vertido</i>	275
Tabla 4.38: Pendientes y grado de idoneidad.....	278
Tabla 4.39: Clasificación de las <i>pendientes a cauces superficiales</i>	278
Tabla 4.40: Clasificación de la <i>escorrentía superficial</i>	279
Tabla 4.41: Clasificación de la <i>morfología de cauces superficiales</i>	280
Tabla 4.42: Clasificación de la lluvia y de las nevadas según su intensidad (Ledesma, 2000).....	282
Tabla 4.43: Clasificación del clima según sus precipitaciones (www.mma.es).....	282
Tabla 4.44: Clasificación de la precipitación media anual (SINAMBA, 1996).....	283
Tabla 4.45: Clasificación de la variable <i>pluviometría</i>	284
Tabla 4.46: Soil Survey Manual del USGS (1951).....	287
Tabla 4.47: Clasificación de la variable <i>riesgo de inundaciones</i>	288
Tabla 4.48: Escala de Richter (Strahler, 1992).....	290
Tabla 4.49: Escala de Mercalli.....	291
Tabla 4.50: Grados de intensidad M.S.K.....	293
Tabla 4.51: Clasificación de la peligrosidad sísmica (R.D. 997/2002).....	295
Tabla 4.52: Correspondencias entre escalas del R.D. 997/2002).....	295
Tabla 4.53: Clasificación de la variable <i>riesgo sísmico</i> para todos los elementos del medio.....	296
Tabla 4.54: Clasificación de la variable <i>seguridad en el vertedero</i>	300
Tabla 4.55: Clasificación de la variable <i>sistema de drenaje superficial</i>	303
Tabla 4.56: Clasificaciones de la variable <i>taludes de vertedero</i> según diferentes autores.....	306
Tabla 4.57: Clasificación de la variable <i>taludes de vertedero</i>	307
Tabla 4.58: Coeficiente de magnitud del vertedero en función de los rangos de población (Catálogo de vertederos incontrolados de la provincia de Granada).....	308
Tabla 4.59: Cantidad de rechazos que van a vertederos distribuidas por provincias.....	310
Tabla 4.60: Clasificación de la variable cantidad de residuos depositados en vertedero.....	311
Tabla 4.61: Clasificación de la variable <i>tipo de residuos</i>	315
Tabla 4.62: Clasificaciones de la velocidad del viento.....	317
Tabla 4.63: Frecuencias de vientos (Kontos <i>et al.</i> , 2005).....	318
Tabla 4.64: Escala de Beaufort (Roth, 2003).....	318

Tabla 4.65: Estaciones agroclimáticas existentes en Andalucía (http://www.juntadeandalucia.es/innovacioncienciayempresa/ifapa/ria/servlet/FrontController).....	320
Tabla 4.66: Clasificación de la dirección del viento en Andalucía.....	321
Tabla 4.67: Velocidad del viento.....	321
Tabla 4.68: Clasificación de la variable <i>viento</i>	322
Tabla 4.69: Clasificación de las zonas visibles.....	323
Tabla 4.70: Clasificación de la variable <i>visibilidad</i>	324
Tabla 4.71: Clasificación DRASTIC.....	328
Tabla 4.72: Clasificación del método GOD.....	329
Tabla 4.73: Categorías empleadas en el método EPIK.....	332
Tabla 4.74: Clasificación de la vulnerabilidad a la contaminación según Villalobos (1991).....	333
Tabla 4.75: Clasificación de la variable Vulnerabilidad de las Aguas Subterráneas.....	334
Tabla 4.76: Descriptores ambientales utilizados por ambas metodologías.....	336
Tabla 4.77: Descriptores ambientales seleccionados en el cálculo del Valor Ambiental para los diferentes elementos del medio.....	337
Tabla 4.78: Descriptores ambientales utilizados por Calvo (2003) para el cálculo del Valor Ambiental de las aguas superficiales.....	340
Tabla 4.79: Clasificación de dos valores ambientales propuestos por Calvo (2003).....	342
Tabla 4.80: Clasificación para los tipos de masas de agua.....	344
Tabla 4.81: Clasificaciones de los usos del agua por diferentes autores.....	345
Tabla 4.82: Clasificación de los usos del agua.....	346
Tabla 4.83: Presencia de especies animales y vegetales (Calvo, 2003).....	347
Tabla 4.84: Parámetros utilizados para conocer la calidad de las aguas. Real Decreto 927/1988.....	348
Tabla 4.85: Parámetros utilizados para conocer la calidad de las aguas destinadas a baño y usos deportivos.....	350
Tabla 4.86: Calidad de las aguas continentales.....	351
Tabla 4.87: Clases de calidad, significación de los valores del BMWP y colores a utilizar para las representaciones cartográficas.....	354
Tabla 4.88: Clasificación del modelo SCAF.....	354
Tabla 4.89: Clasificación para la calidad de las aguas superficiales.....	356
Tabla 4.90: Clasificación para los <i>usos de aguas subterráneas</i>	358
Tabla 4.91: Clasificación de las aguas subterráneas en función de su calidad.....	363

Tabla 4.92: Clasificación del descriptor ambiental <i>calidad de las aguas subterráneas</i>	363
Tabla 4.93: ICARE	367
Tabla 4.94: Valores límites de ICA según intervalos de concentración	367
Tabla 4.95: Clasificación de la calidad del aire según el ICA	369
Tabla 4.96: Niveles de afección a la población humana	369
Tabla 4.97: Escala de molestias en función del olor	370
Tabla 4.98: Clasificación para la <i>calidad del aire</i>	370
Tabla 4.99: Descriptores iniciales para el suelo propuestos por Calvo (2003)	372
Tabla 4.100: Clasificación para los <i>usos del suelo</i>	375
Tabla 4.101: Ejemplos de indicadores sobre las condiciones y atributos de la vegetación medidos y controlados	377
Tabla 4.102: Clasificación para el <i>tipo de vegetación</i>	379
Tabla 4.103: Zonas en función de sus tipologías estructurales y nivel de densidades	381
Tabla 4.104: comparación entre la escala de Domin y Braun-Blanquet	382
Tabla 4.105: Clasificación para la cobertura vegetal	382
Tabla 4.106: Clasificación de los Valores Ambientales para cada uno de los elementos del medio	386
Tabla 4.107: Valores máximos y mínimos	388
Tabla 4.108: Clasificación de las Probabilidades de Contaminación para cada uno de los elementos del medio	389
Tabla 4.109: Clasificación de los Índices de Riesgo Ambiental para cada uno de los elementos del medio	391
Tabla 4.110: Coeficiente de ponderación ambiental (Calvo, 2003)	393
Tabla 4.111: Clasificación del Índice de Interacción Medio Vertedero	394
Tabla 5.1: Generación y tratamiento de residuos urbanos en Andalucía 2006 (Fuente: IMA 2006)	422
Tabla 5.2: Composición de los residuos urbanos en Andalucía 2004 (%)	422
Tabla 5.3: Generación y distribución de residuos urbanos por zonas de gestión (IMA 2006)	423
Tabla 5.4: Vertederos controlados en servicio en Andalucía en el año 2005. (Consejería de Medio Ambiente, 2006)	426
Tabla 5.5: Sellado de vertederos de RU y focos ilegales de vertidos en Andalucía 1994-2006 (Fuente: Consejería de Medio Ambiente 2007)	427
Tabla 5.6: Distribución provincial de sellado de vertederos de RU y focos ilegales de vertido 2001-2006 (Fuente: Consejería de Medio Ambiente, 2007)	427

Tabla 5.7: Vertederos seleccionados	428
Tabla 5.8: Datos de población y toneladas de residuos vertidos.....	432
Tabla 5.9: Valoración (C _j) de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>aguas superficiales</i>	436
Tabla 5.10: Valoración (C _j) de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>aguas subterráneas</i>	437
Tabla 5.11: Valoración (C _j) de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>atmósfera</i>	437
Tabla 5.12: Valoración (C _j) de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>suelos</i>	438
Tabla 5.13: Valoración (C _j) de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>salud</i>	438
Tabla 5.14: Valoración IRC de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>aguas superficiales</i>	439
Tabla 5.15: Valoración IRC de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>aguas subterráneas</i>	439
Tabla 5.16: Valoración IRC de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>atmósfera</i>	440
Tabla 5.17: Valoración IRC de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>suelos</i>	440
Tabla 5.18: Valoración IRC de las <i>variables</i> del elemento del medio <i>salud</i>	441
Tabla 5.19: <i>Descriptores ambientales</i>	443
Tabla 5.20: <i>Probabilidades de afección</i> a los elementos del medio de los vertederos seleccionados	444
Tabla 5.21: Resumen de los <i>valores ambientales</i>	445
Tabla 5.22: Resumen <i>IRA</i>	446
Tabla 5.23: <i>IMV</i> para el punto de vertido.....	447
Tabla 5.24: Valores de los <i>Índices de afección</i> para los vertederos seleccionados	449
Tabla 5.25: <i>Coefficientes de tratamiento</i> para los vertederos seleccionados.....	450
Tabla 5.26: <i>Coefficiente de Circunstancias Singulares</i>	450
Tabla 5.27: <i>Coefficiente de Impactos Evidentes</i>	451
Tabla 5.28: <i>Coefficiente de Magnitud</i> del Vertedero (CP).....	452
Tabla 5.29: Resultados del <i>CFIN</i>	453
Tabla 5.30: Lista de prioridades de actuación para las dos metodologías	456
Tabla 5.31: Comparativa entre la Metodología EVIAVE y EVIAVE adaptada.....	457
Tabla 5.32: Lista de prioridades de actuación para las dos metodologías	457
Tabla 5.33: Comparación de las valoraciones realizadas por ambas metodologías en la afección a los elementos del medio.....	460
Tabla 5.34: Comparación de la idoneidad de ubicación por ambas metodologías	462

Tabla 6.1: Ecuaciones aplicadas en el cálculo de índices en la metodología EVIAVE	476
Tabla 6.2: Números difusos correspondientes a las etiquetas de la variable Control de lixiviados	486
Tabla 6.3: Número difusos correspondientes a las etiquetas del descriptor ambiental Usos del suelo	487
Tabla 6.4: Intervalos de clasificación para los índices en la metodología crisp EVIAVE	489
Tabla 6.5: Variable lingüística de la Probabilidad de Contaminación	490
Tabla 6.6: Variable lingüística del Valor Ambiental	491
Tabla 6.7: Variable lingüística del Índice de Riesgo Ambiental	491
Tabla 6.8: Variable lingüística del Índice Medio Vertedero	491
Tabla 6.9: Variable lingüística para el cálculo de la clasificación de la variable Control de lixiviados	493
Tabla 6.10: Representación de la variable lingüística en el cálculo de la clasificación de la variable Control de Lixiviados en el vertedero de Villarrasa	493
Tabla 6.11: Representación de la variable lingüística en el cálculo de la clasificación del Índice de Riesgo de Contaminación para la variable Control de Lixiviados en el vertedero de Villarrasa	494
Tabla 6.12: Variable lingüística para el cálculo de la clasificación del descriptor Usos del Suelo	496
Tabla 6.13: Representación de la variable lingüística en el cálculo de la clasificación del Descriptor Cobertura Vegetal en el vertedero de Villarrasa	496
Tabla 6.14: Ejemplo de representación de diferentes variables lingüísticas en los Índices generados en el vertedero de Villarrasa	497
Tabla 6.15: Representación de la variable lingüística en el Valor Ambiental del elemento del medio Salud	499

1. ANTECEDENTES

1. ANTECEDENTES

1. ANTECEDENTES

1.1. INTRODUCCIÓN

1.1.1. Origen y definición de residuo

Los residuos han existido desde que nuestro planeta ha tenido seres vivos. Desde sus inicios, la especie humana ha explotado los diversos recursos que la naturaleza ha puesto a su alcance. Al principio el hombre utilizaba para su sustento los recursos naturales sin transformación, formaba parte del ciclo biológico y los residuos que se generaban eran perfectamente asimilados por ella tras su eliminación en el suelo o el mar, primer método de tratamiento de residuos utilizado por el hombre, tal vez porque resultaba ser el más sencillo (de la Morena *et al.*, 2003).

Con el paso del tiempo el hombre descubrió que podía modificar su entorno en provecho propio y alcanzar unas cotas de bienestar desconocidas hasta entonces. Esta situación ha supuesto que los residuos, que inicialmente procedían de materias primas sencillas con escasa transformación, hayan experimentado un incremento en la cantidad generada, así como cambios sustanciales en su composición. En la actualidad estas características hacen que los residuos generados por el hombre sean difícilmente asimilables por la naturaleza (La Enciclopedia del Medio Ambiente Urbano, 1997) por lo que la práctica de tirar de forma incontrolada los residuos al suelo es cada vez más perjudicial para el medio (Hontoria y Zamorano, 2000).

Con la finalidad de reducir los efectos negativos de la acumulación de basuras, en 1904, la ciudad de Champlain (Illionis) comenzó a enterrar a diario sus desechos. Rápidamente otras ciudades como Columbus, Ohio (1906), Davenport e Iowa (1916) siguieron esta iniciativa. Así se crea el concepto de lo que posteriormente será denominado vertedero sanitario, considerado en su origen básicamente como una excavación de un área en la cual el residuo era cubierto cada día con una capa de tierra (Lee y Jones-Lee, 2004).

1. ANTECEDENTES

La denominación **vertedero controlado** o **relleno sanitario**¹ se utilizó por primera vez en EE.UU, hacia 1930, cuando se desarrolló una metodología consistente en la clásica técnica de excavar, verter y tapar, usando maquinaria pesada para compactar y economizar espacio (Álvaro y Fantelli, 2001a). Los vertederos se convierten de esta forma en instalaciones físicas utilizadas para la evacuación de los residuos, o rechazos de residuos, en suelos.

Posteriormente, la Sociedad Americana de Ingeniería Civil (ASCE) definió vertedero controlado como el método para colocar las basuras en el suelo en forma de capas, sin crear molestias o peligros para la salud pública o su seguridad, utilizando los principios de la ingeniería para lograr una adecuada compactación destinada a reducir su volumen y poder así confinar la basura en el área más pequeña posible, cubriéndola con una capa de tierra al concluir las operaciones de cada día o a intervalos más frecuentes cuando fuera necesario (Westlake, 1997).

En la actualidad el vertedero controlado o sanitario se puede definir como un método consistente en enterrar los residuos en la tierra mediante operaciones controladas y con un diseño adecuado; los residuos pueden llegar en masa, pretratados, clasificados, en balas, incinerados, etc., y allí son compactados por maquinaria apropiada (Leton y Omotsho, 2003).

La Directiva 31/1999/CE, relativa al vertido de residuos, define vertedero controlado como (Art.2):

Un emplazamiento de eliminación de residuos que se destina al depósito de los residuos en la superficie o subterráneo. Incluye:

- los emplazamientos internos de eliminación de residuos (es decir, el vertedero en el que un productor elimina sus residuos en el lugar donde se produce),*
- los emplazamientos permanentes (es decir, por un período superior a un año) utilizados para el almacenamiento temporal de residuos,*

¹ Sanitary Landfill; Relleno: es el lugar de acumulación de residuos de origen antrópico (Gandolla y Gfeller, 2005).

Pero excluye:

- *las instalaciones en las cuales se descargan los residuos para poder prepararlos para su transporte posterior a otro lugar para su valorización, tratamiento o eliminación,*
- *el almacenamiento de residuos anterior a la valorización o tratamiento por un período inferior a tres años como norma general, o*
- *el almacenamiento de residuos anterior a la eliminación por un período inferior a un año.*

El Real Decreto 1481/2001, que traspone en nuestro país la Directiva 31/1999/CE, en el artículo 2, define vertedero como *la instalación de eliminación de residuos mediante su depósito subterráneo o en la superficie, por períodos de tiempo superiores a los recogidos en el párrafo j) anterior². Se incluyen en este concepto las instalaciones internas de eliminación de residuos, es decir los vertederos en que un productor elimina sus residuos en el lugar donde se producen. No se incluyen las instalaciones en las cuales se descargan los residuos para su preparación con vistas a su transporte posterior a otro lugar para su valorización, tratamiento o eliminación.*

1.1.2. Efectos de los vertederos sobre el medio ambiente

Los vertederos han estado ligados, y siguen estándolo en la actualidad, a múltiples problemas ambientales que comienzan con su propia **localización** (Antunes *et al.*, 2001; Zamorano *et al.*, 2006) y continúan con la **forma de explotación y control** de los mismos (El-Fadel *et al.*, 1997). La afección medioambiental de estas instalaciones ha sido ampliamente estudiada y documentada a lo largo de los años, fundamentalmente por la constitución de un riesgo para las poblaciones vecinas (Chofqui *et al.*, 2004; Leao *et al.*, 2004), y cuyos efectos pueden apreciarse en la Figura 1.1. Estos estudios recogen los efectos medioambientales más importantes generados por los vertederos, y que se resumen a continuación:

² Almacenamiento: el depósito, temporal y previo a la valorización o eliminación, de residuos distintos de los peligrosos por tiempo inferior a 1 año cuando su destino final sea la eliminación o a 2 años cuando su destino final sea la valorización, así como el depósito temporal de residuos peligrosos durante menos de 6 meses.



Figura 1.1: Interdependencia entre el vertedero, medio urbano y medio natural (Gandolla y Gfeller, 2005)

1. Contaminación de aguas superficiales y subterráneas

Uno de los principales impactos que producen los vertederos es la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales causadas por los **lixiviados**, que se puede prolongar durante 20 ó 30 años después de su clausura (Robinson, 1995; Kjeldsen *et al.*, 2002; Jones *et al.*, 2005 y Christensen *et al.*, 1992; Bekaert *et al.*, 2002).

El lixiviado es un efluente líquido liberado por la masa de residuos como resultado de la descomposición de fracciones orgánicas y putrescibles (Jones *et al.*, 2005), pudiendo llevar líquidos inmiscibles (p.e aceites), pequeñas partículas (sólidos suspendidos), microorganismos (p.e bacterias) y virus (Qasim y Chiang, 1994; DoE, 1995; Environmental Agency, 1999 y Jones *et al.*, 2005). La mayor o menor gravedad de su contaminación estará determinada por diversos factores, entre los que se encuentran (Little *et al.*, 1993; Antigüedad y Gómez, 1998; Vazoller *et al.*, 1992; Hernández *et al.*, 1998; Pastor *et al.*, 1993a, 1993b; Qasim y Chiang, 1994; Jones *et al.*, 2005): la composición, cantidad, diseño y características del tratamiento del vertedero, clima, morfología, permeabilidad y litología del sustrato,

profundidad de la masa de agua, edad del vertedero, toxicidad, bioacumulación y persistencia de algunas sustancias del efluente, compactación y capacidad de absorción del residuo, pH, presencia de microorganismos e inhibidores, rango de movimiento de aguas y métodos de colocación de los residuos.

Su carga orgánica e inorgánica puede ser muy alta (Leton y Omotsho, 2003), con elevados valores en la DBO₅, y nutrientes como el nitrógeno y fósforo, por lo que si se vierten sobre **cauces superficiales**, pueden producir la eutrofización de las aguas y la disminución de la concentración de oxígeno disponible para los organismos (Chan *et al.*, 2002; Calvo, 2003; Mwinganga y Kansiima, 2005). La solubilidad química de los residuos es también un factor importante, ya que pueden contener cantidades significativas de arsénico, plomo y cadmio que los hace potencialmente contaminantes y afectar a su uso (Calvo, 2003; Swash y Monhemius, 2005).

El lixiviado también puede contaminar las **aguas subterráneas**. Dicha contaminación se puede producir como consecuencia de tres mecanismos (Leao *et al.*, 2004; Mato, 1999; Abu-Rukah y Al-Kifahi, 2001; Isidori *et al.*, 2003; Porsani *et al.*, 2004): percolación de aguas de escorrentía superficial o aguas superficiales contaminadas, migración directa de los lixiviados a través del suelo que se encuentra por debajo de la masa de residuos, e intercambio entre acuíferos. Los acuíferos tienen la característica de actuar como sistemas de tratamiento naturales de las emisiones de lixiviados en los vertederos (Christensen *et al.*, 2000); las plumas de lixiviados tienen una capacidad de atenuación natural que depende del tamaño del vertedero, heterogeneidad del material de desecho y de la cantidad de contaminantes potenciales implicados (Christensen *et al.*, 2000). Algunos autores indican que en la mayoría de los casos el alcance de las plumas es relativamente pequeño, excediendo en raras ocasiones de los 1000 metros (Barcelona *et al.*, 1990; Christensen *et al.*, 2000). Sin embargo, existen estudios que muestran problemas de contaminación en aguas subterráneas a mayores distancias, que en algunos casos superaron los 3 km (Fatta *et al.*, 1997; Abu-Rukah y Al Kofahi, 2001).

2. Contaminación atmosférica

Otro impacto generado es la contaminación atmosférica debida a que la fracción de residuos biodegradables es convertida en un biogás que genera una afección de ámbito local con olores, ruidos, incendios, explosiones, cuyos efectos son negativos

1. ANTECEDENTES

para la salud del hombre. También se generan afecciones de ámbito global que contribuyen al efecto invernadero y destrucción de la capa de ozono.

Los compuestos gaseosos que se encuentran con más frecuencia en las emisiones desprendidas por la degradación de los residuos son el metano y el dióxido de carbono, pero además existen trazas de **compuestos orgánicos** que pueden causar severos problemas de salud en los seres humanos (Zou *et al.*, 2003); entre ellos se encuentran las dioxinas y los furanos, (Christensen *et al.*, 2000; Eikman 1994; Ruokajarvi *et al.*, 1995), el vinilcloro y el benceno, con efectos cancerígenos (Eikman, 1994).

Los gases producidos en los procesos de fermentación que tienen lugar en los vertederos están constituidos en su mayoría por el dióxido de carbono y metano (Nastev *et al.*, 2001, Hegde *et al.*, 2003; Fourie y Morris, 2003). Este último supone una importante contribución al **efecto invernadero** debido a su emisión a la atmósfera cuando no es recuperado, donde se oxida parcialmente a CO₂ por la presencia de oxígeno y flora bacteriana metanogénica en el suelo (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Leao *et al.*, 2004; Directiva 96/61/CEE). Diferentes estudios han mostrado que las emisiones antropogénicas de metano a la atmósfera, debido a la presencia de vertederos, tiene una contribución al efecto invernadero que puede alcanzar el 40% (Grantham *et al.*, 1997).

Los **incendios y explosiones** son otros de los impactos provocados por una inadecuada **gestión del biogás** (El-Fadel *et al.*, 1997; Raybould y Anderson, 1987). Tal y como se ha indicado, los procesos de descomposición anaeróbica producidos en el vertedero generan metano, responsable de explosiones y combustiones espontáneas debido a su elevada inflamabilidad y a la capacidad para formar mezclas explosivas con el aire (Sivertsen, 2006). El rango límite para que el metano sea explosivo se encuentra entre el 5% y el 25%, dependiendo de la presencia de otros constituyentes (Christensen *et al.*, 2000; Glysson, 2003). Por este motivo, se recomienda la comprobación de que en el vertedero, los rangos de producción de gas metano permanezcan por debajo del 25% de su límite de explosión. Existen numerosas descripciones de casos de vertederos con altas concentraciones de gas e incendios, como los estudiados por Puwels *et al.* (1994) en EEUU, Canadá y Alemania. Espinace *et al.* (1992) describieron lo ocurrido en el vertedero de La Feria en Santiago de Chile, donde las acumulaciones de gas

emanaban en viviendas cercanas, cañerías de desagüe de los baños, llegando incluso a provocar incendios en el interior de las casas.

La emisión de gases participa también en el **agotamiento de la capa de ozono**. Al vertedero han llegado a menudo envases metálicos y restos de electrodomésticos que contenían algunos gases como los clorofluorocarbonados (CFCs), hidroclorofluorocarbonados (HCFCs) e hidrocarburos fluorados (HFCs), mayoritariamente volátiles, y que son liberados durante la corrosión de sus envases en el vertedero (Kjeldsen y Scheutz, 2002). Estos gases presentan un problema especial porque alcanzan la estratosfera donde el átomo de cloro se separa causando la disociación de la molécula de ozono (Deipser *et al.*, 1997; Hayman y Derwent, 1997).

Los **olores desagradables** en los vertederos son principalmente el resultado de mezclas complejas de una gran cantidad de compuestos volátiles en pequeñas concentraciones como metilmercaptano y ácido aminobutírico (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Mato, 1999; Calvo 2003). Su naturaleza olorosa varía en función de la concentración de estos componentes dentro del gas, la cual dependerá de la composición de los residuos, edad del relleno, etapa en que se encuentre la descomposición de los residuos, tasa de generación del gas y naturaleza de poblaciones microbianas dentro de la basura, entre otros factores (Young y Parker, 1984). Muchos olores se descargan en la atmósfera como una mezcla de componentes individuales (Duffe y O'Brien, 1992), algunos con bajo umbral³ de olor y alto rango de emisiones. Aunque históricamente los olores procedentes de un vertedero se han percibido más como fastidio ambiental (Anderson, 2004), diversos estudios han demostrado que también suponen un efecto perjudicial para la salud (Shusterman, 1992; Cooper *et al.*, 1992; Sironi *et al.*, 2005; Bertoni *et al.*, 1993; Bowker *et al.*, 1992). La respuesta sensorial humana a los componentes individuales varía considerablemente de componente a componente y de persona a persona (Sarkar *et al.*, 2003a, 2003b); su medida y caracterización es importante para calcular la magnitud del problema que plantea así como para definir las propuestas de diseño de los sistemas de control.

³ Para medir el olor se utiliza el umbral, que es el nivel a partir del cual no son detectables las sustancias malolientes por la nariz humana.

1. ANTECEDENTES

Finalmente, otros ejemplos de contaminación atmosférica en el ámbito local del vertedero son la **generación de polvo** o el transporte de materiales livianos (Alonso *et al.*, 1993), la **afección al paisaje** (Acurio *et al.*, 1997) y el **ruido y vibraciones** que son consecuencia del tráfico, la descarga de los camiones recolectores, el movimiento de los equipos de compactación o los camiones de acarreo de material de cobertura (Calvo, 2003).

3. Contaminación del suelo

Los impactos de los vertederos sobre el suelo pueden concretarse en su destrucción directa mediante arrastre o compactación, dependiendo de la magnitud del impacto de la superficie destruida y de la calidad edáfica de la superficie ocupada. El aumento de concentración de iones y cationes del lixiviado, y la importancia de la concentración de elementos traza, son indicadores del impacto que causan los vertederos en el suelo (Kim y Lee, 2005); las sales y los elementos traza pueden dar lugar a cambios en el ciclo de nutrientes, en las propiedades físicas del suelo y en los ciclos bioquímicos de estos sistemas (Hernández *et al.*, 1998). Los suelos impermeables son los más apropiados para la existencia de un vertedero perfectamente impermeabilizado, al contrario de otros rocosos que no cumplen estos requisitos (Leton y Omotsho, 2003).

4. Otros impactos

Los depósitos de residuos constituyen focos de generación de otros impactos como la generación de **vectores sanitarios** que transmiten enfermedades infecciosas causadas por virus, bacterias, hongos, protozoos y algunos helmintos, debido a la presencia de animales como roedores, aves, perros callejeros e insectos (Hontoria y Zamorano, 2000; Tchobanoglous *et al.*, 1994; Glysson, 2003), e incluso sectores de la población que en muchos países basan su economía en la rebusca en vertederos (Calvo *et al.*, 2004; Mato, 1999).

También se producen daños a la **vegetación y fauna** de la zona que pueden ser directos o indirectos, a través de otros componentes del ecosistema como atmósfera, agua y suelo (Gilman *et al.*, 1985; Wong y Yu, 1989; Chan *et al.*, 1991).

Los **asentamientos** que se producen en el vertedero, debido a la descomposición de los residuos (Sowers, 1968; Spikula, 1998; Edgers *et al.*, 1992), dan lugar a

agrietamientos en la superficie de la cobertura final del vertedero, daños en los canales de drenaje, en los sistemas para la captación de los gases y lixiviados, efectos sobre la integridad o fallos en las edificaciones realizadas (Sowers, 1968; Hellden, 1990).

Finalmente se puede citar el consumo que los vertederos realizan del **territorio** localizados en áreas de bajo costo como terrenos de bajo valor (Edgers *et al.*, 1992; Lee y Jones-Lee, 2004; Leton y Omotosho, 2003) riberas de los ríos y lugares públicos (Pokherel y Viraraghavan, 2005) o directamente al mar (Berkum *et al.*, 2005).

1.1.3. La gestión de los vertederos

El vertido ha sido, y continua siendo, una práctica habitual en el manejo de residuos en muchos países debido a la flexibilidad de admisión de diferentes tipos y cantidades, así como por ser la opción más económica y fácil de disposición, comparada con otras opciones de tratamiento (Kim y Lee; 2005; Hernández *et al.*, 1998). Esta consideración se debe, a que las áreas de depósito suelen ser terrenos de bajo valor, e incluso en muchos casos, pueden utilizarse terrenos ya excavados, abandonados o minas agotadas que son rellenadas de residuos (Lee y Jones-Lee, 2004; Leton y Omotosho, 2003). No obstante, esta falta de terrenos constituye un serio problema para la disposición de residuos en las regiones urbanas donde la demanda de estos espacios es mayor (Leao *et al.*, 2004).

Para evitar los impactos anteriormente mencionados, se ha planteado la necesidad de realizar una **planificación** y una **dotación de infraestructuras**, así como la **elección cuidadosa del sitio de vertido** que permita reducir los efectos adversos que el vertido de residuos tiene sobre la salud y el medio ambiente (Mwiganga y Kansiiima, 2005; Hernández *et al.*, 1998). En virtud a ello, y en pro de establecer unos criterios de sostenibilidad en vertederos, algunos autores han estudiado aspectos como el tipo de suelo, la distancia a aguas superficiales y subterráneas, pendientes, distancia a infraestructuras o área mínima requerida (Leao *et al.*, 2004), con la finalidad de optimizar la ubicación de los puntos de vertido.

Además de las citadas medidas, la solución a los daños producidos al medio ambiente por la disposición de los residuos en vertederos pasa por la implementación de técnicas de sensibilización ambiental, compostaje, minimización, reciclaje, reutilización y programas de producción de energía (Read *et al.*, 1997;

1. ANTECEDENTES

Budford, 1995; Liu *et al.*, 1997; Nissim *et al.*, 2005; Berkum *et al.*, 2005) destinados a minimizar la cantidad de residuos depositados en estas instalaciones. La Figura 1.2 resume la evolución histórica de las estrategias de manejo de residuos en algunos países avanzados en la industria como Alemania, Suecia, Japón o EEUU durante el periodo 1960-2004. Puede observarse como se ha invertido la tendencia en el manejo de los residuos con el paso de los años, convirtiéndose los métodos de incineración y compostaje de la materia orgánica en los dominantes frente a la disposición en vertedero (Hui *et al.*, 2005).

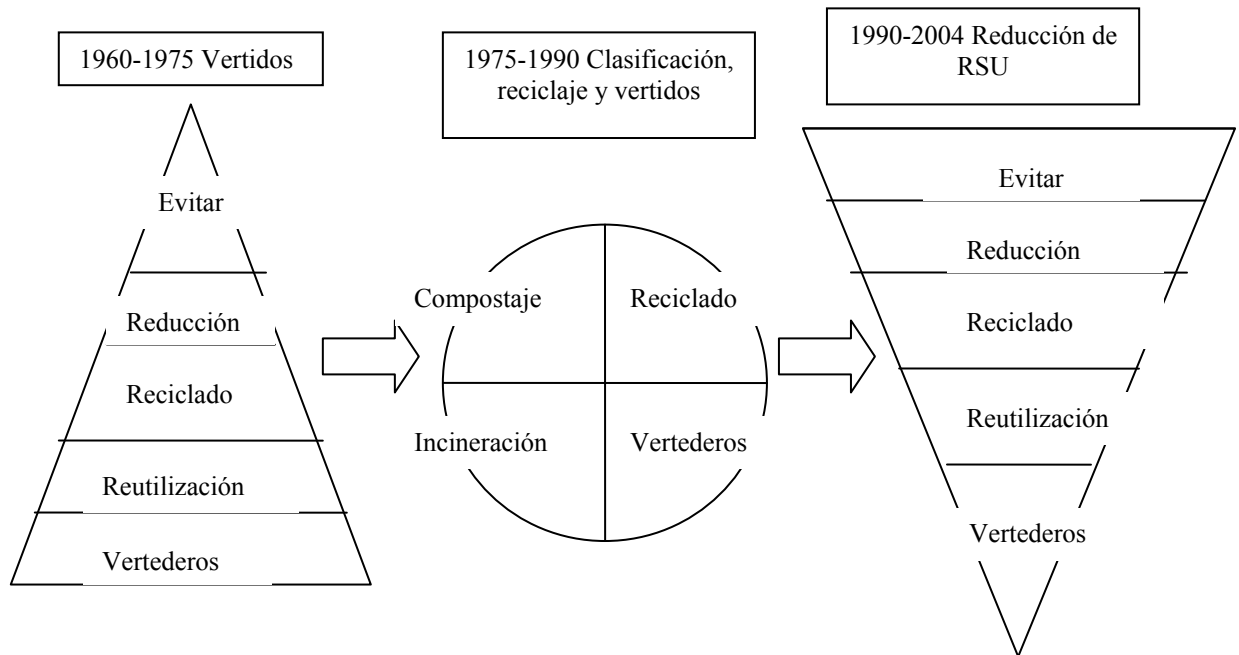


Figura 1.2: Cambios en las estrategias del manejo de RSU en países avanzados industrialmente en el periodo 1960-2004.

Europa, en este sentido, estableció la Directiva Europea de Vertederos (1999), que tiene entre sus objetivos el de reducir la cantidad de residuos depositados en los vertederos. Su aplicación en los países europeos requiere de un incremento del reciclaje y los rangos de reconversión, además de una especial promoción del compostaje. Ambas medidas precisan del desarrollo de distintas alternativas para mejorar el diseño ambiental de los sistemas actuales de manejo de residuos, objetivo de las legislaciones europeas y españolas (Bovea y Powell, 2004).

Por todo lo indicado, la forma básica de operar en los vertederos no ha cambiado significativamente durante décadas, existiendo sólo cambios en la gestión y en la forma de proyectarlos y construirlos, pero manteniéndose la misma filosofía de **colocar y tapar**. Sin embargo, no hay que olvidar que el marco legal actual (Directiva 91/156/CE; Ley 10/98; Directiva 31/99/CE; RD 1481/2001) hace que los vertederos estén sujetos a profundas limitaciones en cuanto a los residuos admisibles o tratamientos previos al vertido y que reconocen el vertedero controlado

como una adecuada forma para el depósito de residuos, siempre y cuando se lleve a cabo un tratamiento previo, dando lugar a la denominación de **vertedero de rechazo**. Sin embargo, puede afirmarse, sin lugar a dudas, que cualquiera que sean los sistemas de gestión y las prioridades de tratamiento que se marquen, todos pasan por la necesidad de un vertedero controlado para la eliminación de los productos no valorizables y el rechazo final procedente de las operaciones de recuperación y valorización. Desde el punto de vista de la explotación, estas instalaciones deben considerarse como una obra de ingeniería gestionada con altos niveles de exigencia que requiere controles y planificación continua. La simplicidad aparente del método no debe llevar a obviar la aplicación de criterios científicos tanto para su ubicación, diseño y ejecución, como para su explotación, única forma de dar garantía a la instalación y evitar problemas o tragedias como las que se han presentado en varias partes del mundo (Álvaro y Fantelli, 2001a, 2001b) y recogida en numerosa bibliografía (Puwels *et al.*, 1994; Espinace, 1992).

1.2. **MARCO NORMATIVO**

1.2.1. **El Marco Legal Europeo**

1.2.1.1. **El medio ambiente y la Unión Europea**

La conservación del medio ambiente es una preocupación reciente. Apareció durante la década de los setenta con el surgimiento de un movimiento ecologista y las cuestiones sobre la sostenibilidad de un desarrollo que consumía una cantidad creciente de recursos naturales, y ponía cada vez más énfasis en el entorno natural. En la Cumbre de París de julio de 1972, los jefes de Estado y de Gobierno de Europa reconocieron que, en el contexto de la expansión económica y la mejora de la calidad de vida, debía prestarse una atención especial al entorno (El portal de la Unión Europea, 1995d).

Esta preocupación sirvió de caldo de cultivo de las primeras iniciativas comunitarias en este ámbito (Pin, 2006), teniendo como resultado:

- La creación de órganos medioambientales en la mayoría de los Gobiernos como, por ejemplo, un Ministerio del Medio Ambiente en Francia, en 1971.
- La creación de una Dirección General del Medio Ambiente en la Comisión Europea, en 1973.

1. ANTECEDENTES

Los objetivos de la Unión Europea en lo que a la protección del medio ambiente se refiere son (Fernández, 2006):

- Preservar, proteger y mejorar la calidad del medio ambiente.
- Proteger la salud de las personas.
- Utilizar los recursos naturales de forma prudente y racional.
- Promover medidas a escala internacional destinadas a hacer frente a los problemas regionales o mundiales del medio ambiente.

Respecto a los principios y condiciones de la acción ambiental, pueden subdividirse en dos bloques:

- Los principios que han de regir la actuación ambiental de la Unión.
- Las condiciones o factores externos a la política ambiental, de tipo técnico, económico o político, que la Unión ha de tener en cuenta en su actuación.

Éstos son:

- Necesidad de alcanzar un nivel de protección elevado, siempre teniendo en cuenta la diversidad de situaciones existentes en las distintas regiones de la Unión, lo que permite una diferenciación de los estándares de protección en determinadas regiones de la misma.
- Principios de cautela y acción preventiva.
 - El principio de acción preventiva significa que la Unión Europea ha de tomar medidas de protección ambiental aún antes de que se haya producido un daño o lesión al mismo. Este principio genera un conjunto de medidas de protección ambiental muy eficaces como la necesidad de autorizaciones para actividades industriales contaminantes, de la evaluación de los impactos ambientales o de la realización de estudios de impacto ambiental.
 - El principio de cautela, introducido por el tratado de Maastricht para reforzar la acción preventiva, excluye la necesidad de que exista la plena certeza científica sobre la efectividad de las medidas adoptadas para la reducción de los riesgos ambientales. Este principio favorece medidas de protección para la prevención de daños ambientales, por ejemplo derivados del cambio climático o de los organismos modificados genéticamente. También afecta sobre todo a la gestión del riesgo y

proporciona una base para la acción cuando la ciencia no está en condiciones de dar una respuesta clara, proporcionando un marco razonado y estructurado para la acción.

- Principio de corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la fuente misma. Este principio exige dar prioridad a las medidas que atajen la contaminación antes de su emisión al medioambiente frente a las que actúan sobre la contaminación ya producida.
- Principio de quien contamina paga. Este principio significa que los costes de la contaminación han de imputarse al agente contaminante, entendiendo éste como la persona física o jurídica sometida al derecho privado o público que directa o indirectamente deteriora el medio ambiente o crea las condiciones para que este deterioro se produzca.

Al convertirse el medio ambiente en una política general de la Comunidad hace que, mediante Programas sucesivos, se hayan establecido los objetos de la política comunitaria en esta materia. De este modo, el Primer Programa de Acción, que estableció el marco de la política medioambiental comunitaria europea para el periodo 1973 a 1976, vio su continuidad con otros programas plurianuales del mismo tipo, hasta el actualmente vigente, el Sexto, para el período 2001 a 2010. Todos ellos han llevado a cabo la adopción de acuerdos para la aprobación de una serie de Directivas sobre la protección de los recursos naturales (el aire y el agua), la lucha contra la contaminación sonora, la conservación de la naturaleza y la gestión de los residuos (El portal de la Unión Europea, 1995 a; Hontoria y Zamorano, 2000).

Existen dos reformas importantes en materia medioambiental: la primera de ellas fue la entrada en vigor del **Acta Única Europea** (El Portal de la Unión Europea, 1995d) y la segunda la firma del **Tratado de Ámsterdam** (El Portal de la Unión Europea, 1995c). En el primer caso, con la entrada en vigor del Acta Única Europea en 1987, se añade un Título específico sobre esta temática en el Tratado Constitutivo de la Comunidad Europea. Concretamente el Título XVI de la citada Acta Única Europea define los objetivos y los principios fundamentales de la acción de la Comunidad Europea en relación con el medio ambiente; también establece que las demás políticas comunitarias deban incluir requisitos de protección. Los artículos pertenecientes a dicho Título permiten la *“conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente, la protección de la salud de las personas y la utilización prudente y racional de los recursos naturales”* (El portal de la Unión

1. ANTECEDENTES

Europea, 1995d).

En segundo lugar el Tratado de Ámsterdam, firmado el 2 de octubre de 1997 y que entró en vigor el 1 de mayo de 1999, hace que la regulación ambiental se encuentre en el Título XIX del Tratado, (artículos 174 a 176) y supone la consagración del desarrollo sostenible como una de las misiones de la Unión, junto con el principio de integración del medio ambiente en las demás políticas (El portal de la Unión Europea, 1995c).

Art. 174	<ol style="list-style-type: none">1. Objetivos de la política de la Comunidad:<ul style="list-style-type: none">- La conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente.- La protección de la salud de las personas.- El uso prudente y racional de los recursos naturales.2. El fomento de medidas internacionales que resuelvan problemas regionales o mundiales de medio ambiente. Se basarán en los principios de cautela y de acción preventiva, el principio de corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la fuente misma y el principio de quien contamina paga.3. Para la elaboración de la política de la Comunidad tendrá en cuenta:<ul style="list-style-type: none">- datos científicos y técnicos disponibles.- condiciones del medio ambiente en las diversas regiones de la Comunidad.- ventajas y cargas resultantes de la acción o falta de ésta.- El desarrollo económico y social de la Comunidad en su conjunto y en sus regiones.
Art. 175 y 176	El Consejo previa consulta al Comité Económico y Social y al Comité de las Regiones, será el que proponga las acciones que no serán obstáculo para el mantenimiento y la adopción por parte de cada Estado (art 176).

Figura 1.3: Resumen del Título XIX del Tratado constitutivo de la Comunidad Europea.

1.2.1.2. Normativa europea relativa a los residuos

Al principio la gestión de los residuos consistía en sacar los residuos de los centros urbanos por motivos de higiene, para evitar epidemias y enfermedades. Poco importaba lo que ocurriera con ellos después y su posible impacto en el entorno natural (Pin, 2006). Posteriormente, con la puesta en marcha de los diferentes Programas de Acción Comunitarios (Tabla 1.1), la estrategia de la Unión Europea para el manejo de residuos se ha centrado en el uso sostenible de fuentes naturales, enfatizando en la prevención de los residuos, el material reciclado y la reconversión energética, todo esto con el fin de minimizar los efectos negativos sobre el medio ambiente (Kettunen y Vuorisalo, 2005).

Tabla 1.1: Programas de Acción

<p>Primer Programa de Acción (1973-1976)</p>	<p>Objetivos muy genéricos de mejora de la calidad de vida y el marco de vida, el medio ambiente y las condiciones de vida de los pueblos que la forman. La política de residuos se centra en la identificación de éstos y su eliminación en vertederos controlados sin considerar actuaciones dirigidas a la prevención en la producción, reutilización o el reciclaje. Bajo la vigencia del primer programa tienen lugar la aprobación de la Directiva marco de residuos, la Directiva 75/442/CEE, la Directiva 75/439/CEE referente a la eliminación de aceites usados y la Directiva 76/403/CEE.</p>
<p>Segundo Programa de Acción (1977-1981)</p>	<p>A medida que se va profundizando en la problemática derivada de la producción y gestión de los residuos se hace patente la necesidad de una actuación global de prevención, recuperación y eliminación como líneas maestras de acción de la futura política comunitaria sobre residuos. En este sentido aparece un principio que marca la política de protección del medio ambiente como es la "prevención en origen" al que después le sigue "quien contamina paga". Comienza a perfilar la política de prevención, recuperación y eliminación por la existencia de componentes dentro de los residuos que pueden aprovecharse.</p>
<p>Tercer Programa de Acción (1982-1986)</p>	<p>Profundiza en el tratamiento, reciclaje y valorización de los residuos con el fin de economizar recursos. Comienza a abordar la problemática de los RTP's, por lo que se elaborará una nueva lista de sustancias y materias. El Anexo de la Directiva 78/319/CEE relativa a RTP's establece que deberá ser objeto de actualización. Así mismo, también aborda la problemática del traslado transfronterizo de residuos.</p>
<p>Cuarto Programa de Acción (1987-1992)</p>	<p>Persigue la mejora de la gestión de los residuos de todo tipo, desde la reducción hasta el tratamiento, el reciclado y la reutilización de los mismos. Se incide en los principios de prevención y reducción de la producción de residuos, al mismo tiempo que se busca incrementar la proporción de residuos reciclados y reutilizados frente a los eliminados sin ningún aprovechamiento. Se prestará especial atención a los residuos tóxicos, peligrosos y radioactivos, incluidos los traslados transfronterizos de dichos residuos (Directiva 91/156/CEE).</p>
<p>Quinto Programa de Acción (1993-2000)</p>	<p>Se basa en los principios de desarrollo sostenible, acción preventiva y precautoria y corresponsabilidad. Otra novedad es el concepto de responsabilidad compartida que involucra a todos los agentes económicos en la protección del medio ambiente. Respecto al medio ambiente se establece la siguiente jerarquía:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Reducción. - Reutilización - Reciclado - Incineración con aprovechamiento de energía. - Eliminación por incineración - Depósito en vertederos
<p>Sexto Programa de Acción (2001-2010)</p>	<p>Aborda la gestión de los residuos, propugnando una producción y gestión racional. Este programa apunta lo siguiente: sin iniciativas nuevas, todas las previsiones apuntan hacia un aumento del volumen de los residuos generados en la Comunidad en el futuro próximo. La gestión de los residuos, además de necesitar suelo valioso, implica la liberación de numerosos contaminantes a la atmósfera, el agua y el suelo, en particular los gases de efecto invernadero que emiten los vertederos y las actividades de transporte de residuos. El objetivo medioambiental en el ámbito de gestión de residuos en este programa es: disociar la producción de los residuos del crecimiento económico y lograr una reducción significativa global del volumen de residuos generados mediante mejores iniciativas de prevención de los residuos, un uso más eficaz de los recursos y un cambio hacia pautas de consumo más sostenibles.</p>

El primer programa de acción para el medio ambiente dio lugar a la **Directiva marco 75/442/CEE** del Consejo, del 15 de julio de 1975, relativa a residuos (desarrollada en el Primer Programa de Acción), la cual supuso un verdadero impulso en la elaboración de políticas nacionales, cambio en las prácticas de manejo en los estados miembros así como una planificación sobre residuos (Pin,

1. ANTECEDENTES

2006; Kettunen y Vuorisalo, 2005). Esta Directiva ofreció un marco general para la política de residuos europea e impuso a los Estados miembros una planificación. Se basaba en cuatro principios generales:

- Una jerarquía de modos de tratamiento, dando prioridad a la recuperación, el reciclaje y la reutilización de los residuos.
- El principio de proximidad.
- El principio de autosuficiencia.
- El principio "quien contamina paga".

A lo largo de un período de treinta años, y sobre las bases de esta directiva marco, nació todo un conjunto de normativas para cubrir diversos objetivos como:

- Reforzar los reglamentos transversales en relación con los residuos peligrosos y los envíos transfronterizos de residuos.
- Codificar las normas que deben respetar las plantas de tratamiento de residuos: incineración, co-incineración, vertederos.
- Imponer normas para el reciclaje, la recuperación o la eliminación de tipos de residuos concretos.

Esta Directiva fue revisada y completada en 1991 por las **Directivas 91/156/CEE** (de 18 de marzo de 1991 por la que se modifica la directiva 75/442/CEE relativa a residuos) y **91/689/CEE** (del Consejo de 12 de diciembre de 1991 sobre residuos peligrosos), dando prioridad a la prevención en la producción de residuos. Posteriormente se completó con la Decisión 96/350/CE (Decisión de la comisión de 24 de mayo de 1996 por la que se adaptan los anexos II A y IIB de la Directiva 75/442/CEE) y Directiva 96/59/CE (del Consejo de 16 de septiembre de 1996 relativa a la eliminación de los policlorobifenilos y de los policloroterfenilos (PCB/PCT)).

La **Directiva 12/2006**, relativa a los Residuos, viene a sustituir a la Directiva 75/442/CEE y sus posteriores modificaciones. Aprobada mediante el procedimiento de codecisión, pretende racionalizar, clarificar y actualizar la Directiva 75/442, ajustándola a las necesidades medioambientales actuales. Su objetivo esencial es asegurar la protección de la salud del hombre y del medio ambiente contra los efectos perjudiciales causados por la recogida, el transporte, el tratamiento, el almacenamiento y el depósito de los residuos. No supone cambio sustantivo alguno

al mantener la misma filosofía en cuanto a la producción y gestión de los residuos.

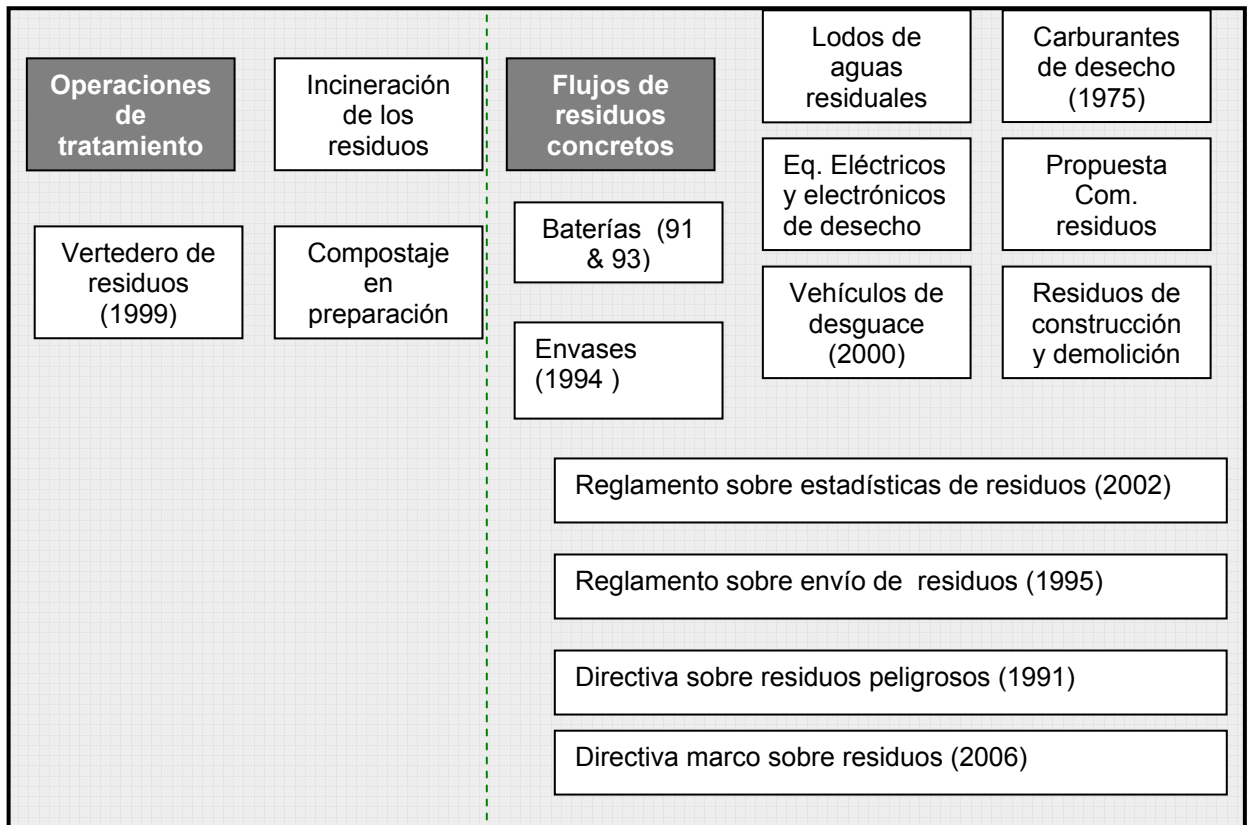


Figura 1.4: La arquitectura reguladora de la política europea de residuos.

Su ámbito de aplicación es el mismo que el las anteriores directivas, todos los residuos, a excepción de: los efluentes gaseosos emitidos a la atmósfera, los residuos que están cubiertos por otra legislación, como los radiactivos, los resultantes de la prospección, extracción, tratamiento y almacenamiento de recursos minerales, la explotación de canteras, los cadáveres de animales, residuos agrícolas, aguas residuales y los explosivos desclasificados.

Tal y como establece la nueva Directiva 12/2006, relativa a residuos, las ideas que inspiran la gestión de los residuos son (Fernández, 2006):

- Fomentar la prevención o la reducción de la producción de los residuos y de su nocividad, en particular promoviendo las tecnologías limpias y los productos reciclables y reutilizables.
- Favorecer la valorización de los residuos y la utilización de materiales de valorización como materias primas mediante reciclado, nuevo uso, recuperación o cualquier otra acción destinada a obtener materias primas secundarias o la

1. ANTECEDENTES

utilización de los residuos como fuente de energía.

- Prohibir el abandono, vertido y la eliminación incontrolada de residuos.
- Crear una red integrada y adecuada de instalaciones de eliminación, teniendo en cuenta las mejores tecnologías disponibles que no impliquen costes excesivos.
- Unificar las legislaciones de los Estados miembros para evitar afecciones negativas al medio ambiente y favorecer el buen funcionamiento del mercado interior.
- Que el conjunto de la Unión sea capaz de garantizar por sí mismo la eliminación de sus residuos, para lo cual los Estados miembros deberán elaborar sus correspondientes planes de gestión.
- Reducir los movimientos de residuos que garanticen un nivel de protección elevado y un control eficaz. Para ello, es necesario estipular la autorización y control de las empresas de eliminación y de valorización de residuos.
- Designar a la autoridad o autoridades competentes encargadas de aplicar las disposiciones de esta Directiva, quienes tendrán la obligación de establecer uno o varios planes de gestión de residuos a la mayor brevedad.
- Adoptar las disposiciones necesarias para que todo poseedor de residuos los remita a un recolector privado o público o a una empresa que efectúe las operaciones de eliminación o valorización, o que se ocupe él mismo de la valorización o la eliminación de acuerdo con las disposiciones de esta Directiva.

De acuerdo con esta Directiva, los Estados, como destinatarios de la misma deben establecer medidas para garantizar que los residuos se valorizan o se eliminan sin poner en peligro la salud del hombre y sin utilizar procedimientos ni métodos que puedan perjudicar el medio ambiente. Por ello exige a establecimientos o empresas que efectúen o se ocupen de las operaciones de eliminación o valorización de:

- Disponer de la oportuna autorización de la autoridad competente, salvo las exenciones recogidas en esta Directiva para las empresas que se ocupen ellas mismas de la eliminación de sus propios residuos en los lugares de producción y los establecimientos o empresas que valoricen residuos.
- Estar sujetos a inspecciones periódicas apropiadas por parte de las autoridades competentes.
- Llevar un registro en el que se indique la cantidad, naturaleza, origen y, cuando sea pertinente, el destino, la frecuencia de la recogida, el medio de transporte, el método de tratamiento de los residuos y las operaciones de eliminación y

valorización.

- De acuerdo con el principio de “quien contamina paga”, el coste de la eliminación/valorización de los residuos debe recaer sobre el poseedor que remite los residuos a un colector o a una empresa encargada de la eliminación de los residuos o sobre los poseedores anteriores o el productor del producto generador de los residuos.
- Finalmente cada estado miembro debe remitir cada 3 años a la Comisión información sobre la aplicación de la Directiva, en forma de informe que trate asimismo de las demás directivas comunitarias pertinentes.

Las normas aprobadas por la Comunidad Europea establecen las pautas que los Estados miembros deberán seguir. Aparte de la ya mencionada Directiva 12/2006/CE a continuación se citan algunas de las normas más relevantes (de la Morena *et al.*, 2003):

- Directiva del Consejo 89/429/CEE, de 21 de junio de 1989 relativa a la reducción de la Contaminación Atmosférica procedente de instalaciones existentes de incineración de residuos municipales (DOCE nº L203, de 15-7-89).
- Decisión de la Comisión 97/129/CE, de 28 de enero, por la que se establece el sistema de identificación de materiales de envases de conformidad con la Directiva 94/62/CE, relativa a envases y residuos de envases (DOCE nº L50, de 20-2-97).
- Decisión de la Comisión 97/138/CE, de 3 de febrero, por la que se establecen los modelos relativos al sistema de bases de datos, de conformidad con la Directiva 94/62/CE, relativa a envases y residuos de envases (DOCE nº L52, de 22-2-97).
- Decisión 2000/532/CE que sustituye a la Decisión 94/3/CE por la que se establece una lista de residuos peligrosos en virtud del apartado 4 del artículo 1 de la Directiva 91/689/CEE del Consejo relativa a los residuos peligrosos (DOCE nº L47, de 16-2-01).
- Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil (DOCE nº L 269, de 21-10-00). Modificada por la Decisión 2001/753/CE de la Comisión, de 17 de octubre de 2001 (DOCE nº L282, de 26-10-01).
- Decisión 2000/738/CE de la Comisión, de 17 de noviembre de 2000, sobre el cuestionario para los Estados miembros acerca de la aplicación de la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos (DOCE nº L298, de 25-11-00).

1. ANTECEDENTES

- Decisión 2001/118/CE de la Comisión, de 16 de enero de 2001, por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE en lo que se refiere a la lista de residuos (DOCE nº L47, de 16-2-01).
- Decisión 2001/119/CE de la Comisión, de 22 de enero de 2001, por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE (DOCE nº L47, de 16-2-01).
- Decisión 2001/171/CE de la comisión, de 19 de febrero de 2001, por la que se establecen las condiciones para la no aplicación a los envases de vidrio de los niveles de concentración de metales pesados establecidos en la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos (DOCE nº L62, de 2-3-01).
- Decisión 2001/573/CE del Consejo, de 23 de julio de 2001, por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE de la Comisión en lo relativo a la lista de residuos (DOCE nº L203, de 28-7-01).
- Decisión 2001/753/CE de la Comisión, de 17 de octubre de 2001, sobre cuestionario para los informes de los Estados miembros acerca de la aplicación de la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a los vehículos al final de su vida útil (DOCE nº L282, de 26-10-01).

Finalmente, dentro del marco legal del impacto ambiental, en el año 1996 se aprobó la **Directiva 96/61/CE** de Prevención y Control Integrados de la Contaminación, elaborada de acuerdo con los principios de actuación de la política comunitaria y los objetivos del V Programa. Su principal objetivo es evitar o, cuando ello no sea posible, reducir y controlar la contaminación de las emisiones de las actividades industriales a la atmósfera, el agua y el suelo, incluidas las medidas relativas a residuos, con el fin último de alcanzar un elevado nivel de protección del medio ambiente considerado en su conjunto. En esta Directiva se aprueba en tres principios básicos:

- La prevención de la contaminación
- El control integrado de la contaminación
- Las mejores técnicas disponibles

Esta Directiva opta por exigir una protección integrada que logre evitar un tratamiento sectorial del control de las emisiones a la atmósfera, el agua o el suelo, de modo que permita una protección del medioambiente en su conjunto.

Las actividades sujetas a las prescripciones de esta Directiva (contenidas en el anexo I de esta norma) son las de mayor impacto sobre el medio ambiente. La

autoridad competente, concederá para su instalación, un permiso escrito integrado, acompañado de condiciones que garanticen que ésta cumplirá los requisitos previstos en la Directiva, a fin de que, por medio de la protección del aire, el agua y el suelo, se consiga un nivel de protección elevado del medio ambiente en su conjunto. En materia de gestión de residuos, las actividades consideradas son las siguientes (punto 5, anexo I Directiva 96/61/CE):

- Instalaciones para la valorización o eliminación de residuos peligrosos de la lista, contemplada en el apartado 4 del artículo 1 de la **Directiva 91/689/CEE**, tal como se definen en los Anexos II A y II B (operaciones R1, R5, R6, R8 y R9) de la **Directiva 75/442/CEE** del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos de la Directiva 75/439/CEE del Consejo, de 16 de junio de 1975, relativa a la gestión de aceites usados de una capacidad de más de 10 Tn/día.
- Instalaciones para la incineración de los residuos municipales, tal como se definen en las Directivas 89/369/CEE del Consejo, de 8 de junio de 1989, relativa a la prevención de la contaminación atmosférica procedente de instalaciones existentes de incineración de residuos municipales, y 89/429/CEE del Consejo, de 21 de junio de 1989, relativa a la reducción de la contaminación atmosférica procedente de instalaciones existentes de incineración de residuos municipales de una capacidad de más de 3 Tn/hora.
- Instalaciones para la eliminación o aprovechamiento de los residuos no peligrosos, tal como se definen en los Anexos II A y B de la Directiva 75/442/CEE en las rúbricas D8, D9, con una capacidad de más de 50 Tn/día.
- Vertederos que reciban más de 10 Tn/día o que tengan una capacidad total de más de 25000 Tn con exclusión de los vertederos de residuos inertes.

1.2.1.3. Normativa europea relativa al vertido de los residuos

La **Directiva 1999/31/CE**, relativa al vertido de residuos, establece un régimen concreto para la eliminación de los residuos mediante su depósito en vertederos. Tiene por objeto prevenir o reducir, tanto como sea posible, cualquier impacto negativo sobre la salud humana o el medioambiente debido al vertido de residuos. En particular, lo concerniente con la prevención de la contaminación de las aguas de superficie, las aguas subterráneas, el suelo, el aire y la salud humana. Para ello, contiene algunas medidas que mejoran el diseño, la operación y el manejo de vertederos (Burnley, 2001).

1. ANTECEDENTES

Configuran las líneas básicas de su regulación (El portal de la Unión Europea, 1995b):

- La clasificación de los vertederos en tres categorías: vertederos de residuos peligrosos, residuos no peligrosos y para residuos inertes.
- La definición de los tipos de residuos aceptables en cada una de dichas categorías y el establecimiento de una serie de requisitos técnicos exigibles a las instalaciones. De conformidad con lo dispuesto en el artículo 16 de la Directiva 1999/31/CE, la Comisión aprobó la Decisión del Consejo de 19 de diciembre de 2002 por la que se establecen los criterios y procedimientos relativos a la admisión de residuos en los vertederos con arreglo a los principios establecidos en la Directiva 1999/31/CE y, en particular, en su anexo II.
- La obligación de gestionar los vertederos después de su clausura.
- Establece una serie de requisitos técnicos exigibles a las instalaciones, la obligación de gestionar los vertederos después de su clausura así como una nueva estructura e imputación de los costes de las actividades de vertido de residuos.

Quedarán excluidas del ámbito de aplicación las actividades siguientes:

- Los esparcimientos de lodos, incluidos los lodos de depuradora y los procedentes de operaciones de dragado en la superficie del suelo;
- la utilización de residuos inertes adecuados en obras de restauración / acondicionamiento en vertederos;
- el depósito de suelo sin contaminar o de residuos no peligrosos inertes procedentes de la prospección y extracción, tratamiento y almacenamiento de recursos minerales, así como del funcionamiento de las canteras;
- el depósito de lodos de dragado no peligrosos a lo largo de pequeñas vías de navegación de las que se hayan extraído y de lodos no peligrosos en aguas superficiales, incluido el lecho y su subsuelo.

Con el fin de evitar riesgos, se ha establecido un procedimiento uniforme para la emisión de los residuos:

- los residuos deberán haber sido objeto de tratamiento antes de ser depositados en un vertedero de residuos;

- los residuos peligrosos que cumplan los criterios de la Directiva deberán almacenarse en vertedero para residuos peligrosos;
- los vertederos de residuos no peligrosos deberán utilizarse para residuos urbanos, residuos no peligrosos de cualquier otro origen, residuos peligrosos no reactivos, estables o provenientes de un proceso de estabilización, cuyo comportamiento de lixiviación sea equivalente al de los residuos no peligrosos mencionados anteriormente;
- los vertederos de residuos inertes estarán reservados exclusivamente a los residuos inertes.

No se admitirán en los vertederos lo siguientes residuos (El portal de la Unión Europea, 1995b):

- Residuos líquidos
- Residuos inflamables.
- Residuos explosivos u oxidantes;
- Residuos hospitalarios o clínicos infecciosos;
- Los neumáticos usados, salvo excepciones;
- Cualquier otro tipo de residuos que no cumplan los criterios de admisión establecidos en el Anexo II.

1.2.1.4. Normativa europea relativa a la evaluación de impacto ambiental

Los principios básicos que guían actualmente el proceso de EIA, tanto a nivel nacional como internacional se han venido recogiendo tradicionalmente en las correspondientes normas legales, procedimientos y guías metodológicas (Martínez, 2007).

La **Directiva 85/337/CEE** del 27 de junio de 1985, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente, acuerda que los Estados miembros deben adoptar las disposiciones necesarias para que, antes de concederse la autorización, los proyectos que puedan tener repercusiones importantes sobre el medio ambiente, en particular debido a su naturaleza, sus dimensiones o localización, se sometan a una evaluación en lo que se refiere a sus repercusiones (art. 2, apartado 1) (García, 2004).

1. ANTECEDENTES

La **Directiva 97/11/CE** del Consejo de 3 de marzo de 1997, por la que se modifica la directiva 85/337/CEE del 27 de junio de 1985, completa la lista de proyectos que tienen repercusiones significativas sobre el medio ambiente y que deben someterse por regla general a una evaluación sistemática. Además agrega el concepto de quien contamina paga y deja a juicio de los Estados miembros el establecer que proyectos procede evaluar además de los listados, ya sea por estudios caso a caso o bien a umbrales o criterio para determinar y basándose en la importancia de sus repercusiones medioambientales (García, 2004).

La **Directiva 2001/42/CE** de 27 de junio relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente es el punto de partida para formalizar la Evaluación Estratégica Ambiental (Strategic Environmental Assessment, SEA) en la Unión Europea. Su objeto es conseguir un elevado nivel de protección y contribuir a la integración de aspectos medioambientales en la preparación y adopción de planes y programas con el fin de promover un desarrollo sostenible, garantizando la realización, de conformidad con las disposiciones de esta Directiva, de una evaluación ambiental de determinados planes y programas que puedan tener efectos significativos en el medio ambiente (art. 2, Directiva 2001/42/CE).

1.2.2. El marco legal español

Las actuaciones en materia de medio ambiente en España están reguladas por normativa básica estatal, normativa de las Comunidades Autónomas y de las Entidades Locales.

1.2.2.1. **Adaptación de la normativa europea en materia de gestión de residuos**

La entrada de España en la Comunidad Europea en 1986 tuvo como lógica consecuencia la obligación de adaptar a la normativa comunitaria la legislación nacional sobre medio ambiente. En materia de residuos nuestro país ya contaba con la **Ley 42/1975**, de 19 de noviembre sobre desechos y RSU. La adaptación a la normativa europea existente en esta materia se hizo mediante el **Real Decreto Legislativo 1163/1986** de 13 de junio. Posteriormente se transpusieron otras normativas dando lugar por ejemplo a la **Ley 20/1986**, de 14 de mayo, básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos.

Con la **Ley 10/98**, de 21 de abril, de Residuos (BOE nº 96, de 22 de abril de 1998) se incorpora a nuestra legislación la Directiva marco sobre residuos 91/156/CEE, de 18 de marzo de 1991. Esta Ley se aplica a todo tipo de residuos, a excepción de los radiactivos, las emisiones a la atmósfera y los vertidos líquidos al medio acuático. Establece un nuevo concepto de residuo urbano; delimita las competencias sobre residuos en las distintas Administraciones Públicas; establece las obligaciones por la puesta en el mercado de productos generadores de residuos; regula el régimen jurídico de la producción, posesión y gestión de residuos urbanos así como los instrumentos económicos en esta producción, posesión y gestión; establece el marco normativo sobre suelos contaminados; y finalmente el régimen sancionador en materia de residuos (de la Morena *et al.*, 2003).

La Ley de Residuos (Ley 10/98) es desarrollada por el Real Decreto 833/1988 y el Real Decreto 952/1997, de Residuos Tóxicos y Peligrosos, así como por la Orden de 13 de octubre de 1989 sobre Residuos Tóxicos y Peligrosos y la Orden del Ministerio de Medio Ambiente 304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.

La Ley 10/1998 contempla la elaboración de los Planes Nacionales de Residuos, entre los que se han aprobado ya:

- Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006 aprobado por Acuerdo de Consejo de Ministros de 7 de enero de 2000 (Resolución de 13 de enero de 2000, BOE 2-2-2000).
- Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de aguas residuales 2001-2006 (Resolución de 14 de Junio de 2001; BOE nº 166, de 12-7-01).
- Plan Nacional de Vehículos al final de su vida útil 2001-2006 (Resolución de 25 de septiembre de 2001; BOE nº 248, de 16-10-01).
- Plan Nacional de Neumáticos Fuera de Uso 2001-2006 (Resolución de 8 de octubre de 2001; BOE nº 260, de 30-10-01). Real Decreto 1619/2005, de 30 de diciembre, sobre la gestión de neumáticos fuera de uso.
- Plan Nacional de Residuos de Construcción y Demolición 2001-2006 (Resolución de 14 de junio de 2001; BOE nº 166, de 12-7-01) Corrección de errores (BOE nº188, de 07-8-01).
- Plan Nacional de Residuos Peligrosos (Resolución de 28 de abril de 1995).

1. ANTECEDENTES

- Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados 1995-2005 (Aprobado por Acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, BOE 13-05-95).
- Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica, que aborda la tecnología del tratamiento y gestión de los residuos (de la Morena *et al.*, 2003).
- Programa Nacional de pilas y baterías usadas, aprobado en conferencia sectorial de medio ambiente de 22 de noviembre de 1999 (BOE 27-11-99).

De todos ellos el que más nos interesa es el Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006, cuyos principales objetivos son (de la Morena *et al.*, 2003):

- Recogida selectiva
- Reutilización
- Recuperación y reciclaje.
- Valorización de la materia orgánica.
- Eliminación

Este Plan, que es revisado cada dos años tras su entrada en vigor, propone para su ejecución la elaboración de los siguientes programas (de la Morena *et al.*, 2003):

- Programa Nacional de Prevención, su prioridad es la de llevar a cabo la gestión de los residuos, en consonancia con el artículo 1.1 de la Ley 10/1998, de Residuos. Se desarrollará actuando tanto en la fase productiva, como en las de transporte y consumo.
- Programa Nacional de Recuperación y Reciclaje. Para conseguir la máxima valorización, recuperación y reciclaje de los componentes contenidos en los residuos urbanos con objeto de incorporar al ciclo de consumo el máximo de materiales y reducir la disposición de los mismos en vertedero.
- Programa Nacional de Residuos de Envases y Envases Usados (PNRU). En cumplimiento del artículo 17 de la Ley 11/1997, de Envases y Residuos de Envases, y del Reglamento que la desarrolla prevé la implantación de contenedores para la recogida y el establecimiento de Plantas de Clasificación para su tratamiento. El PNRU considera a este Programa, a su vez, como desarrollo específico del Programa Nacional de Recuperación y Reciclaje en materia de residuos de envases.

- Programa Nacional de Compostaje. De acuerdo con lo previsto en la propia Ley de Residuos, se pretende el tratamiento del 40% de la materia orgánica de los residuos urbanos al final del año 2001 mediante técnicas de compostaje, llegando al 50% a finales del año 2006. El PNRU también considera que este Programa desarrolla de manera específica el Programa Nacional de Recuperación y Reciclaje, en lo concierne al tratamiento de la materia orgánica de los residuos.
- Programa Nacional de Valorización Energética. Dirigido al tratamiento de los residuos urbanos generados en aquellas Comunidades Autónomas o municipios en los que no es posible implantar otros modelos de recuperación, así como para dar respuesta a los rechazos no valorizables generados por otros sistemas de tratamiento, reciclaje en particular.
- Programa Nacional de Eliminación. Pretende la eliminación ambientalmente correcta, en vertedero controlado, de los rechazos no valorizables o recuperables por los otros métodos prioritarios contemplados en el Plan, aplicando para ello las tecnologías menos contaminantes o las mejores técnicas disponibles (MTD). Asimismo, está previsto el sellado y recuperación de todas las zonas degradadas por vertidos incontrolados antes de finalizar la vigencia del Plan.

Finalmente se destaca la **Orden del Ministerio de Medio Ambiente 304/2002**, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la Lista Europea de Residuos, concebida como legislación básica estatal sobre protección del medio ambiente. Ejecuta dos aspectos fundamentales de la Ley 10/1998, de residuos aprobada por la Decisión de la Comisión Europea 96/350/CE, que es aplicable a todos los residuos regulados por la ley de Residuos, para aplicar correctamente los conceptos de “valorización” y “eliminación” (de la Morena *et al*, 2003). En dicha Orden también se publica el Catalogo Europeo de Residuos (CER) y la Lista de Residuos Peligrosos, recogida en la Decisión 2000/532/CE, de 3 de mayo (modificada posteriormente por la Decisión del Consejo 2001/573) (de la Morena *et al*, 2003). En cuanto a la clasificación de un residuo, esta Orden transpone prácticamente de modo literal la Decisión 2000/532/CE, en la que se identifican los residuos que tienen la calificación de peligroso en la Lista Europea de Residuos y que establece los mecanismos adecuados para proceder a tal identificación. En casos excepcionales, el Gobierno estatal o los autonómicos podrán, de acuerdo con unos requisitos, hacer que un residuo que figure en la Lista como peligroso no tenga tal consideración, y viceversa (de la Morena *et al*, 2003).

1.2.2.2. Normativa relativa al vertido de residuos

España es uno de los países europeos en los que, en gran porcentaje, se utiliza el vertedero para la eliminación de los residuos. La existencia de vertederos incontrolados, y las obligaciones impuestas por la normativa comunitaria justifican la adopción del Real Decreto 1481/2001, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, y que incorpora al derecho interno la Directiva 1999/31/CE (Calvo *et al.*, 2004).

El Real Decreto 1481/2001 establece el régimen jurídico y técnico adecuado para las actividades de eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, al tiempo que regula las características de éstos y su correcta gestión y explotación. Así se proporcionan los criterios técnicos mínimos para su diseño, construcción, explotación, clausura y mantenimiento (de la Morena *et al.*, 2003). También aborda la reconversión de vertederos incontrolados convirtiéndolos en lugares autorizados pero con medidas técnicas que garanticen su control así como la consideración de los impactos ambientales (Calvo *et al.*, 2004).

Con carácter general sólo podrán depositarse en vertedero residuos que hayan sido objeto de algún tratamiento previo, con la finalidad de alcanzar los objetivos de reducción de residuos destinados a vertedero. Se establecen las siguientes categorías de vertederos: para residuos peligrosos, para residuos no peligrosos y para residuos inertes. Además se identifican los tipos de residuos aceptables en las diferentes categorías de vertederos, prohibiéndose la admisión de determinados residuos (de la Morena *et al.*, 2003). Pero la clasificación en estas tres categorías no debe considerarse inamovible puesto que las comunidades autónomas pueden efectuar las subclasificaciones que estimen oportunas (Calvo *et al.*, 2004).

En cuanto a los vertederos existentes, no podrán continuar operando a menos que cumplan los requisitos de este Real Decreto, debiendo las entidades explotadoras elaborar y someter a la aprobación de la autoridad competente un plan de acondicionamiento del vertedero (de la Morena *et al.*, 2003). Por tanto, la creación, aplicación y modificación de vertederos estará sometida al régimen de autorizaciones de las actividades de eliminación de residuos previsto en la Ley 10/1998 y, en su caso, a lo establecido en la legislación sobre prevención y control integrados de la contaminación (Calvo *et al.*, 2004; Ley 16/2002).

El Real Decreto establece que los vertederos podrán clausurarse a petición de la entidad explotadora o por decisión motivada de la autoridad competente. En cualquier caso, la clausura requiere, igual que la apertura, autorización administrativa que irá precedida de inspección final in situ de la instalación y del estudio y evaluación de los informes que la entidad explotadora presente.

La clausura de un vertedero no supone en modo alguno, que la entidad explotadora se olvide del vertedero (a la que se concede una autorización para la actividad no inferior a 30 años). A ella corresponderá (Calvo *et al.*, 2004):

- El mantenimiento posterior a la clausura.
- La vigilancia de la instalación. Análisis y control de lixiviados y/o de los gases generados.
- El control y análisis de aguas subterráneas de las inmediaciones.

Con la entrada en vigor del Real Decreto 1481/2001 se fija el día 16 de julio del año 2009 como fecha de clausura definitiva de todo vertedero autorizado o en funcionamiento salvo que las entidades explotadoras elaboren un plan de acondicionamiento, donde se establecerán las obras necesarias a ejecutar y el periodo de tiempo. Esto será aprobado por las autoridades con competencia para ello.

Mediante este Real Decreto se pretende evitar que los bajos costos de creación y mantenimiento de vertederos conviertan a éstos en el sistema principal de gestión de residuos, relegando a planos inferiores sistemas de reutilización, valorización y reciclaje, aunque sean menos interesantes desde el punto de vista empresarial y económico; todo ello va en consonancia no sólo con la Directiva de la que es transposición sino con la propia filosofía del artículo 1 de la ley de Residuos (Calvo *et al.*, 2004).

1.2.2.3. Normativa autonómica relativa al vertido de residuos

Lo anteriormente mencionado son las actuaciones en el ámbito estatal pero las Comunidades Autónomas también elaboran planes autonómicos de residuos y autorización; vigilan, inspeccionan y sancionan las actividades de producción y gestión de residuos. Las Entidades Locales son también competentes para la gestión de los residuos urbanos, en los términos establecidos por la ley (art. 5.5), y

1. ANTECEDENTES

les corresponden los siguientes servicios obligatorios: la recogida, transporte y, al menos, la eliminación de los residuos urbanos en la forma en que establezca en sus respectivas Ordenanzas.

La Ley 10/1998 en el capítulo II, art. 20.3 especifica que “Los municipios con población superior a 5000 habitantes estarán obligados a implantar sistemas de recogida selectiva de residuos urbanos que posibiliten su reciclado y otras formas de valorización. No obstante, en materia de residuos de envases se estará a lo dispuesto en la normativa correspondiente” (de la Morena *et al.*, 2003).

Es de destacar la diligencia de la Comunidad Autónoma de Cataluña en esta materia, puesto que incorporó la mencionada Directiva de Residuos a través de la **Ley 6/1993, de residuos** para dicha comunidad autónoma, con la finalidad de adaptar las nuevas necesidades reales de gestión de los residuos. El objeto de la presente Ley es la regulación de la gestión de los residuos en el ámbito territorial de Cataluña, en el marco de las competencias autonómicas en materia de ordenación del territorio, de protección del medio ambiente y de preservación de la naturaleza. Pretende mejorar la calidad de vida de los ciudadanos de Cataluña, obtener un alto nivel de protección del medio ambiente y dotar a los entes públicos competentes de los mecanismos de intervención y control necesarios para garantizar que la gestión de los residuos no pone en peligro la salud de las personas y sin perjudicar el medio ambiente y, en particular:

- a. Previendo los riesgos para el agua, el aire, el suelo, la flora y la fauna.
- b. Eliminando las molestias por ruidos y olores.
- c. Respetando el paisaje y los espacios naturales y, en especial, los espacios protegidos.
- d. Impidiendo el abandono, el vertido y, en general, cualquier disposición incontrolada de los residuos.

Pero para regular las condiciones técnicas y administrativas que han de cumplir los depósitos controlados de residuos se publicó el Decreto 1/97, sobre la disposición del rechazo de los residuos en depósitos controlados. Así pues, este Decreto pretende desarrollar los aspectos más relevantes y las condiciones técnicas y administrativas que inciden en el vertido de residuos en vertederos controlado en el ámbito de Cataluña, así como los mecanismos de actuación dentro del marco legal de la Ley 6/93. La aprobación de la Directiva Comunitaria 31/99 y su transposición

en el RD 1481/2001, supone la necesidad de incorporar algunos cambios al Decreto 1/97, para su total adaptación. No por ello este Decreto deja de ser un punto de referencia en el control de vertederos (Calvo *et al.*, 2004).

Otras comunidades autónomas lo que poseen son Planes Directores en los que no se concreta del mismo modo lo relativo al vertido de residuos. Algunos de los que se pueden mencionar son:

- **Andalucía**, mediante el Decreto 218/1999 de 26 de octubre por el que aprueba el Plan Director Territorial de gestión de residuos sólidos urbanos de Andalucía, contempla inversiones para la clausura de vertederos incontrolado y la recuperación de vertederos incontrolados. Las actuaciones se subdividen en subprogramas, uno de los cuales establece el control y gestión de residuos urbanos, con los objetivos de completar las infraestructuras para la gestión y potenciar el aprovechamiento energético. Para ello se presuponen una serie de acciones como son:
 - o Construcción de plantas de recuperación y fabricación de abonos orgánicos para la generación de más de 50000Tn/año de compost.
 - o Construcción de vertederos controlados en zonas de menor densidad de población o como apoyo a otras instalaciones.
 - o Construcción de instalaciones para el aprovechamiento de biogás.
 - o Promoción del reciclaje, el aprovechamiento de biomasa, de la recogida selectiva en origen, tratamiento de residuos inertes, etc.
- **Aragón**, en base al Acuerdo de 11 de enero de 2005 del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Plan de Gestión Integral de los Residuos de la comunidad autónoma de Aragón (2005-2008), se plantea el objetivo de obtener un documento global de planificación que dentro del marco de la política de la Unión Europea proporcione a la administración de la comunidad autónoma y a los agentes sociales los objetivos, programas y herramientas para una gestión de residuos respetuosa con el medio ambiente.
- **Asturias** establece un Plan Básico de Gestión de Residuos, aprobado por Consejo de Gobierno el 14 de junio de 2001 (BOPA nº 157 de 7 de julio de 2001), que tiene como objetivo la de definir y programar las directrices que deben seguir las diversas actuaciones públicas o privadas relativas ala gestión integrada de los residuos dentro del marco propuesto por la Ley 10/1998 de residuos y demás normativa nacional y comunitaria sobre

1. ANTECEDENTES

residuos con el fin de proteger el medio ambiente y la salud de las personas.

- **Cantabria**, mediante su Decreto 102/2006 de 13 de octubre por el que se aprueba el Plan de Residuos de Cantabria 2006/2010, establece una documentación integral que da respuesta a sus competencias y responsabilidades establecidas en el art. 5 de la Ley 10/98, de 21 de abril de residuos, asumiendo su papel de organismo regulador. Se establece como instrumento global de planificación en materia de residuos y sus objetivos son: estabilizar y reducir el vertido y asegurar condiciones óptimas de seguridad para el mismo; creación de la red de vertederos de Cantabria, que responde a la demanda de vertederos de residuos inertes y no peligrosos en la comunidad autónoma asegurando una gestión controlada y segura de los residuos peligrosos; adecuación de los vertederos existentes a la regulación actual y control de los vertederos inertes, no peligrosos y de los documentos de control y seguimiento de los residuos peligrosos.

La comunidad autónoma de **Madrid** y la **Valenciana** lo han articulado de modo diferente, ambas han desarrollado la gestión mediante leyes, Ley 6/2003 y Ley 10/2000 respectivamente:

- En lo que se refiere a la comunidad autónoma de Madrid, la Ley 6/2003 de 20 de marzo de residuos tiene como misión la de completar el marco jurídico ya existente con el fin de regular su producción y gestión de residuos. Para ello, lo articula en una serie de títulos cuyo fin son entre otros: el de establecer unas medidas generales; abordar la planificación de las actuaciones de las administraciones públicas; establecer medidas económicas y financieras; régimen jurídico en lo que se refiere a la intervención administrativa y obligaciones relativas a la gestión y producción de residuos; suelos contaminados; impulso de conductas acordes a la protección de recursos naturales; funciones de inspección, vigilancia y control, etc.
- Respecto a la Comunidad Valenciana, la ley 10/2000, de 12 de diciembre de residuos (DOGV 15/12/2000) incluye en su título III (donde se regula el régimen de producción, posesión y gestión de los residuos) una sección entera donde se regulan los vertederos trasponiendo la Directiva comunitaria 1999/31/CE de 26 de abril y previniendo la necesidad expresa de autorización de la Consejería competente en medio ambiente de todos los vertederos, con arreglo a la clasificación establecida en la Ley y a los

requisitos técnicos que se determinen reglamentariamente.

1.2.2.4. Normativa española relativa a la Evaluación de Impacto ambiental

En España se ha realizado la transposición de las Directivas comunitarias mediante los **Reales Decretos 1302/1986** de 28 de junio y **1131/1988** de 30 de septiembre por el que se aprueba el Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental, así como la Ley 6/2001 del 8 de mayo para adoptar los prescritos por la Directiva 97/11/CE.

El Real Decreto Legislativo 1302/1986 de 28 de junio traspone la Directiva 85/337/CEE que establece la obligación de someter a EIA los proyectos enunciados en sus anexos. Este instrumento, que introduce la variable ambiental en la toma de decisiones sobre los proyectos con incidencia en el medio ambiente, se ha venido manifestando como la forma más eficaz para limitar los atentados a la naturaleza, proporcionando una mayor fiabilidad y confianza en las decisiones que deban adoptarse al poder elegir entre las diferentes alternativas posibles aquella que mejor salvaguarda los intereses generales desde las perspectiva global e integrada y teniendo en cuenta todos los efectos derivados de la actividad proyectada.

El reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986 de 28 de junio, se aprueba mediante el Real Decreto 1131/1988 de 30 de septiembre. Donde lo más destacable es que desarrolla el procedimiento de evaluación de impacto ambiental, concibe la evaluación como un proceso que se inicia con la definición genérica del proyecto que se pretende realizar y culmina con la Declaración de Impacto ambiental que formula el correspondiente órgano ambiental de la administración en la que se recogen las condiciones que deben establecerse en orden a la adecuada protección del medio ambiente y los usos naturales. La evaluación se realiza sobre la base de un estudio de impacto cuyo contenido se especifica y para cuya elaboración se cuenta con la máxima información.

La Ley 6/2001 de 8 de mayo, que modifica el Real Decreto Legislativo 1302/1986 de 28 de junio de EIA, tiene por objeto incorporar plenamente al derecho interno la Directiva 85/337/CEE con las modificaciones introducidas por la Directiva 97/11/CE por ello incluye la EIA obligatoria de determinados proyectos divididos en 9 grupos según sectores de actividad tales como: agricultura y ganadería, industria extractiva, industria energética, industria siderúrgica y del mineral, industria química, petroquímica, textil y papelera, proyectos de infraestructura, proyectos de

1. ANTECEDENTES

tratamiento, y gestión de residuos y otros proyectos como grandes transformaciones de uso del suelo, pistas de esquí, etc. Los cuales se incorporan en el anexo I. En el anexo II se incluyen otros proyectos que se someterán o no a la EIA en función de los criterios específicos que se detallan en el texto.

La Directiva 96/61/CE se lleva a cabo, con carácter básico, mediante la **Ley 16/2002**, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación, que tiene, por tanto, una inequívoca vocación preventiva y de protección del medio ambiente en su conjunto, con la finalidad de evitar, o, al menos, reducir, la contaminación de la atmósfera, el agua y el suelo. Esta ley integra todas las autorizaciones ambientales existentes relativas a producción y gestión de residuos, incluidas las de incineración, vertidos a las aguas continentales y desde tierra al mar, así como otras existentes de carácter ambiental contenidas en la legislación sectorial, incluidas las referidas a los compuestos orgánicos volátiles, de acuerdo con la Directiva 1999/13/CE, del Consejo, de 11 de marzo.

Dicha Ley articula un procedimiento administrativo complejo que recoge en un solo acto, denominado Autorización Ambiental Integrada (AAI): diversas autorizaciones ambientales y determinaciones de carácter ambiental. Igualmente incluye otras actuaciones relativas a la EIA (López, 2007).

La **Ley 9/2006** de 28 de abril sobre Evaluación de los efectos de determinados Planes y Programas en el medio ambiente introduce en la legislación española la evaluación ambiental de planes y programas, también conocida como evaluación ambiental estratégica. Éste es un instrumento de prevención que permite integrar los aspectos ambientales en la toma de decisiones de planes y programas públicos, basándose en la larga experiencia de la EIA de proyectos, tanto en el ámbito de la administración general del Estado como en el ámbito autonómico, e incorpora a nuestro derecho interno la Directiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo y del consejo, de 27 de junio de 2001 relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente.

La entrada en vigor de esta ley supondrá la realización de un proceso de evaluación ambiental estratégica de los planes y programas que se elaboren y aprueben en las distintas Administraciones Públicas.

1.3. SITUACIÓN ACTUAL DE LA GESTIÓN DE RESIDUOS EN ESPAÑA

1.3.1. Introducción

La mayoría de las sociedades modernas logran su desarrollo sin controlar adecuadamente las presiones ambientales generadas sobre su entorno. Esto provoca que sus pautas de consumo y actividad económica den lugar a un aumento en la generación de residuos y a problemas derivados de su inadecuada gestión, sin que se produzca el desacoplamiento entre crecimiento económico y producción de residuos.

En este sentido, los objetivos sobre la gestión de residuos establecidos en el Sexto Programa de Acción de la **Comunidad Europea** en materia de medio ambiente (*Medio ambiente 2010: el futuro está en nuestras manos*) pueden resumirse en (Garrigues Medio Ambiente, 2003):

- Alcanzar una importante reducción global de los volúmenes de residuos generados.
- Disminuir la peligrosidad de los residuos.
- Reintroducir los residuos en el ciclo económico, preferentemente mediante el reciclado o incorporándolos al medio ambiente de forma útil o inocua.
- Disminuir la cantidad de residuos destinados a eliminación y garantizar que ésta se produzca de forma segura.
- Tratar los residuos lo más cerca posible del lugar en el que se generan.

Por tanto, aspectos como la generación de residuos urbanos y la distribución de sus distintos modos de tratamiento, junto con la generación y gestión de residuos peligrosos, son básicos para ofrecer un diagnóstico claro de la situación actual. Igualmente, es necesario cuantificar las respuestas y el éxito de la aplicación de los planes y las medidas adoptadas, por lo que se considera de interés hacer un seguimiento de la evolución de la gestión de los residuos.

En la Tabla 1.2 se recoge la situación de la gestión de los residuos urbanos en nuestro país. A continuación se van a analizar los aspectos relacionados con la situación de la generación de los residuos urbanos y su tratamiento, incluyendo en este apartado la eliminación en vertedero.

1. ANTECEDENTES

Tabla 1.2: Resumen de la situación de la gestión de los residuos en España (MMA, 2005)

INDICADOR	META	TENDENCIA
Generación de residuos urbanos	Minimizar su producción	La generación de RU por habitante y año continúa creciendo
Tratamiento de residuos urbanos	Aumentar el reciclado y reducir la tasa de residuos que llegan a vertedero	Cada vez se recicla más y el uso del vertedero se está estabilizando
Tasas de reciclado de vidrio y de papel y cartón	Aumentar el valor de estas tasas	Se mantiene el incremento de las tasas para los dos materiales
Reciclado y valorización de residuos de envases	Aumentar las tasas de reciclado y valorización de residuos de envases	Tendencia general al aumento, aunque con una ligera reducción de ambas tasas en el año 2003
Producción y destino de lodos de instalaciones	Aumentar el aprovechamiento de los lodos de depuración en la agricultura	Incremento de su utilización como fertilizante
Generación de residuos peligrosos	Estimar adecuadamente su generación, minimizar su producción y gestionarlos adecuadamente	Dificultad para estimar su producción, situada en más de 3 millones de toneladas

1.3.2. Generación de residuos urbanos

La generación de residuos urbanos en nuestro país presenta un crecimiento constante. Tal y como se observa en la Figura 1.5, en tan sólo dos de los últimos trece años se han producido ligeras reducciones en la producción de los mismos. En el período 1990-2003 se ha registrado un crecimiento del 55,4% de la generación de residuos urbanos por habitante.

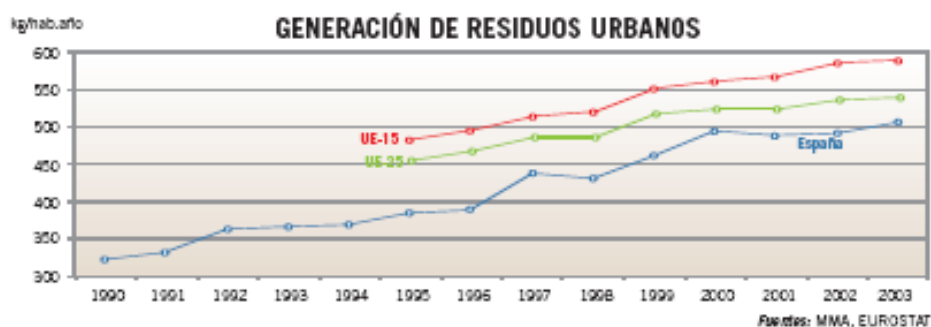


Figura 1.5: Generación de residuos de forma comparativa en España y en la Unión Europea (MMA, 2005).

Una situación similar se vive en la UE-15 y en la UE-25 (Figura 1.5), pero en estos casos no sólo aumenta, sino que presenta valores anuales por encima de los

españoles, llegando a los 577 y 534 kg/hab·año (respectivamente) en 2003 frente a los 502 kg/hab·año que se generaron en España (MMA, 2005).

En la figura 1.6 se muestra la generación media de residuos en España, por comunidades autónomas, durante el año 2003. Los datos de generación superaron las 21.440.000 Tn, rebasándose en 3.979.000 Tn los fijados en el PNRU e igualándose a las previstas para 1996 (MMA, 2004). Puede observarse como la generación de residuos urbanos presenta un panorama variable, en el que Galicia y Castilla-La Mancha generan menos residuos por habitante y año que el resto de las Comunidades Autónomas. En el otro extremo, y con valores muy altos, se encuentran las Comunidades Autónomas de Canarias, Baleares y la Ciudad Autónoma de Melilla.

Una posible explicación de los datos anteriores puede encontrarse en que el cálculo de la ratio no contempla a los turistas como individuos generadores de residuos y sí, en cambio, contempla los residuos generados por ellos. En definitiva, en este cómputo, los habitantes de Canarias y Baleares asumen los residuos generados por la estancia de turistas en su ámbito territorial. A este respecto no hay que olvidar que ambas Comunidades Autónomas son dos de los destinos turísticos más importantes de nuestro país. En Melilla, el flujo continuo de ciudadanos marroquíes que diariamente entran y salen de la ciudad puede estar generando el mismo fenómeno.

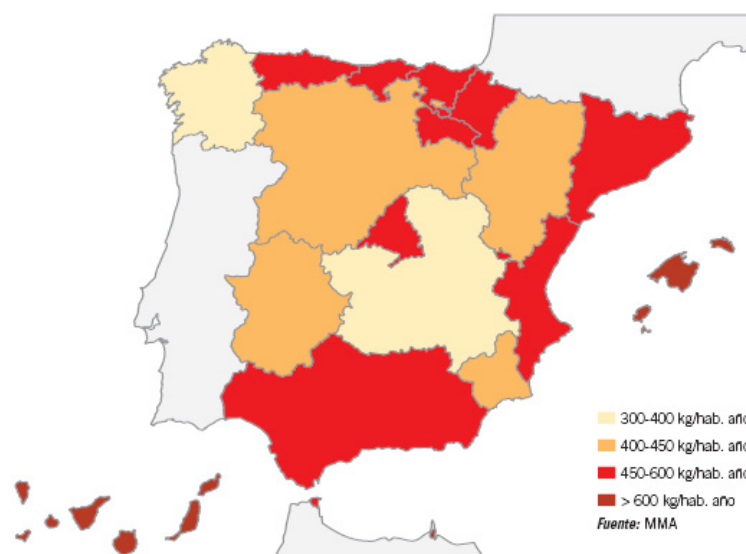


Figura 1.6: Tasas de generación de residuos urbanos en España, por comunidades autónomas (MMA, 2005)

1. ANTECEDENTES

Si en el caso de Canarias y Baleares se contemplara la estancia de turistas y se incorporara su equivalencia en población habitual es previsible que la generación de residuos por habitante y año se redujera en algo más del 10% y 15%, respectivamente. Este planteamiento debería tratarse en profundidad para dimensionar adecuadamente la población generadora de residuos a efectos del cálculo de este indicador, extendiéndose, también, al resto de Comunidades Autónomas que presenten un desarrollo turístico destacado (MMA, 2005).

Las iniciativas dedicadas a reducir la generación de residuos en España, giran en torno a la elaboración y puesta en práctica de Planes de gestión, que se caracterizan por velar por el crecimiento económico sin comprometer la salud ambiental. La Ley 10/1998 de Residuos establece que el Estado español debe elaborar Planes Nacionales de residuos mediante *“la integración de los respectivos Planes Autonómicos, en los que se fijarán los objetivos específicos de reducción, reutilización, reciclado y otras formas de valorización y eliminación”*.

Estos planes han servido como punto de partida para avanzar por el camino de su gestión integral, en línea con las Directivas Comunitarias y con la coherencia de la política de Medio Ambiente (MMA, 2004).

El Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006 tenía como objetivo básico la reducción equivalente de aproximadamente el 6% en la generación de residuos urbanos, expresada en toneladas de residuos por habitante y año, de forma que en el 2002 hubiera mantenido la producción total de residuos en los niveles de 1996. En 1996 la generación de residuos urbanos fue de 15.307.652 Tn, equivalentes a 388 kg/hab/año. La tendencia de alejamiento en el cumplimiento de este objetivo, pone de manifiesto la necesidad de reconducir los esfuerzos adoptados y la revisión del Plan (MMA, 2005).

La Resolución del Consejo de 24 de febrero de 1997, sobre una estrategia comunitaria de gestión de residuos, recoge una serie de consideraciones, las cuales han sido ya incorporadas a nuestro ordenamiento jurídico a través de la Ley 11/1997 de Envases y la anteriormente citada Ley 10/1998. Entre ellas podemos destacar la necesidad de abordar el problema del aumento de la generación de residuos urbanos haciendo prevalecer el principio de prevención, disponiendo de estadísticas fiables y generando información, elaborando y suministrando datos básicos sobre residuos producidos y gestionados, y diseñando el sistema de tal

forma que todos los agentes económicos carguen con su parte específica de responsabilidad en la gestión (desde la generación hasta la eliminación) basándose en los principios de “quien contamina paga” y de “responsabilidad compartida” (MMA, 2005).

1.3.3. Tratamiento de los residuos urbanos

En lo que se refiere a los sistemas de tratamiento y eliminación de residuos, éstos se muestran en la Figura 1.7. Del análisis de esta información gráfica se pueden extraer interesantes conclusiones. Se observa como el vertido incontrolado va disminuyendo notablemente, estimándose que apenas el 4% de los residuos no se recogen ni se tratan de ninguna forma, siendo vertidos de forma totalmente incontrolada. De igual manera, la incineración sin recuperación de energía es una actividad prácticamente en desuso, aumenta la cantidad de residuos que se recogen de forma selectiva, y cada vez más residuos pasan por un centro de tratamiento distinto al vertido directo (MMA, 2005).

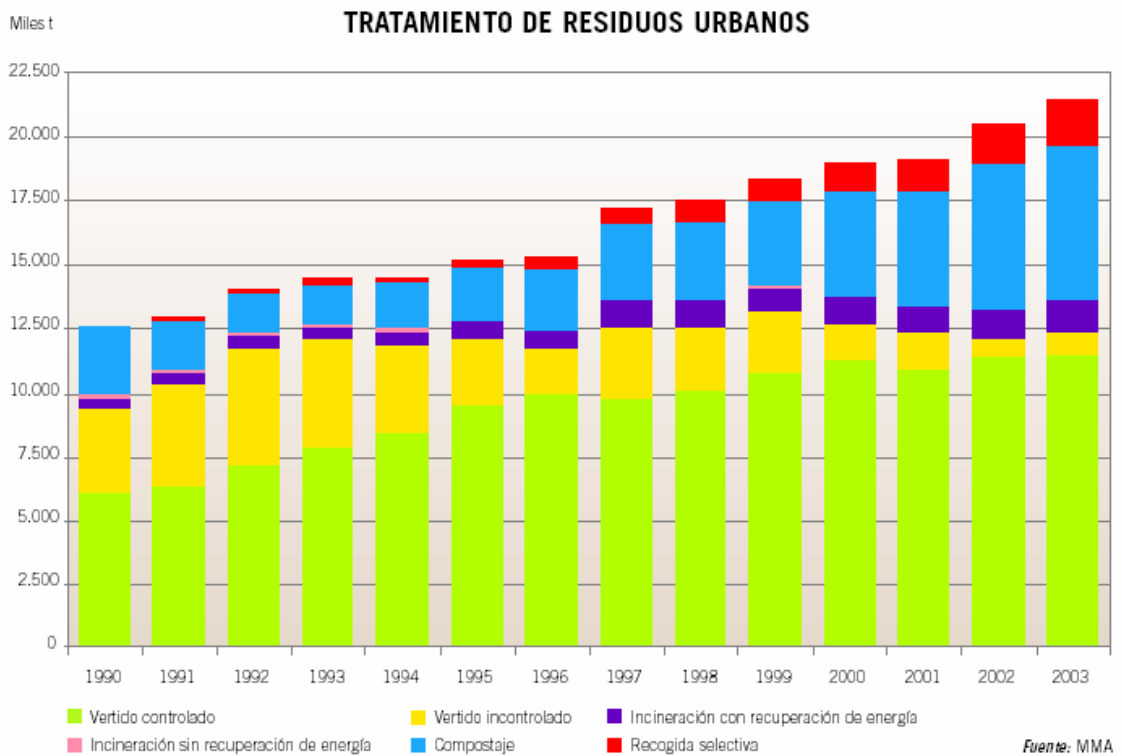


Figura 1.7: Evolución de los Sistemas de tratamiento y eliminación de RSU en España desde 1990 hasta 2003 (MMA, 2005).

1. ANTECEDENTES

En los centros de tratamiento en los que se incluye una planta de compostaje, solamente una parte de las cantidades enviadas se transforman en compost. Un porcentaje importante de los residuos entrantes en estos centros deben ser finalmente enviados a otros centros de tratamiento, con frecuencia vertederos.

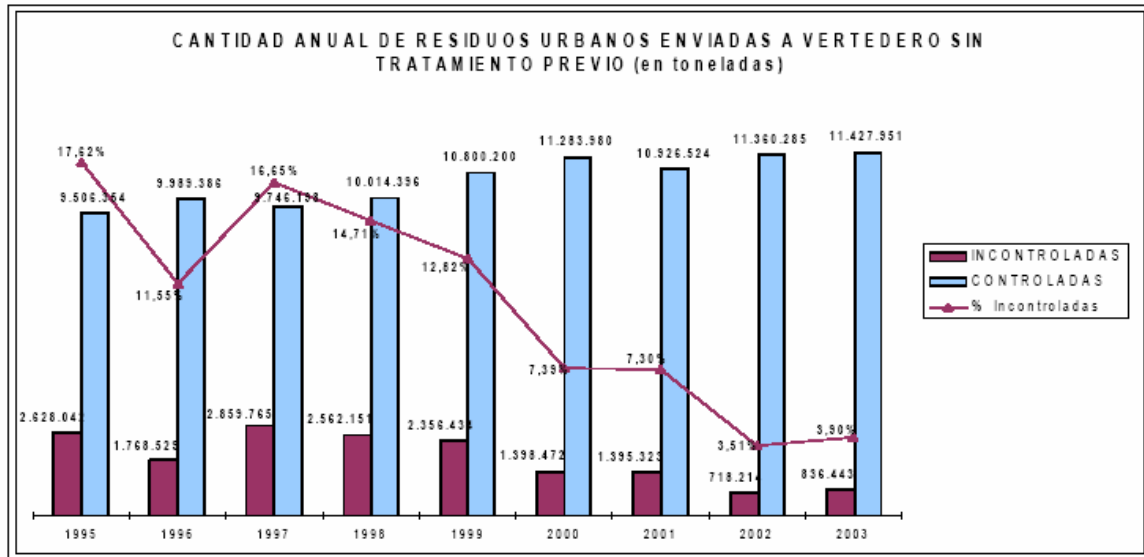


Figura 1.8: Cantidad anual de RU enviados a vertedero sin tratamiento previo (en Tn)

Por ello, hay que concluir que, pese a los inconvenientes de los vertederos, la mayoría de los residuos urbanos y residuos peligrosos de España, y también de Europa, acaban depositándose en vertedero (controlado e incontrolado), dado que más de la mitad de los residuos urbanos recogidos va directamente a vertedero, y una cantidad difícil de evaluar lo hace tras pasar por otras plantas de tratamiento. En la figura 8, se muestra que, hasta el año 2003, la cantidad global de residuos urbanos destinados a vertedero sin ser sometidos a tratamiento previo se mantenía estable en torno a los 12 millones de toneladas anuales. Además, si se relacionan las cantidades de residuos urbanos vertidos sin tratamiento previo con la población, la conclusión que puede extraerse es que el ratio por habitante ha decrecido en un 9%, al haber pasado de 315,58 kg/hab.año en 1998 a 287,11 kg/hab.año en 2003 (MMA, 2005). No obstante, estos datos hay que matizarlos porque, aunque la cantidad de residuos urbanos destinados a vertedero sin tratamiento previo se ha mantenido estabilizado, para conocer la cantidad total de residuos urbanos que finalmente acaban en vertedero (con y sin tratamiento previo), habría que sumar las cantidades de residuos que, como rechazo de algún tratamiento previo de selección y compostaje, finalmente acaban en vertedero.

El Plan Nacional de Residuos Urbanos (PNRU) preveía que para el programa de nuevos vertederos y de adecuación de los existentes se debería invertir 225,48 millones de Euros en el período 2000-2006, destinados a la construcción de unos 150 vertederos controlados que cumplieran con la Directiva 1999/31/CE, entre los que estarían incluidos una treintena de vertederos existentes en aquella fecha y que se consideraban adaptables a los nuevos requisitos (MMA, 2004). En España el número de vertederos existentes en 2003 era de 187, que admitían la cantidad de residuos de 11.427.951 toneladas (MMA, 2004). Según los datos de la 2ª revisión del PNRU, que comprende el período 2000-2003, el esfuerzo inversor en el Programa de Eliminación se refleja en la Tabla 1.3.

Tabla 1.3: Inversiones de la revisión del PNRU (MMA, 2003)

SUBPROGRAMA	INVERSIONES (en millones de €)		
	PREVISTAS	REALIZADAS	%
Clausura, sellado y recuperación de vertederos incontrolados	289,4	184,3	63,68
Construcción de nuevos vertederos y adecuación de vertederos existentes	192,9	250,8	129,97

Por otra parte, se mantiene el problema de los vertederos que, existiendo en el momento de promulgación de la Directiva 1999/31/CE, y aun considerándose legales, no son adaptables a la misma, por ejemplo por no disponer de una impermeabilización o de una red de recogida de lixiviados adecuada (MMA, 2004). La normativa vigente establece dos plazos máximos destinados a solucionar la situación de vertederos en funcionamiento en el momento de la aprobación del Real Decreto 1481/2001 (Llamas *et al.*, 2003):

- 16 de julio del 2002. Fecha límite para que los vertederos autorizados o en funcionamiento presentasen un plan de acondicionamiento a la autoridad competente. Se considera que el plazo que se estableció para tal fin fue corto, por lo que su cumplimiento también lo fue.
- 16 de julio del 2009. Fecha que establece un plazo suficiente para realizar y comprobar el plan de acondicionamiento.

Según los datos del último informe realizado por el Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2005) de cumplimiento de la Directiva 1999/31/CE remitido por España a la Comisión Europea (correspondiente al período de 16/07/2001 a 31/12/2003), la situación a 31 de diciembre de 2003 era la recogida en la Tabla 1.4.

1. ANTECEDENTES

Los fondos europeos FEDER, FEOGA-Orientación y Fondos de Cohesión han realizado actuaciones concretas que, de forma directa e indirecta, suponen la protección del suelo y por tanto son utilizados para financiar proyectos en torno a los residuos, abastecimiento y saneamiento o depuración. Esta gestión de residuos incluye la limpieza de vertederos incontrolados y la construcción y sellado de vertederos (XVIII Red de Autoridades Ambientales, 2002).

Tabla 1.4: Informe relativo a los vertederos a fecha 31/12/2003 (MMA, 2005)

Situación a 31/12/2003	Vertederos de residuos peligrosos	Vertederos de residuos no peligrosos	Vertederos de residuos inertes ⁴
Vertederos existentes	24	387 ⁵	623
Vertederos que cumplían con la Directiva 1999/31/CE	20	131 ⁶	62
Vertederos cerrados en el período 16/07/2001 – 31/12/2003	2	389	25
Vertederos adaptados a la Directiva 1999/31/CE en el período 16/07/2001 – 31/12/2003	1	52	6

Dada la gran probabilidad de que sigan siendo un medio de eliminación de parte de los residuos que generamos, los vertederos deben funcionar según normas estrictas en aras de la protección de la salud humana y del medio ambiente. Para ello la Directiva 31/1999/CE de la Comisión Europea:

- Obliga a los Estados miembros a reducir la cantidad de residuos biodegradables destinada a ser eliminada en vertederos;
- Tiene por objeto reducir el volumen y toxicidad de los residuos que se depositan en vertederos;
- Establece normas de diseño y funcionamiento de los vertederos nuevos y existentes;
- Favorece el pretratamiento de los residuos destinados a vertederos;

⁴ Los datos sobre vertederos de residuos inertes son incompletos al no disponerse de la información correspondiente a las Comunidades Autónomas de Castilla y León, Aragón y Galicia.

⁵ El número estimado de vertederos de residuos urbanos en el año 2003 era de 187 instalaciones, no disponiéndose de datos desagregados para este tipo de vertederos sobre su grado de adaptación a los requisitos de la Directiva 1999/31/CE.

⁶ Los vertederos que a fecha de 31/12/2003 todavía no cumplían con la Directiva 1999/31/CE no eran necesariamente vertederos ilegales, toda vez que dicha Directiva concedió a los vertederos existentes en julio de 2001 un plazo de adaptación que puede llegar a julio de 2009.

- Propone, para prevenir el depósito mixto de residuos potencialmente nocivos, destinar algunos tipos de residuos a vertederos especiales.

1.4. **METODOLOGÍAS APLICABLES EN LA GESTIÓN DE VERTEDEROS**

La Ley 10/98, de residuos, en su artículo 3º define gestión de residuos como:

la recogida, el almacenamiento, el transporte, la valorización y la eliminación de los residuos, incluida la vigilancia de estas actividades, así como la vigilancia de los lugares de depósito o vertido después de su cierre.

Además esta misma normativa en su artículo 12º indica que:

Las operaciones de gestión de residuos se llevarán a cabo sin poner en perjuicio la salud humana y sin utilizar procedimientos ni métodos que puedan perjudicar al medio ambiente, y en particular, sin crear riesgos para el agua, el aire ... y lugares de especial interés.

Dentro de la fase de tratamiento de los residuos, la eliminación en vertedero controlado ha sido, y es, una de las soluciones más utilizadas y basa su gestión en que siempre existirá una fracción de los residuos que no podrá utilizarse, por lo que se depositará de forma controlada en el medio mediante los vertederos controlados (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005; Vaillancourt y Waaub, 2002).

La identificación de los problemas ambientales generados por los vertederos precisa de un estudio de los mismos a lo largo de su vida. Por ello, en la actualidad, la gestión integral de vertederos se puede dividir en tres grandes fases (Zamorano *et al.*, 2006): (i) Planificación, diseño y trazado, (ii) Explotación, (iii) Cierre, sellado y reinserción postclausura.

Con la finalidad de evaluar el impacto ambiental de estas instalaciones, diferentes autores han desarrollado algunas herramientas que han facilitado la labor en las distintas fases indicadas. A continuación se hace un análisis de las mismas.

1.4.1. Fase de Planificación, diseño y trazado.

1.4.1.1. Metodologías para la ubicación de vertederos

La selección de áreas idóneas para la instalación de vertederos es fundamental para reducir los problemas ambientales que se plantean posteriormente durante su explotación, sellado y mantenimiento postclausura.

La ubicación de un vertedero es un complicado proceso en el cual su éxito depende de factores de diseño, impacto y valores comunitarios que deben considerar la combinación de parámetros sociales, medioambientales y técnicos, que a su vez supongan la minimización de costes, desde el punto de vista de su construcción y explotación (Vaillancourt y Waaub, 2002; McBean *et al.*, 1995). El proceso de selección satisface que el riesgo a la salud pública sea mínimo, con lo cual el impacto ambiental será también mínimo, siendo máximo el nivel de servicio a los usuarios junto a un coste minimizado.

La bibliografía consultada recoge diferentes técnicas o procesos que facilitan la toma de decisiones en materia de ubicación de vertederos. Están estructuradas para hacer el mejor uso de la información disponible, asegurando que los resultados obtenidos sean reproducibles, y que las salidas pueden ser verificadas y defendidas (Siddiqui y Everet, 1996).

Los procesos de ubicación pueden evaluar parámetros sencillos que hay que considerar en la selección de zonas idóneas para la ubicación de vertederos, pero también puede analizarse de manera simultánea el conjunto de parámetros implicados en el proceso. Los métodos de DRASTIC (Noble, 1992) y LeGrand (Canter *et al.*, 1998) son ejemplos de procedimientos de evaluación de localizaciones de vertederos que estudian un único parámetro, la evaluación de la contaminación potencial de las aguas subterráneas. Otros como los de Critto *et al.* (2003), no se limitan a un solo parámetro, y proponen un método de recolección de datos que usa técnicas geoestadísticas para el estudio de suelos y aguas subterráneas afectadas por contaminantes químicos originados por el depósito de residuos en vertederos.

Otras metodologías de evaluación llevan a cabo la cuantificación de los diferentes impactos que previsiblemente se generarán en los lugares propuestos para la

ubicación de vertederos. Estos procedimientos dan como resultado un ranking de impacto que es interpretado como idoneidad relativa para cada posible localización del punto de vertido. Por ejemplo Camp Dresser y McKee, Inc. (1984) utilizaron para ello matrices de impacto y Morrison (1974) introdujo la utilización de coeficientes de ponderación para los distintos impactos considerados.

Cloquell-Ballester (2006) propone una herramienta esencial para solventar problemas de localización en procesos de toma de decisión basándose tanto en la cuantificación de los impactos ambientales como sociales. El principal problema de la cuantificación estriba en el establecimiento de instrumentos apropiados, a los que se les ha denominado indicadores, y que se intenta tengan un nivel de objetividad lo más alto posible. Para mejorar la calidad de este tipo de estudios los autores desarrollaron una metodología para la validación de indicadores. Finalmente la metodología propuesta se sometió a un test que demostró la viabilidad de la propuesta.

Todos estos procedimientos proporcionan la evaluación sustancial de la ubicación del vertedero, con la finalidad de buscar la mejor localización. En cualquier caso estos procedimientos se basan en requerimientos legales, y mínimos costes económicos, sociales, de salud y ambientales. Se consigue así un buen uso de la información y el aseguramiento de los datos obtenidos, los cuales podrán ser posteriormente definidos y verificados (Sidiqqi y Everet, 1996).

1.4.1.1.1 Aplicación de los Sistemas de Información Geográfica en la ubicación de vertederos

Con el crecimiento de las bases de datos digitalizadas, se han desarrollado metodologías de localización de vertederos que utilizan **Sistemas de Información Geográficos (SIG)**. Desde las ideas básicas de mapeo, introducidas por McHarg (1992), y durante los últimos 30 años, el desarrollo tecnológico en las ciencias computacionales ha avanzado hacia la aplicación a los SIG. Su capacidad para la combinación de datos espaciales (mapas, fotografías aéreas y imágenes de satélites) con información cuantitativa, cualitativa y descriptiva (Molina *et al.*, 2007), y el soporte de un alto rango de dudas espaciales, hacen indispensable su uso en los estudios de localización, particularmente en el caso de la ubicación de vertederos (Michaels, 1988).

1. ANTECEDENTES

Son muchas las aplicaciones de los SIG, este es el caso de proyectos como SIOSE (Sistema de Observación del Suelo en España) que pretende generar una capa de información que será una referencia cartográfica homogénea para todas las comunidades autónomas. En ella se suma información del mapa agrícola español, del mapa forestal español y del catastro (de la Maza, 2007). De igual modo, también pueden aplicarse en la ejecución de programas de vigilancia ambiental⁷ (a pie de obra) (Molina *et al.*, 2007)

La aplicación de los SIG y sus ventajas en la gestión de residuos y en la selección de vertederos ha sido demostrada por numerosa bibliografía. Jensen y Christensen, en 1986, demostraron la utilidad de esta tecnología seleccionando sitios para la ubicación de vertederos municipales, la cual fue aplicada posteriormente por Fatta *et al.* (1997) en vertederos de residuos industriales. De hecho ayudan a la gestión de sus recursos mediante el cálculo de indicadores de operatividad de sus actuaciones (Martín-Fernández *et al.*, 2007).

Siddiqui y Everet (1996) proponen una metodología de decisión basada en el Proceso de Jerarquía Analítica (AHP), con la finalidad de obtener un ranking potencial de áreas de vertido, basándose para ello en una amplia variedad de criterios y datos espaciales en cuya manipulación se aplica los SIG. Esta metodología también analiza los efectos de criterios como el emplazamiento, tamaño de vertedero, y localización de la severidad de la restricción. Entre las ventajas que aporta esta metodología se destaca:

- Su flexibilidad, ya que usa unos criterios de selección del sitio basados en aspectos legales, pudiendo éstos ser ampliados o cambiados si es necesario.
- La aplicación de los SIG permiten la consideración de todas las áreas de estudio, algo que no es práctico en el caso que se utilicen criterios manuales o convencionales.
- Los resultados obtenidos pueden ser utilizados por las corporaciones locales en la toma de decisiones.
- La aplicación inicial de restricciones legales permite hacer una primera eliminación de posibles zonas de ubicación.

⁷ Un programa de vigilancia ambiental es un programa que establecerá un sistema que garantice el cumplimiento de las indicaciones y medidas protectoras y correctoras contenidas en el estudio de impacto ambiental.

- La aplicación de sistemas como RIWS (Relative Important Weights) permite conocer los efectos que los cambios de los parámetros considerados en el modelo tendrán sobre el resultado final, lo que permitirá la obtención de los pesos óptimos de los mismos, siendo una herramienta útil en la toma de decisiones.
- También proporciona información valorable en criterios de análisis, evaluación y decisión en estudios preliminares de selección de lugares, así como para obtener una base de datos digitales con información útil, incluso para otros estudios.

Charnpratheap et al. (1997) utilizaron los SIG para la ubicación de vertederos, para lo cual aplicaron una metodología que se desarrolló en dos pasos: la identificación y selección inicial de potenciales lugares de ubicación, a través de búsquedas preliminares, con la finalidad de excluir áreas inadecuadas para localización de vertederos; y la evaluación y valoración ambiental de los lugares seleccionados en la fase anterior. En este estudio se utilizaron bases de datos digitalizadas (O'Leary et al., 1986) así como la aplicación del análisis estadístico de datos (Anderson y Greenberg, 1982).

Kao et al. (1996) desarrolló un prototipo de SIG con la finalidad de mejorar la efectividad de un complejo procedimiento de ubicación geográfica del vertedero. Las técnicas GIS proporcionaron las funciones de análisis adecuadas para aplicar esta metodología, incluyendo multitud de aspectos tales como la compactación óptima de un área de vertido.

Se elaboró un modelo en el que la información estaba disponible para el público en general, existía asistencia de agencias locales de protección ambiental en el mantenimiento del GIS, se facilitaba el manejo central de la protección ambiental, e incluso de procesos de instrucción y evaluación del emplazamiento. El análisis del emplazamiento se diseñó con un mapa de análisis computacional que proporciona el procesamiento de datos. La interface multimedia estaba disponible 24 horas, e incluso con acceso remoto al sistema a través de Internet. Esta capacidad permitió que un usuario sin herramientas pudiese utilizar el sistema, evitando así los costes de instalación y el entrenamiento necesario para su manejo. Se consiguió la evaluación de aspectos ambientales, sociales, económicos e ingenieriles para la sostenibilidad del lugar de vertido elegido.

Lin y Kado (1998) utilizaron un sistema espacial basado en vectores de datos compuestos de puntos, líneas y polígonos que expresaban atributos del mundo real georreferenciados.

Gallardo et al. (2005), de la Universidad Jaime I de Castellón, han afrontado el problema de la ubicación de los vertederos mediante el desarrollo de una herramienta de localización de instalaciones de gestión de residuos, denominada LIGRE, y considerada una extensión del programa ArcView 3.2, y posteriores versiones. Con ella el usuario, de forma rápida y sencilla y sin necesidad de conocer el lenguaje de programación, puede generar programas de orientación de la zona geográfica deseada, adaptados a sus requerimientos, para lo cual es necesario disponer de información digitalizada de aquellos factores que se desee considerar en la ubicación de la instalación y su importancia relativa. Como resultado LIGRE genera un mapa o conjunto de mapas digitales en los que se pueden distinguir diferentes zonas, en función de su grado de idoneidad frente al vertido de residuos. Dicho método es aplicable, tanto en la selección de nuevas ubicaciones de vertederos, como en la comprobación de la aptitud de las zonas de vertido en funcionamiento.

Kontos et al. (2005) describen una metodología, cuyo esquema se recoge en la Figura 1.9, basada en diferentes estudios de campo en los que se aplican los SIG, así como análisis espaciales y estadísticos, con la finalidad de evaluar la idoneidad de una región en relación a la ubicación de vertederos. En la aplicación de los SIG se utilizaron técnicas multicriterio destinadas a la obtención de coeficientes de ponderación a los que posteriormente se aplicó un sistema simple (SAW, Simple Additive Weighting) para el cálculo final de los índices de idoneidad del territorio (Neckay et al., 2007) para la ubicación de vertederos.

De este modo, dichos autores, con los SIG permitieron la creación de un criterio de evaluación espacial y la generación final de mapas de idoneidad. Los criterios de evaluación se desarrollaron de acuerdo a la legislación vigente en Europa y Grecia. El sistema desarrollado pretendía ser utilizado por los diferentes implicados en labores de gestión de residuos como herramienta eficiente para la toma de decisiones en materia de vertido.

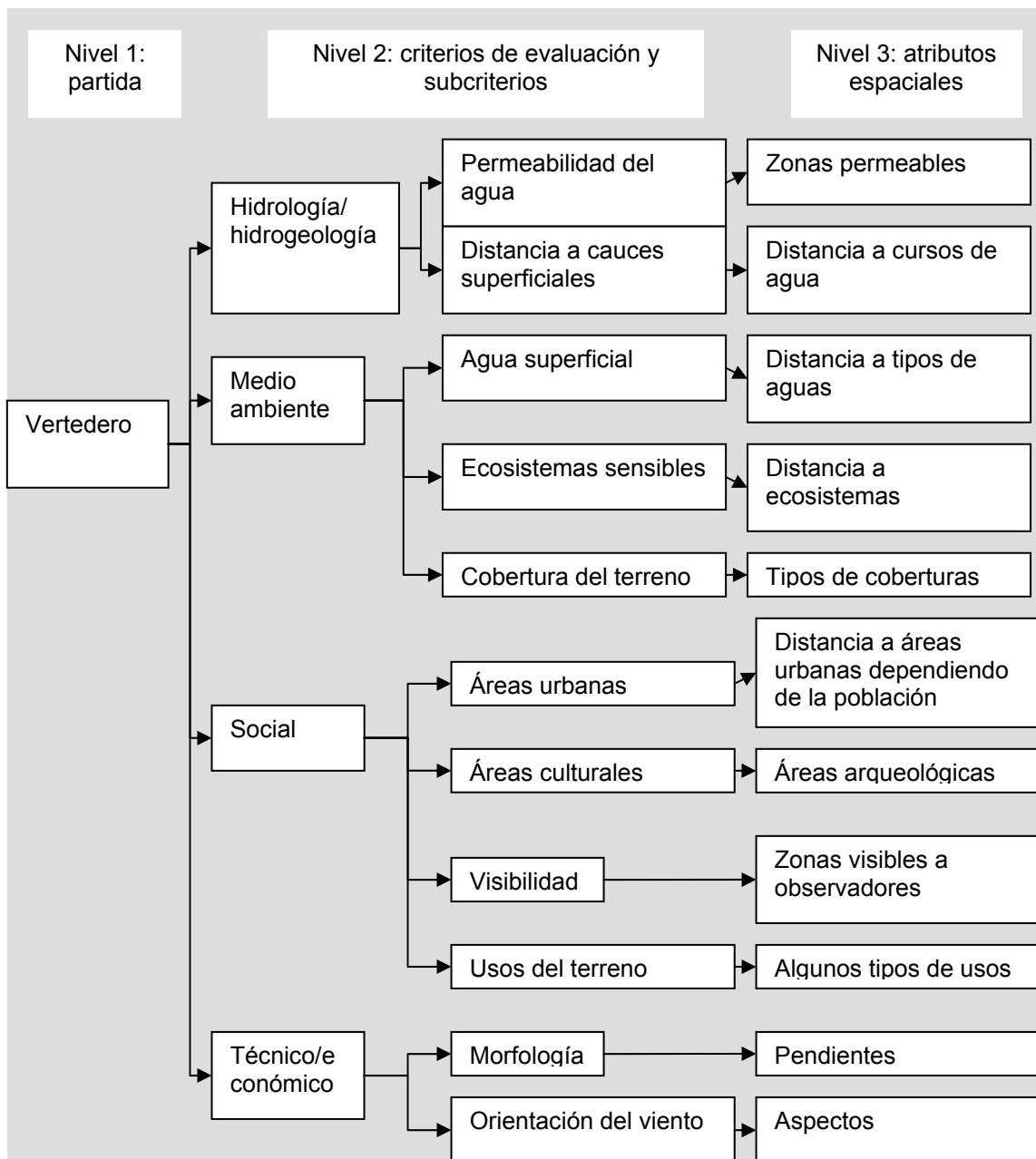


Figura 1.9: Estructura jerárquica de decisión para el emplazamiento de vertederos (Kontos *et al.*, 2005).

Muruga *et al.*, 2007, describen una metodología multicriterio sobre la selección del emplazamiento de un vertedero de residuos sólidos urbanos. Para ello, desarrolla un procedimiento de análisis que integra los diversos factores considerados como básicos en la localización de una planta de transferencia. Establecen tres fases:

- Fase de exclusión: en la que se seleccionan una serie de criterios de carácter excluyente, con los que se eliminan las zonas de municipio donde

1. ANTECEDENTES

la localización de un tipo de instalación de gestión de residuos se considera inaceptable.

- Fase de delimitación: con criterios cuantificable de adecuación positivos y negativos que permiten comparar distintas áreas del territorio para conocer las más idóneas.
- Fase de valoración: al operar con un número limitado de alternativas se permite introducir variables difíciles de evaluar para todo el territorio pero de gran trascendencia a la hora de tomar decisiones que son solucionadas mediante SIG.

1.4.1.2. Metodologías para la evaluación de impacto ambiental de vertederos

El Real Decreto legislativo 1302/1986 de 28 de junio de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), y su posterior modificación a través de la Ley 6/2001 de 8 de mayo, establecen que la EIA constituye una técnica aplicada para la preservación de los recursos naturales y la defensa del medio ambiente. Organismos internacionales, como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) y la Unión Europea (UE), a través de los programas de acción, la han reconocido como un adecuado instrumento para ello, hasta el extremo de dotarla, en el último de los citados, de una regulación específica, la Directiva 85/377/CEE de 27 de junio de 1985.

Heer y Hagerty (1977) concretan más y definen la EIA como el establecimiento de valores cuantitativos y cualitativos para una selección de factores, los cuales, indican la calidad del medio ambiente antes, durante y después de una acción.

Según la Asociación Internacional para la Valoración del Impacto (IAIA), los efectos beneficiosos del proceso de EIA son: rigurosidad, practicidad, relevancia, coste efectivo, eficiencia, focalización, adaptación, participación, interdisciplinariedad, credibilidad, integración, transparencia y sistematicidad (IAIA, 1999; Finnveden *et al.*, 2003). El fin de este proceso de gestión es el de identificar, predecir, interpretar, prevenir y comunicar, por vía preventiva, el efecto de un proyecto sobre el medio ambiente (Ortolano y Shepherd, 1995; Ramjeawon y Beedassy, 2004, Gómez, 1999); pero además, al tratarse de un instrumento/procedimiento administrativo de control de proyectos, apoyado en un estudio técnico sobre incidencias ambientales de un proyecto (Estudio de Impacto Ambiental, EsIA) y en un trámite de

participación pública, permite a la autoridad ambiental competente emitir una declaración de impacto ambiental (DIA), rechazando, aprobando o modificando el proyecto (Gómez, 1999). Los estadios incluidos en el proceso son (Discoli, 2004 y Antunes *et al.*, 2001; Lee, 1990):

- Definición del proyecto.
- Identificación y priorización de impactos individuales y colectivos.
- Obtención de información fidedigna.
- Evaluación de impacto.
- Formulación de los diagnósticos.
- Desarrollo de políticas coherentes y coordinadas.

Con esta herramienta se puede realizar la correcta localización de actividades económicas dentro del territorio (Cloquell-Ballester *et al.*, 2006) y compatibilizar la economía con la ecología (Luhar y Khanna, 1988). Así se introduce la variable ambiental en la toma de decisiones en proyectos con incidencia importante en el medio ambiente, proporcionando una mayor fiabilidad y confianza a las decisiones que deban adoptarse, al poder elegir, entre las diferentes alternativas posibles, aquella que mejor salvaguarde los intereses generales desde una perspectiva global e integrada y teniendo en cuenta todos los efectos derivados, tanto directos como indirectos de la actividad proyectada (RD 1302/1986; Momtaz, 2002). Incluye así mismo medidas correctivas que mejoren los impactos adversos (Momtaz, 2002).

Desde su introducción hace más de 30 años, las evaluaciones de impacto ambiental (EIA) se han convertido gradualmente en una herramienta de gran alcance en la planificación y gerencia para el desarrollo sostenible. Históricamente, el empuje de EIA ha estado en la predicción de cambios en el ambiente natural y socioeconómico en las actividades del desarrollo (Dutta *et al.*, 2004). La Ley 6/2001, de modificación del Real Decreto Legislativo 1302/1986 de evaluación de impacto ambiental, en su Anexo I, establece los proyectos sujetos a evaluación de impacto obligatoria. En su Grupo 8 y 9 se incluyen los proyectos sometidos a este procedimiento.

➤ *El Grupo 8 incluye Proyectos de tratamiento y gestión de residuos:*

1. ANTECEDENTES

a) Instalaciones de incineración de residuos peligrosos [definidos en el artículo 3.c) de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos], así como las de eliminación de dichos residuos mediante depósito en vertedero, depósito de seguridad o tratamiento químico (como se define en el epígrafe D9 del anexo IIA de la Directiva 75/442/CEE, del Consejo, de 15 de julio, relativa a los residuos).

b) Instalaciones de incineración de residuos no peligrosos o de eliminación de dichos residuos mediante tratamiento químico (como se define el epígrafe D9 del anexo IIA de la Directiva 75/442/CEE), con una capacidad superior a 100 toneladas diarias.

c) Vertederos de residuos no peligrosos que reciban más de 10 toneladas por día o que tengan una capacidad total de más de 25.000 toneladas, excluidos los vertederos de residuos inertes.

➤ *El Grupo 9. Otros proyectos*

c) relativo a proyectos que se desarrollen en zonas especialmente sensibles, designadas en aplicación de las Directivas 79/409/CEE y 92/43/CEE o en humedales incluidos en la lista del convenio de Ramsar Vertederos de residuos no peligrosos no incluidos en el grupo 8 de este anexo I, así como de residuos inertes que ocupen más de 1 hectárea de superficie medida en verdadera magnitud.

En lo que se refiere a los modelos de EIA, se pueden encontrar multitud de autores que han trabajado en diferentes formas de evaluar el impacto ambiental (Gómez, 1999; Hernández, 1998; Carter *et al.*, 1997; Conesa, 1997), las cuales varían en función del marco legislativo (Androulidakis y Karakassis, 2005). Entre ellas se encuentran las listas de chequeo, listas con umbrales temporales, matrices de datos, matrices de signos, mapas temáticos, método de Batelle-Columbus, Método Holling y otros (Lee, 1990). De todos ellos, las listas de chequeo presentan restricciones al área urbana; el resto son más específicos y en algunos casos complejos (Discoli, 2004).

La Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrado de la contaminación traspone la Directiva 96/61/CE, del Consejo, de 24 de septiembre, relativa a la Prevención y al Control Integrado de la Contaminación (IPPC). En ella se establece una de las actuaciones más ambiciosas que se han puesto en marcha en el seno

de la UE, para la aplicación del principio de prevención en el funcionamiento de las instalaciones industriales más contaminantes. Esta normativa permite el establecimiento de medidas destinadas a evitar, o al menos reducir, las emisiones de estas actividades a la atmósfera, el agua y el suelo, incluidos los residuos, con la finalidad de alcanzar un nivel elevado de protección del medio ambiente considerado en su conjunto. El principal empuje de la citada Directiva ha sido que los impactos al medio ambiente pueden ser considerados como un conjunto, permitiendo condiciones que pueden estar basadas en los niveles de emisión alcanzables por el uso de la mejor tecnología disponible. Estas técnicas pueden incluir tanto la técnica usada, como el mejor diseño de instalación, construcción, mantenimiento, operación y desmantelamiento. Las técnicas deben ser desarrolladas a una escala que permita la implementación en el sector industrial, bajo condiciones viables y económicas adecuadas que permitan un nivel mayor de protección del medio ambiente en su conjunto (Honkasalo, 1998).

La Ley 16/2002 recoge una modificación puntual de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, debido a que ésta última excluye, con carácter básico, a las actividades de gestión de residuos urbanos realizadas por los Entes Locales del régimen de autorización administrativa exigido, con carácter general, a las actividades de valorización y eliminación de residuos. En la Disposición final tercera de la Ley 16/2002 se añade el siguiente párrafo (al apartado 2 del artículo 13 de la Ley 10/98), relativo a la autorización administrativa de las actividades de valorización y eliminación de residuos, *se exceptúan de lo establecido en este apartado las actividades de eliminación, mediante depósito en vertedero, de residuos urbanos realizadas por los entes locales e incluidas en el ámbito de aplicación de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación, que estarán sometidas a la autorización ambiental integrada regulada en la misma.*

En el Anejo 1 de la Ley 16/2002 recoge las instalaciones a las que es aplicable esta normativa. El punto 5 de dicho Anejo excluye de la siguiente enumeración las actividades e instalaciones en las que, en su caso, resulte de aplicación lo establecido en el artículo 14 de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, relativo a la valorización y eliminación de los propios residuos en los centros de producción.

5.1 Instalaciones para la valorización de residuos peligrosos, incluida la gestión de aceites usados, o para la eliminación de dichos residuos en

1. ANTECEDENTES

lugares distintos de los vertederos, de una capacidad de más de 10 toneladas por día.

5.2 Instalaciones para la incineración de los residuos municipales, de una capacidad de más de 3 toneladas por hora.

5.3 Instalaciones para la eliminación de los residuos no peligrosos, en lugares distintos de los vertederos, con una capacidad de más de 50 toneladas por día.

5.4 Vertederos de todo tipo de residuos que reciban más de 10 toneladas por día o que tengan una capacidad total de más de 25.000 toneladas

El Título III de la Ley 16/2002 es uno de los pilares esenciales sobre los que descansa la estructura de esta Ley, en la medida en que regula el régimen jurídico de la autorización ambiental integrada. Ésta autorización es la nueva figura autonómica de intervención ambiental que se crea para la protección del medio ambiente en su conjunto y sustituye a las autorizaciones ambientales existentes hasta el momento, circunstancia que le atribuye un valor añadido, en beneficio de los particulares, por su condición de mecanismo de simplificación administrativa.

1.4.2. Fase de explotación

La adecuada gestión y mantenimiento de un vertedero durante su fase de funcionamiento marca la diferencia entre controlado e incontrolado, debido a los efectos adversos derivados a la población y al medio ambiente. Los vertidos incontrolados causan problemas en los territorios, ya que son reconocidos como factores limitantes en las regiones en los que se ubican (Mwiganga y Kansiima, 2005).

Su correcta gestión pasa por la planificación de las operaciones diarias y periódicas destinadas a optimizar la utilización del emplazamiento y la manipulación de los residuos, además de realizar un control y vigilancia. Esta planificación recibe el nombre de Plan de Explotación y debe incluir aspectos como: medios humanos (equipo técnico), horarios, medios materiales (maquinaria como compactadora-extensora, tractores de empuje, palas cargadoras, escavadoras hidráulicas, etc), formación de celda diaria, cobertura, pesaje, control de asentamientos y residuos, procedimientos de control y vigilancia, entre otros (Álvaro y Fantelli, 2001b).

Por los motivos anteriormente mencionados, se emplean técnicas para valorar el impacto ambiental que un vertedero causa en el medio durante la fase de explotación, con la finalidad de mejorar las labores de gestión y reducir en lo posible sus impactos negativos. La bibliografía revisada muestra diversas técnicas y metodologías, entre las que se encuentran las **auditorías medioambientales**, métodos estandarizados que aplican los **Balances de Energía y Materia**, así como otras metodologías elaboradas para tal fin y basadas en las de evaluación de impacto ambiental.

1.4.2.1. Auditorías medioambientales

La auditoría ambiental es una herramienta sistemática, documentada, periódica y de evaluación objetiva, que comprueba la adecuación de la organización de la empresa, de sus sistemas de control y del diseño de los equipamientos (Visvanathan *et al.*, 1998; Thompson y Wilson, 1994). Sus objetivos fundamentales son los de prevenir, detectar o corregir desviaciones actuales o potenciales (Basset, 1996; Hilson y Nayee, 2002). De este modo, se facilita el control de las prácticas ambientales y permite cumplir los requerimientos legales, evitando la consiguiente responsabilidad y sanciones (Environmental Auditing, 1988; Philips, 1996; McCartney, 2003; Shaltegger y Stinson, 1994; Hilson y Nayee, 2002).

Pero estas auditorías ambientales no existen sólo por el cumplimiento legislativo (McCartney, 2003), sino por una variedad de razones a las que puede añadirse la minimización del consumo de recursos (Mahwar *et al.*, 1997; Visvanathan *et al.*, 1998), la mejora de los protocolos de producción, la identificación de las oportunidades de minimización en la generación de residuos (McCartney, 2003; Mahwar, 1997; Ackroyd *et al.*, 2003; Hilson y Nayee, 2002; Ashwood *et al.*, 1996; CCME, 1996; Thornton, 1995; Notario, 1994), la seguridad y la salud laboral (Visvanathan *et al.*, 1998); la promoción de tecnologías limpias, relacionadas directamente con la producción de impactos (Mahwar, 1997), y el establecimiento de indicadores de desarrollo sostenible (Ashwood *et al.*, 1996; CCME, 1996; Thornton, 1995; Farmer *et al.*, 1997; Nilsson y Bergstrom, 1995).

Aunque las auditorías no son obligatorias, algunos autores como De Torres (2007) si las consideran como tal, y sería el primer paso para alcanzar la meta de conseguir, en el caso de empresas productoras de bienes y servicios, una producción limpia (Visvanathan *et al.*, 1998). Por ello, autores como McCartney

1. ANTECEDENTES

(2003) y Nitkin y Brooks (1998) han propuesto las auditorías sostenibles definidas como una herramienta sofisticada de manejo ambiental y cuyo punto de partida son las auditorías ambientales ya existentes. Existen otro tipo de auditorías más sofisticadas que se corresponden con el coste del ciclo de vida, no asumen la tecnología actual dada, y buscan una alternativa de aseguramiento de los productos y los servicios (McCartney, 2003). Otros autores distinguen dos tipos de auditorías, las informales y las científicas, cuyas principales diferencias aparecen en la Tabla 1.5 (Wilson, 1988)

De forma general una auditoría ambiental posee los siguientes pasos:

- Selección del proyecto de EIA a auditar.
- Identificar los impactos del proyecto
- Revisión inicial para determinar si EIA puede tener incorrecciones de los impactos predichos.
- Priorización de impactos de investigaciones.
- Preparar protocolos para las investigaciones de campo.
- Identificar proyectos actuales de impacto.
- Comparar efectos actuales e impactos predichos.
- Determinar las causas de error.
- Aplicar mejoras detectadas de trabajos de investigación.

Tabla 1.5: Comparación de procedimientos de auditorías (Wilson, 1988)

AUDITORÍAS INFORMALES (Prácticas)	AUDITORIAS CIENTIFICAS (Ideales)
Comienza con observaciones de los actuales efectos de los proyectos.	Comienza con predicciones de EIA como hipótesis sin efecto.
Estudios de impactos actuales	Estudia todos los impactos predichos o predeterminados
Estudios basados en las observaciones reales	Los estudios requieren unos datos de partida, y protocolos experimentales que se anticipen a los impactos.
Sitios de referencia usados si están disponibles.	Control de los lugares afectados por el proyecto de importante rigor científico de métodos de técnicas estadísticas.
Técnicas estadísticas usadas en la identificación y focalización de errores en la predicción de EIA.	Focalización del entendimiento de la relaciones de causa efecto.
Beneficios de los programas de EIA porque el EIA usa los errores del pasado.	Beneficios del programa porque la ciencia de la predicción de impactos se mejora.
Pueden ser vistos de impactos porque muestran impactos retrospectivos a las predicciones de EIA.	Estructura como predicciones en los experimentos científicos que diseñan las hipótesis

Tal y como se ha visto hasta ahora, las auditorías juegan un papel muy importante en el diseño ambiental de una empresa (Ferreira *et al.*, 2006). Es por esto que son una herramienta de los Sistemas de Gestión Medioambiental, que han surgido con gran fuerza (Rezaee y Szendi, 2000), entre los que destacan la familia de normas ISO 14.000 desarrolladas por la Organización para la Estandarización Internacional (ISO), previa aceptación de una regulación comunitaria EEC nº 1836/93, y que proporcionan un conjunto de guías para la certificación de organizaciones (Rezaee y Szendi, 2000; Honkasalo, 1998). Existe además el Sistema Comunitario de gestión y auditoría medioambientales (EMAS), al que las organizaciones pueden adherirse también con carácter voluntario. La diferencia entre ellos estriba en el carácter nacional o europeo de la norma, pudiéndose establecer algunas diferencias procedimentales, como es el caso de la declaración ambiental validada, requisito indispensable para la implantación de un sistema de gestión de conformidad con el EMAS.

En el marco de la gestión de los residuos hay ejemplos de aplicación de las auditorías ambientales. Este es el caso de Dowie *et al.* (1998) que aplicaron las auditorías al Laboratorio Whiteshell de Energía Atómica de Pinawa (Canadá). Con ellas, se aseguraba las oportunidades de minimización de residuos y la medida de las cantidades de residuos generados por la institución. Con las auditorías se permitía determinar el peso de los residuos generados, caracterizar el residuo y desarrollar y mejorar el plan de acción (Hammer, 1995). El método diseñado fue el AECL'S SW-EMS (Atomic Energy Canada Limited Solid Waste - Environment Management System) que realizaba (CCME, 1996):

- Una aproximación final, que medía el material generado por una determinada actividad.
- La aproximación a las actividades que generaban el residuo y el reciclaje tal y como habían sido diseñados.
- La aproximación a la entrada y salida de material de cada área de actividad.

Para Dowie *et al.* (1998) las auditorías verifican un incremento significativo en la cantidad de materiales vertidos al vertedero y la aplicación del método demostró que no era necesaria la localización de una cantidad sustancial de dinero para desarrollar e implementar un modelo exitoso. Involucraba evaluaciones de la organización, gestión y equipos siendo por tanto un reflejo del funcionamiento de una determinada actividad.

1. ANTECEDENTES

Otro ejemplo fue el mostrado por McCartney (2003) que estableció también un procedimiento de auditorías para residuos no peligrosos cuyo objetivo fue el de conocer la reducción de residuos y las recomendaciones de reciclaje, basadas en la medición cuantitativa de los RSU generados.

El uso de auditorías ambientales en un vertedero en explotación, va más allá de la observación y hallazgo de incumplimientos de la legislación, procedimientos o requisitos de carácter ambiental. Este instrumento involucra también evaluaciones de la organización, gestión y equipos, por lo que es necesario el conocimiento de los procesos técnicos y económicos. Evidentemente, los mayores beneficios del uso de las auditorías ambientales, se lograrán en la medida que éstas faciliten la definición de fórmulas para superar las deficiencias encontradas, las cuales pasarán a formar parte de un conjunto de herramientas que pueden ser utilizadas en el contexto de la explotación de un vertedero (SEMAT, 2003).

1.4.2.2. Análisis del Ciclo de Vida

El Análisis del Ciclo de Vida (Life Cycle Assessment, LCA) es un método internacionalmente estandarizado, basado en la norma ISO 14040 (1997) y desarrollado en base a principios de la ingeniería química. Está considerado como la mejor herramienta de manejo que puede ser usada para obtener un justo entendimiento y una cuantificación objetiva de todos los impactos ambientales relacionados con distintos escenarios de manejo de residuos ya que tiene en cuenta, desde la fuente de extracción, hasta el último tratamiento que ese bien o servicio ha sufrido (Arena *et al.*, 2003) (autores como Bravo, 2007, lo contemplan en el sistema de recogida a través del sistema de puerta a puerta).

Se considera una herramienta útil para un adecuado entendimiento y cuantificación de los impactos ambientales relacionados con el manejo de residuos urbanos (Bovea y Powell, 2004).

Esta metodología fue aplicada en la Comunidad Valenciana con el fin de evaluar el impacto ambiental de vertederos en funcionamiento, para lo cual se establecieron dos niveles. El primero tuvo como finalidad el conocimiento de las emisiones producidas en los mismos, con el objetivo de obtener un indicador de impacto en cada una de las categorías establecidas. El segundo nivel permitió dar diferentes

pesos o ponderaciones a cada uno de los indicadores ambientales obtenidos en la fase anterior (Bovea y Powell, 2004).

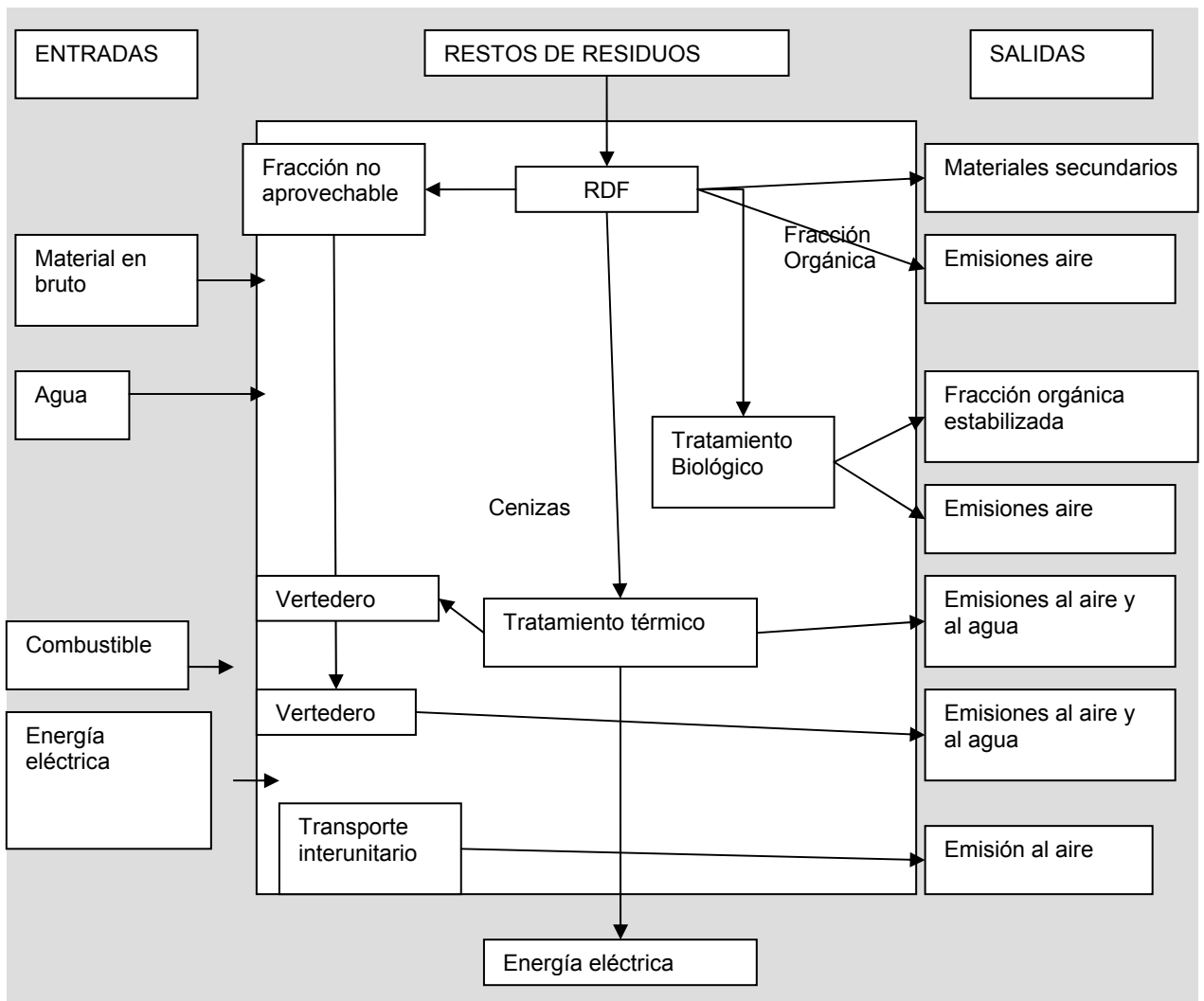


Figura 1.10: Entradas y salidas en un sistema LCA (Arena *et al.*, 2003)

El LCA comienza desde la fuente de extracción y finaliza en un producto sin uso, material inerte del vertedero o emitido al aire o agua (McDougall y Hruska, 2000). Está constituido por cuatro etapas: (i) definición del alcance, (ii) inventario del ciclo de vida, (iii) análisis del ciclo de vida e interpretación de resultados, en las cuales se calculan las entradas (material de desecho, recursos y energía) y salidas (emisiones al aire, agua y residuos sólidos), para finalmente (iv) llevar a cabo una agregación al ciclo de vida por balances de materia y energía (Arena *et al.*, 2003), tal y como se recoge en la Figura 1.10. De todas estas etapas debe destacarse que el LCI (Inventario del Ciclo de Vida) es el mayor escenario de consumo del LCA. Se han descrito distintos modelos para el manejo de LCI que facilitan la toma de decisión y que suelen ser específicos del país donde se desarrollan:

1. ANTECEDENTES

- ISW “Integrated Solid Waste” fue desarrollado por White *et al.* (1995) y mejorado por McDougall *et al.* (2001). En él, se desarrollaban diferentes modelos de inventarios LCI para facilitar el manejo de residuos.
- La Agencia de Protección Medioambiental Norteamericana (USA EPA) ha desarrollado una herramienta informatizada de estrategias de manejo de los residuos urbanos (Weitz *et al.*, 1999).
- El Software WISARD (1999) (Waste Integrated Systems Assessment for Recovery and Disposal), desarrollado por la Agencia de Protección Medioambiental del Reino Unido (UK Agency Environmental), establece las mejores decisiones ambientales para el manejo del residuo.
- ORWARE (Organic Waste Research) es un modelo informático de evaluación de las fracciones orgánicas e inorgánicas en los residuos sólidos (Eriksson *et al.*, 2002).
- Sima Pro 6 (2004). Es un programa que ha sido aplicado en diferentes escenarios del manejo de los residuos urbanos, como instrumento de medida del impacto ambiental. Para ello, todos los datos del LCI han sido modelados como un nuevo material, proceso, transporte, sistema energético y tratamiento de residuos. Los resultados ambientales para este estudio están presentados globalmente para cada uno de los cuatro escenarios (0, 1, 1V, 2, 2V) establecidos, de manera separada, analizando la contribución individual de cada uno. El Sima Pro 6 puede incorporar procesos multicriterio de selección del escenario de la mejor alternativa. Establece los siguientes escenarios:
 - Escenario 0 (de base), el cual reproduce la existencia de estrategias de manejo de residuos en un área.
 - Escenarios 1/1v, que enfatizan la reconversión de la fracción putrefascible. Los residuos domésticos se dividen en tres fracciones: putrescible, reciclable y no aprovechable. Sin embargo, en el escenario 1 la disposición final se hace sin reconversión de energía al contrario que 1v.
 - Escenarios 2/2v, los cuales enfatizan la calidad en la reconversión de materiales, ambos orgánicos e inorgánicos. Los residuos domésticos se separan en cuatro fracciones: putrescibles, inorgánicas, reciclables y no aprovechables. La diferencia entre 2/2v estriba en que la primera se hace sin reconversión de energía y la segunda con ella.

1.4.2.3. Metodología de Diagnóstico ambiental de Vertederos de la Escuela de Ingeniería en Construcción de la Universidad Católica de Valparaíso (Chile)

La Escuela de Ingeniería de Construcción de la Universidad Católica de Valparaíso en Chile desarrolló en 1984 una metodología que fue aplicada en el diagnóstico ambiental de vertederos controlados e incontrolados de residuos domiciliarios e industriales. Posteriormente se empleó en España gracias a un convenio entre la Diputación Regional Cantabria y la Universidad de Cantabria en el desarrollo del Plan Director de Residuos, con la fin de evaluar la problemática ambiental de 69 puntos de vertido existentes en la dicha comunidad autónoma (Szanto *et al.*, 1984).

Esta metodología se basaba en el análisis y cuantificación de un conjunto de *factores de campo y de operación* que identificaban aquellos aspectos del vertedero que podían tener una incidencia en la afección ambiental del mismo. Estos factores se clasificaron en dos grupos (Szanto *et al.*, 1984):

- Primarios o directos. Incluían factores físicos e incluso biofísicos que impactan al vertedero.
- Secundarios o indirectos. Se referían a los problemas socioculturales, políticos y económicos inducidos por los anteriores.

Para la evaluación de los vertederos se consideraron 20 factores de campo y de operación, cada uno de los cuales contaba con un valor entre 0 y 15, otorgado por el evaluador en base a sus conocimientos sobre las instalaciones, siendo el valor más bajo el más favorable y el más alto el menos (Tabla 1.6) (Szanto *et al.*, 1984).

Tabla 1.6: Definición de los factores de campo y operación y su cuantificación.

FACTORES	CONDICIONES	VALOR
Colocación de residuos	Limitado (cercado, cerrado)	0
	Parcialmente limitado	9
	No limitado	15
Compactación	Satisfactoria.	0
	Limitada o deficiente.	9
	Sin compactación.	15
Cobertura periódica	Diariamente 15/20 cm. de material adecuado y compactado.	0
	Diariamente cobertura deficiente.	3
	Dos veces por semana.	6
	Semanal.	10
	Sin recubrimiento.	15
Cobertura final	0,6m o más	0
	Menos de 0,6m	6
	Nada	15

1. ANTECEDENTES

Tabla 1.6: Definición de los factores de campo y operación y su cuantificación. *Continuación.*

FACTORES	CONDICIONES	VALOR
Superficie terminada	Labrada o sembrada.	0
	Con presencia de vegetación.	4
	Estéril o erosionable.	9
Presencia de materiales livianos.	Ninguna	0
	Controlada.	1
	Parcialmente controlada.	3
	Incontrolada.	6
	No considerada (para sitios sin control)	9
Destrucción de objetos voluminosos	Destruídos	0
	Pequeños conjuntos no cubiertos	3
	Grandes conjuntos no cubiertos	6
Quema de residuos	Ninguna	0
	Controlada (con manejo de instalaciones)	3
	Quema libre, mensual o menos (ocasional no frecuente)	9
	Quema libre durante meses (frecuentemente)	15
Vectores y animales	Ninguno	0
	Algunos insectos y pájaros	6
	Insectos, pájaros, roedores y otros animales.	15
Residuos peligrosos	No existen RTP's en el sitio.	0
	Cubiertos con suelo impermeable	3
	Cubiertos con suelo permeable.	9
	No cubiertos	15
Aguas subterráneas.	Residuos ubicados lejos de aguas subterráneas.	0
	Residuos ubicados cerca de aguas subterráneas (5m)	5
	Residuos en contacto con aguas subterráneas.	9
	Residuos colocados sobre suelo permeable.	15
Aguas superficiales	No existen en las cercanías.	0
	Residuos cercanos a las aguas superficiales.	3
	Residuos en contacto con las aguas superficiales	9
Drenaje de gases.	Buen sistema de drenaje.	0
	Limitado o deficiente sistema	5
	Sin drenaje	9
Polvo	Sin polvo.	0
	Algo de polvo (no mucho), parcialmente controlado.	2
	Mucho polvo.	4
Visibilidad del lugar	No visible (apantallado)	0
	Visible a corta distancia.	3
	Visible a gran distancia.	6
Acceso al lugar	Sector aislado.	0
	Poblados esparcidos, granjas o sitios industriales.	3
	Sectores semiurbanos de la periferia.	6
	Residencial, urbano consolidado.	9
Control de líquidos lixiviados	Adecuado control y tratamiento.	0
	Deficiente control.	5
	Sin control.	9
Calidad de suelo del emplazamiento.	Estériles.	0
	Ganaderos o forestales.	4
	Agrícolas de baja productividad.	8
	Agrícolas de alta productividad (o urbanos consolidados)	12
Impermeabilización	Sellado adecuado más sistemas de monitoreo.	0
	Sellado sin sistemas de monitoreo.	6
	Sin ningún tipo de sellado.	12
Estabilidad de la masa.	Previsión por inestabilidad estructura, fuego, viento, etc.	0
	Parcialmente previsto.	9
	Imprevisto.	15

La asignación de los valores se considera la parte más subjetiva del análisis, y para su formulación había que contar con cierto grado de especialidad en el tema y experiencia en la realización de este tipo de evaluaciones. Para ello la metodología contaba con tres etapas de trabajo (Szanto *et al.*, 1984):

- La primera, o trabajo de campo, consistía en completar una ficha de caracterización que recogía los antecedentes identificativos y descriptivos del área en estudio. Para ello se tomaba como fuente de datos, además de la información recogida en la visita a la zona, los Ayuntamientos, servicios de salud, empresas que realizaban la disposición final, Ministerios como el de Medioambiente, Salud y Comisión Nacional de Medio Ambiente, entre otros.
- La segunda fase llevaba a cabo la evaluación de seis parámetros ambientales: calidad del agua, calidad del aire, uso del suelo, estética y paisaje, flora y fauna, y bienestar de la comunidad que intentaban poner en evidencia el impacto de un determinado vertedero sobre el medio. Con ello se pretendía conocer la aptitud de un lugar para ubicar un vertedero, en cuanto a su localización geográfica e hidrogeológica, así como la idoneidad en sus labores de operación. Para efectuar la evaluación se utilizaban dos mecanismos: la observación directa y la consulta a los encargados de la administración del lugar. Una vez obtenidas las respuestas a las encuestas se obtenía una matriz de parámetros de campo, ésta se multiplicaba por la matriz de contribuciones proporcionales, recogida en la Tabla 1.7, donde se registra el peso de cada factor ambiental sobre parámetros considerados. La Matriz de Calidad Ambiental resultante señalaba, para cada factor de calidad ambiental, el índice asociado al vertedero evaluado.
- Finalmente el Índice Global de Calidad Ambiental se obtenía sumando todos los índices parciales de las seis columnas de factores ambientales, lo que permitía su análisis y comparación con los obtenidos para cada vertedero, para lo cual se establecían finalmente cuatro rangos de impacto sobre el medio: bajo, medio, alto y muy alto.

1.4.3. Fase de cierre, sellado y reinserción al medio

El Ministerio de Medio Ambiente, a través de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, ha desarrollado el Real Decreto 1481/2001, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Su finalidad ha

1. ANTECEDENTES

sido el establecimiento de un marco jurídico y técnico adecuado para las actividades de eliminación de residuos mediante depósito en vertederos, al tiempo que regula su ubicación, diseño y características, así como su correcta gestión y explotación.

En el art. 15 del citado Real Decreto se recoge que las autoridades competentes tomarán las medidas necesarias para que los vertederos a los que se les haya concedido autorización, o estén en funcionamiento a la entrada en vigor del presente Real Decreto, no continúen operando, a menos que cumplan los requisitos establecidos en la citada normativa, en cuyo caso se tendrá que proceder a su cierre, clausura y reinserción, sin perjuicio de lo establecido en la legislación sobre prevención y control integrado de la contaminación (IPPC) respecto de la adaptación de las instalaciones existentes incluidas en su ámbito de aplicación. En el Proyecto de Cierre y Sellado se deberá especificar el diseño de la cobertura final, los sistemas de control de aguas superficiales y drenaje, el control de los gases del vertedero, el control y tratamiento de los lixiviados, el sistema de supervisión ambiental, y los usos posteriores del espacio (Álvaro y Fantelli, 2001a; Hontoria y Zamorano, 2000; Bishop, 2004).

La identificación de los problemas ambientales generados por un vertedero en funcionamiento precisa de un previo diagnóstico ambiental. Las metodologías para la EIA, tal y como se ha analizado en el apartado anterior, son aplicables en la fase inicial de planificación, diseño y trazado (punto 1.4.1.), existiendo numerosas referencias bibliográficas relativas a su aplicación (Gómez, 1999; Hernández, 1998; Canter *et al.*, 1998; Conesa, 1997). Estas metodologías no son aplicables al caso que se está considerando, ya que se trata de instalaciones que están en funcionamiento; no obstante, al amparo de estas metodologías y con la finalidad de solucionar casos concretos, se han desarrollado otras que permiten llevar a cabo el diagnóstico ambiental de instalaciones en explotación que permiten resolver problemas particulares en algunas provincias o comarcas como es el caso de la provincia de Huesca (Barrenchea *et al.*, 1997), la provincia de Granada (Moya *et al.*, 2001) o la desarrollada por la Universidad de Granada, en colaboración con la Universidad Católica de Valparaíso en Chile (Calvo, 2003). En la mayor parte de los casos, estas metodologías son inventarios que poseen un carácter absolutamente local; se trata además de unas listas de impactos encontrados en los vertederos en los que se ha hecho el seguimiento, pero con un ámbito de aplicación muy

reducido; permiten comparar ambientalmente vertederos y la toma de decisiones para su control, cierre, sellado y re inserción.

Tabla 1.7: Índice global de calidad ambiental.

FACTORES DE CAMPO	CALIDAD DEL AIRE	CALIDAD DEL AGUA	USO DEL SUELO	ESTÉTICA	FLORA Y FAUNA	BIENESTAR (SALUD)
Colocación de residuos	0	0	0,5	0,3	0	0,2
Compactación	0	0	1	0	0	0
Cobertura periódica	0,3	0,3	0	0,4	0	0
Cobertura final	0	0	0,6	0,2	0	0,2
Superficie terminada	0	0,2	0,4	0,4	0	0
Presencia de materiales livianos.	0	0	0	1	0	0
Dstrucción de objetos voluminosos	0	0	0	1	0	0
Quema de residuos	0,3	0	0	0	0,1	0,6
Vectores y animales	0	0	0	0	0	1
Residuos peligrosos	0,1	0,1	0,1	0	0	0,7
Aguas subterráneas.	0	0,7	0	0	0	0,3
Aguas superficiales	0	0,7	0	0,1	0	0,2
Drenaje de gases.	0,5		0	0	0,1	0,4
Polvo	0,4	0	0	0,2	0,2	0,2
Visibilidad del lugar	0	0	0	1	0	0
Acceso al lugar	0	0	0,7	0,3	0	0
Control de líquidos lixiviados	0	0,4	0,1	0	0,1	0,4
Calidad de suelo del emplazamiento.	0	0	0,6	0,4	0	0
Impermeabilización	0	0,3	0,5	0	0	0,2
Estabilidad de la masa.	0	0,3	0,3	0,1	0	0,3

1.4.3.1. Elaboración del inventario de vertederos de RSU y asimilables a urbanos en la provincia de Huesca.

Barranchara *et al.* (1997) elaboraron un inventario y diagnóstico ambiental de los puntos de vertido de la provincia de Huesca. Se trataba de una metodología que recogía datos relativos a la ubicación del depósito de residuos, el vaso de vertido y sobre los propios residuos depositados en los mismos.

En las visitas de campo se obtuvo información sobre la práctica de quemas incontroladas en los puntos de vertido, existencia de vallado, red de drenaje, cubrición y vigilancia, depósito de residuos industriales y animales, afección a aguas cercanas, al paisaje y a núcleos de población cercanos. Con la información observada se tuvo conocimiento del estado ambiental de los puntos de vertido, lo que permitió su clasificación y la toma de decisiones para su recuperación ambiental. La clasificación de los puntos de vertido permitió diferenciar seis tipos de vertederos:

- Categoría A: vertedero controlado; se caracterizaba por tener vigilante y horario de apertura, valla cerrada, acondicionamiento de vaso, sistema de drenaje y balsa de lixiviados, cubrición diaria; sin quemas.
- categoría B: vertedero semicontrolado; constituido por valla cerrada, acondicionamiento del vaso, sistema de drenaje y balsa de lixiviados; en algunos se practicaban quemas.
- Categoría C: vertedero inadecuado; valla en mal estado o abierta; quemas habituales.
- Categoría D: basurero incontrolado; sin instalaciones ni medidas de control.
- Categoría E: escombrera; basureros de residuos inertes sin instalaciones ni medidas de control.
- Categoría F: basureros sellados.

1.4.3.2. Catálogo de Vertederos Incontrolados de la provincia de Granada y Plan de Sellado

1.4.3.2.1. Introducción

Las características socioeconómicas y poblacionales de la provincia de Granada, con un predominio de municipios pequeños y medianos, con una gran carencia de

recursos técnicos y económicos, y una alta dispersión territorial, propició en el pasado una deficiente gestión de los residuos que se producían. El tratamiento usual consistía en el vertido incontrolado, llegándose a contabilizar más de 400 puntos de vertido en toda la provincia (Medialdea y Peula, 2001).

Con el objetivo de encontrar una solución integral a los problemas planteados por los residuos urbanos en la provincia de Granada, surgió la necesidad de redactar un Plan Director de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos (PDGRSU). Éste se centró en el transporte, tratamiento y eliminación de los residuos domiciliarios y asimilables, quedando la prerrecolecta y recolecta como servicios de competencia directa de los Ayuntamientos.

El PDGRSU comienza su andadura en 1985 mediante la firma de un convenio entre la Diputación Provincial y la Agencia de Medio Ambiente, hoy integrada dentro de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Los cambios en la legislación vigente sobre residuos urbanos acaecidos durante la fase de redacción del Plan, así como la mayor sensibilización medioambiental de la sociedad, hicieron que las soluciones ofrecidas evolucionaran desde una gestión basada en vertederos controlados, allá por el año 1987, hasta la solución definitiva aprobada en 1995. En ella se recoge que todos los residuos domiciliarios se someterían a un tratamiento mecánico-biológico, apostando de esta forma por la recuperación y compostaje de los subproductos valorizables contenidos en los residuos domiciliarios (Moya *et al.*, 2001).

En el momento en el que se desarrolla el PDGRSU, la mayor parte de los vertederos incontrolados de la provincia estaban constituidos por los puntos de vertido de residuos municipales. A medida que los Ayuntamientos se fueron incorporando de forma efectiva al Plan Director, se posibilitó el cierre de estos vertederos incontrolados, algunos de los cuales todavía están pendientes de su clausura y sellado. Esta actuación va a estar encaminada a minimizar el riesgo ambiental y sanitario que suponen y recuperar el espacio ocupado para un nuevo uso del suelo. Por ello, uno de los objetivos principales planteados por el PDGRSU fue la reducción y corrección de los impactos medioambientales originados por la producción y vertido incontrolado de residuos sólidos urbanos en la provincia de Granada, pretendiendo una mejor calidad ambiental y de vida general. Para conseguirlo se realizaron actuaciones sobre residuos ya generados y que se

1. ANTECEDENTES

encontraban distribuidos mayoritariamente en numerosos vertederos incontrolados diseminados por la geografía de la provincia.

El **Catálogo de Vertederos Incontrolados de la provincia de Granada y Plan de Sellado** es un estudio realizado por la Diputación Provincial de Granada y por el Instituto Tecnológico Geominero de España. Los objetivos considerados para su desarrollo fueron (Moya *et al.*, 2001):

- Reducción y corrección de impactos ambientales originados por la producción y vertido incontrolado de residuos urbanos pretendiendo mejorar la calidad ambiental y la vida en general.
- Conocimiento del estado de la provincia de Granada en materia de vertido de residuos urbanos y establecimiento de una priorización de actuación que permitiera llevar a cabo un plan de sellado.
- Localización detallada de los puntos de vertido y caracterización de los mismos (tipo de residuos, magnitud, tratamiento y medio receptor).
- Evaluación del impacto ambiental y potencial sobre el medio ambiente y la salud.

Esta metodología tenía como ámbito de aplicación vertederos en activo, así como vertederos clausurados. Se basa en la ponderación de cada uno de los indicadores de impacto recogidos en trabajo de campo y su tratamiento matemático, de forma que se obtiene una calificación final para el vertedero, generando además varios coeficientes intermedios referidos a impactos específicos. Los datos de entrada utilizados para la valoración fueron los siguientes:

- estimación de la población vertedora
- riesgo de afección a las aguas superficiales y subterráneas (probabilidad y calificación del impacto)
- riesgo de afección a suelos (probabilidad y calificación del impacto)
- riesgo de contaminación atmosférica (probabilidad y calificación del impacto)
- riesgo para el hábitat y los ecosistemas (probabilidad y calificación del impacto)
- riesgo para la salud y las poblaciones (probabilidad y calificación del impacto)
- impacto paisajístico

- existencia de circunstancias singulares
- impactos evidentes
- tipo de tratamiento

1.4.3.2.2. Fases del estudio

Para desarrollar los trabajos de catalogación de los vertederos existentes en la provincia, la Diputación de Granada firmó un convenio con el Instituto Tecnológico Geominero. En este marco se desarrollan los trabajos previstos para alcanzar estos objetivos en tres fases que se recogen en la Figura 1.11 (Moya *et al.*, 2001).

En la **Fase I** se localizaron 282 puntos receptores de residuos sólidos procedentes de la recogida domiciliaria, las escombreras de gran entidad y los clausurados, de los que 187 eran vertederos municipales activos. La obtención de datos se hizo mediante encuestas en las que se recababa información detallada de las características del vertedero y de su emplazamiento, así como una primera clasificación de riesgos realizada “in situ” describiendo el vertedero y definiendo el entorno, así como calificación los riesgos de afección a los diferentes elementos del medio (aguas superficiales, aguas subterráneas, suelos, atmósfera, ecosistemas, salud pública)

En la **Fase II**, se unificó la información obtenida, eliminando subjetividades, para lo cual se ponderaron cada uno de los indicadores de impacto recogidos y se trataron matemáticamente. Así se obtuvo una calificación final para cada vertedero, generando también varios coeficientes o índices intermedios referidos a impactos específicos.

De la unificación de los resultados se llegó a la conclusión de que de los vertederos activos catalogados, sólo nueve de ellos se ubicaban en lugares considerados adecuados, y en veintinueve casos la localización era soportable desde el punto de vista ambiental. El resto se ubicaban en lugares considerados como desfavorables o muy desfavorables, de los cuales nueve eran considerados como alto riesgo ambiental, por lo que se consideró prioritaria la actuación en los mismos para establecer medidas de cierre, sellado y re inserción.

En la **Fase III**, se priorizó la actuación sobre los vertederos, para lo cual se marcaron unas directrices de actuación de carácter orientador y genérico, con las

1. ANTECEDENTES

que se pretendió uniformizar los criterios de un plan de acción que había de basarse en los condicionantes puntuales. Para ello se tuvieron en cuenta las siguientes premisas:

- El riesgo de afección a las aguas subterráneas, superficiales, a espacios naturales o a la salud pública, marcaban los vertederos con más peligro potencial.
- Los riesgos a la atmósfera y al paisaje eran evitables mediante la aplicación de medidas correctoras.
- Ante el mismo riesgo de impacto, prevalecía el vertedero de mayor tamaño.
- A los vertederos clausurados se les da la misma prioridad que el vertedero activo del mismo municipio, con el fin de que se acometiera su recuperación al mismo tiempo.

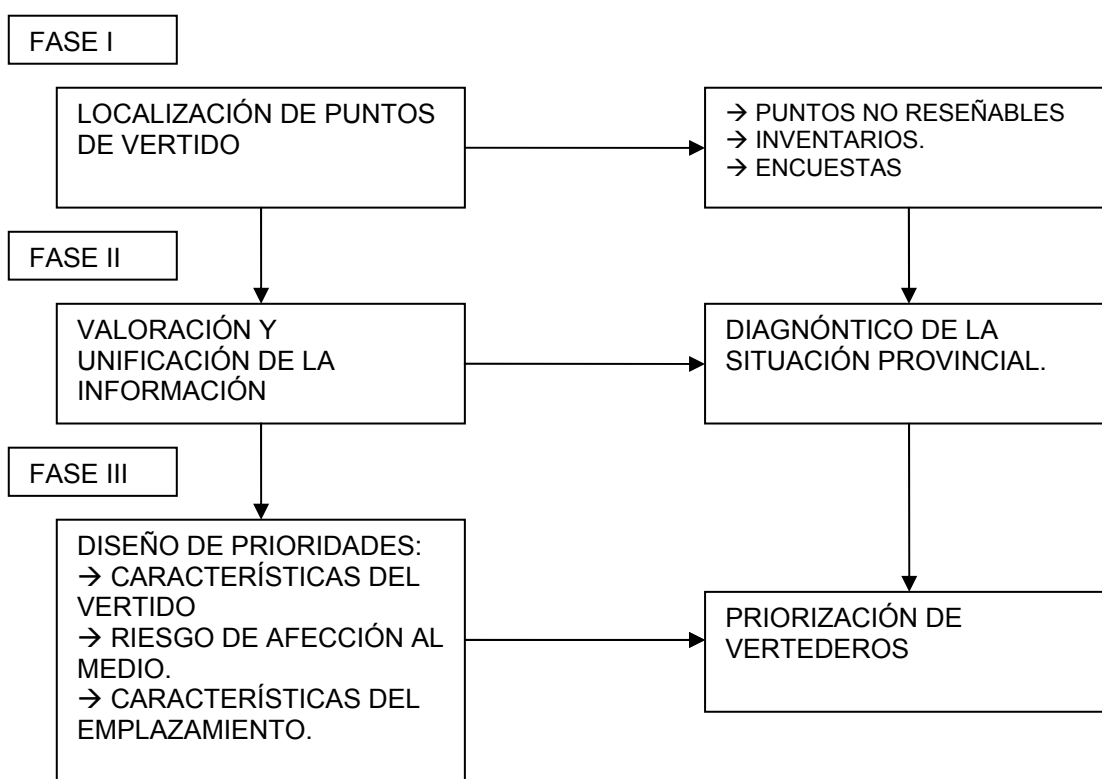


Figura 1.11: Fases de Estudio

1.4.3.2.3. Determinación de los índices de afección

La determinación de los índices de afección, recogidos en la figura 1.12, se realiza mediante la utilización de parámetros referidos a diferentes elementos del medio.

Estos parámetros son la base de determinación de otros coeficientes, los cuales son obtenidos por el producto de la probabilidad de ocurrencia y la calificación de impacto (obtenidos directamente de la encuesta), de acuerdo con la ponderación que aparece en la Tabla 1.8.

Tabla 1.8: Ponderación de los coeficientes.

Probabilidad de ocurrencia (P)		Calificación del impacto	
	Valor		Valor
Nula	0	Nulo	0
Baja	1	Bajo	2
Alta	1,5	Medio	4
Inminente	2	Alto	5

Tal y como se recoge en la figura 1.12, los índices que se determinan para cada vertedero son los siguientes:

- **Índice de afección a aguas superficiales (ISP).** Define el riesgo de afección a las aguas superficiales, en función de vertidos a cauces o proximidades y el aprovechamiento que de sus aguas se realizan.
- **Índice de afección de aguas subterráneas (ISB).** Se define en virtud del riesgo de afección a las aguas subterráneas por vertidos sobre sustratos de diversa permeabilidad con o sin aprovechamiento del agua subterránea.
- **Índice de afección a suelos (ISU).** Indica riesgo de afección a suelos por vertidos especialmente contaminantes, dispersión de residuos, usos de suelos colindantes, etc.
- **Índice de afección por contaminación atmosférica (IAT).** Determina el riesgo de contaminación atmosférica por quema de residuos, olores, humos, etc y la posibilidad de impacto en poblaciones o transeúntes.
- **Índice de afección al patrimonio natural (INA).** Se define en virtud del riesgo de afección a habitats y ecosistemas de cierto valor natural o cultural.
- **Índice de afección a la salud (ISA).** Se define en virtud del riesgo de afección a la salud o poblaciones como consecuencia de la proximidad de zonas o elementos urbanos, presencia de vallado, etc.
- **Índice de afección paisajística (IPA).** Indica el impacto visual del vertedero desde áreas urbanas o vías transitadas, teniendo en cuenta la entidad del vertedero, su tipo de tratamiento y sensibilidad de la zona donde se ubica. Su determinación se realiza de modo distinto a los índices anteriores, de acuerdo con unos coeficientes de ponderación establecidos para ello,

1. ANTECEDENTES

recogida en la Tabla 1.9. De este modo, y de acuerdo con el valor que tome el índice, se considerarán los grados de afección que se recogen en la Tabla 1.10.

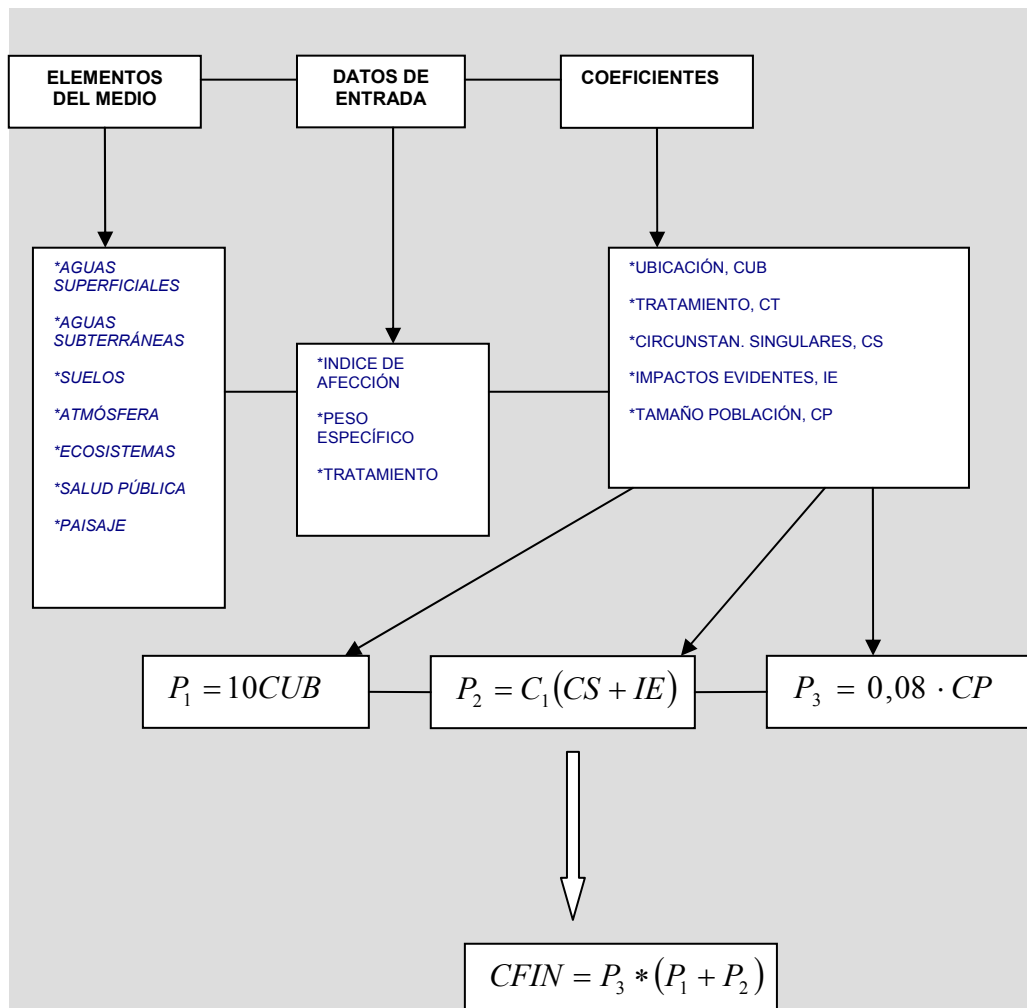


Figura 1.12: Cálculo de los índices de la metodología

Tabla 1.9: Ponderación del IPA.

Calificación	Valor
Con impacto	10
Impacto bajo/nulo	0

Tabla 1.10. Grados de afección

Valor del índice	Grado de afección
0-2	Bajo/nulo
3-4	Medio
5-6	Alto
7-10	Muy alto

a) Coeficiente de ubicación (CUB)

Este coeficiente integra todos los aspectos relacionados con el medio donde se instala el vertedero. Su determinación se realiza mediante la suma de los diferentes índices de afección al medio, antes definidos, multiplicados por un peso específico que se establece para cada elemento. Se calcula aplicando la expresión matemática eqn (1).

$$CUB = \sum_j (I * P) \quad (1)$$

Donde

I_j , es el índice de afección del vertedero para cada uno de los elementos del medio

P_j , es el peso específico de cada elemento del medio.

Para fijar el peso específico de cada elemento del medio se tiene en cuenta la vulnerabilidad del medio ante los vertidos de RSU, y el valor se establece en base a criterios espacio-temporales que estiman la extensión que podría alcanzar el impacto y la permanencia o reversibilidad del mismo.

En relación a la **afección espacial** se consideran dos niveles:

- **Nivel 1:** su incidencia queda limitada a la propia extensión del vertido o sus inmediaciones (valor 5).
- **Nivel 2:** supone un riesgo para áreas más amplias (10).

En cuanto a la afección temporal se consideran tres niveles:

- **Nivel 1:** el elemento es recuperable, tan solo con la aplicación de medidas correctoras sobre el vertedero (valor 1).
- **Nivel 2:** el elemento es corregible a corto plazo, con eliminación de la masa de vertido o su sellado (valor 2).
- **Nivel 3:** el elemento se viera afectado de modo permanente o sea corregible a largo plazo, con eliminación o sellado del vertedero (valor 3).

De este modo, el peso específico corresponde al producto de la afección espacial por la afección temporal.

1. ANTECEDENTES

Considerando los pesos específicos de cada uno de los índices de afección, el coeficiente de ubicación se determina según la eqn (2).

$$CUB = (20ISP + 30ISB + 10ISU + 5IAT + 15INA + 15ISA + 5IPA)/10 \quad (2)$$

El coeficiente de ubicación tendrá un valor entre 1 y 100 y una calificación relativa según se recoge en la Tabla 1.11.

Tabla 1.11: Valores del coeficiente de ubicación.

Valor de CUB	Calificación
1-10	Emplazamiento adecuado
10-20	Emplazamiento soportable
20-40	Emplazamiento desfavorable
40-70	Emplazamiento muy desfavorable
>70	Emplazamiento de alto riesgo

b) Coeficiente de circunstancias singulares (CS)

Pretende resumir aquellos aspectos singulares relacionados con la composición del vertido y la presencia de componentes distintos de los residuos domésticos. Su valor oscila entre 0 y 10, y su determinación se realiza a partir de la eqn (3).

$$CS = (NE + RI + VL + PI + PL + OT)/10 \quad (3)$$

Donde NE (Existencia de neumáticos), RI (Residuos industriales), VL (Vertidos líquidos), PI (Acumulación de pilas), PL (Plaguicidas) y OT (Otros) son datos de explotación especificados en la ficha de campo y que se determinan según la valoración recogida en la Tabla 1.12.

Tabla 1.12: Valores del coeficiente de circunstancias singulares.

Circunstancias	Valor
Existencia de neumáticos (NE)	5
Residuos industriales (RI)	25
Vertidos líquidos (VL)	30
Acumulación de pilas (PI)	10
Plaguicidas (PL)	10
Otros (hospitalarios, animales...) (OT)	20

c) Coeficiente de impactos evidentes (IE)

Este coeficiente se define en base a los datos aportados por las fichas de campo en relación a los impactos detectables a simple vista. Su valor oscila entre 0 y 15, y se determina de acuerdo a la Tabla 1.13.

Tabla 1.13: Valores del coeficiente de impactos evidentes.

Impactos Evidentes	Valor
Presencia de lixiviados (LIX)	30
Quema de neumáticos (NA)	25
Combustión incontrolada (CO)	30
Abundancia de insectos o roedores (INS)	10
Rebusca o transeúntes (RE)	20
Sustrato permeable (PE)	25
Dispersión por vientos (DV)	10

Este coeficiente se calcula según la equ (4).

$$IE = (LIX + NA + CO + INS + RE + PE + DV)/10 \quad (4)$$

d) Coeficiente de tratamiento (CT)

Se define según el tipo de tratamiento que los vertederos reciben de modo inadecuado ya que se trata de la quema incontrolada o el recubrimiento con escombros dando lugar a un incremento del impacto en vez de una minimización del mismo. Se evalúa cada tipo de tratamiento sobre cada uno de los elementos del medio evaluados, estableciendo un índice de tratamiento que al multiplicarse por el índice de afección agrava o minimiza su impacto.

En esta metodología la quema de residuos es considerada una práctica positiva para las aguas superficiales o subterráneas, ya que se presupone una eliminación de lixiviados aunque por otra parte, se produce una grave afección a la atmósfera, salud o paisaje, además del riesgo de incendio que supone en vertederos situados en zonas de cierto valor natural.

Por otro lado, el recubrimiento, realizado con escombros y de modo no controlado, se puede considerar como un vertido adicional, con el consiguiente riesgo de

1. ANTECEDENTES

afección a los recursos hídricos por contaminación con metales pesados. Además la probabilidad de una combustión espontánea e incendio aumenta. Puede disminuir el impacto del vertedero sobre la salud pública, paisaje y atmósfera pues se evitan olores, y el contacto directo con animales domésticos y personas.

En los vertederos donde no se realiza tratamiento, el valor de este coeficiente coincide con el Coeficiente de Ubicación (CUB).

La magnitud del índice de tratamiento oscila entre 0 y 2, de modo que los tratamientos que aumentan el riesgo de impacto tendrán un valor de $T > 1$ y los que disminuyen el impacto tendrán un valor de $T < 1$. En la Tabla 1.14 se recogen los valores que adoptan los índices de tratamiento para cada elemento del medio.

Tabla 1.14. Valores de los índices de tratamiento.

	Quema	Recubrimiento	Mixto	Nada
Agua superficial (Tsp)	0.75	2	1	1
Agua subterránea (Tsb)	0.75	1	1	1
Suelos (Tsu)	1	1.25	1.25	1
Atmósfera (Tat)	2	0.5	2	1
Espacios naturales (Tna)	2	2	2	1
Salud pública (Tsa)	1.5	0.75	0.75	1
Paisaje (Tpa)	2	0.75	2	1

En función a los valores asignados a T, el coeficiente de tratamiento se determina en función a la equ (5).

$$CT = \left(\frac{20ISP * Tsp + 30ISB * Tsb + 10ISU * Tsu + 5IAT * Tat + 15INA * Tna + 15ISA * Tsa + 5IPA * Tpa}{10} \right) \quad (5)$$

e) Coeficiente de magnitud del vertedero (CP)

Este coeficiente se define en virtud de la población vertedora estableciendo unos rangos de población permitiendo valorar el tamaño del vertedero en relación al volumen del mismo. El coeficiente oscila entre 1 y 10, siendo más significativo que la superficie afectada, ya que ésta depende de la morfología. Los rangos establecidos se recogen en la Tabla 1.15:

Tabla 1.15: Rangos de población.

Rango de población	Valor de CP
>25000 h.	10
10000-24999 h.	9
5000-9999 h.	7
1000-4999 h.	5
500-999 h.	3
<500 h.	2

f) Determinación del coeficiente de impacto final (CFIN).

Este coeficiente pretende articular todos los coeficientes parciales que se generan a lo largo de la valoración, de manera que su magnitud queda condicionada por ellos de acuerdo con las siguientes premisas:

- los diferentes riesgos de afección al medio natural definen el coeficiente de ubicación.
- el tratamiento del vertedero limita las afecciones que este puede ocasionar al medio natural.
- la relevancia del conjunto de circunstancias singulares observables y los impactos evidentes están condicionados por los parámetros de ubicación y el tipo de tratamiento que recibe el vertedero.
- el tamaño del vertedero limita el impacto causado.

Las Variables de Incidencia del Impacto se usan para calcular los coeficientes de ubicación y de tratamiento CUB y CT cuyos valores se reescalán en las variables P_1 y C_1 . Las variables de Circunstancias Singulares y de Impactos Evidentes se usan para calcular CS e IE respectivamente; estas variables y C_1 se combinan en P_2 . El tamaño de la población se transforma en CP que es reescalizada en P_3 .

La variable CFIN (**Coeficiente Final**) representa la evaluación final del impacto ambiental. Su valor está en el rango 0 – 1000 y viene dado por la equ (6).

$$CFIN = P_3(P_1 + P_2) \quad (6)$$

El coeficiente final es una magnitud globalizadora de la información, que permite discernir cuantos otros indicadores de afecciones puntuales entran en discordia.

1. ANTECEDENTES

Este coeficiente es realmente un indicador de la potencialidad futura del vertedero en virtud de su tamaño, emplazamiento, tipología de residuos y tratamientos.

Puede tomar valores entre 0 y 1000, si bien su distribución queda muy desplazada hacia valores bajos, coincidiendo con la tipología de los núcleos de población predominantes en la provincia de Granada, que genera vertederos pequeños con residuos eminentemente domésticos. Esto hace que su calificación, establecida relativamente, se instale en los siguientes rangos recogidos en la Tabla 1.16.

Tabla 1.16: Valores del Coeficiente Final.

Valor de CFIN	Calificación de impacto
0-50	Bajo
50-100	Medio
100-300	Alto
>300	Muy alto

1.4.3.3. Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos de residuos urbanos para su control, cierre, sellado y reinserción, desarrollada por la Universidad de Granada

1.4.3.3.1. Introducción

Cuando se aprueba en nuestro país el Real Decreto 1481/2001, que traspone la Directiva 31/99 relativa a la eliminación de residuos en vertederos, la situación en materia de vertederos se puede resumir en los siguientes aspectos (Uriarte, 2001):

- En estas fechas existían alrededor de 9.000 vertederos incontrolados, entendiendo como tales a las instalaciones que no tenían control de ninguna clase. No obstante muchos de ellos ya no estaban operativos, aunque estaban tal y como se encontraban el último día en que se depositó allí basura, y otros ya se habían restaurado ecológicamente.
- El número de vertederos controlados en España era de 290. De ellos el 89,06 % disponían de proyecto técnico. No obstante, el 80% de los vertederos considerados como controlados, no cumplían los requisitos de ubicación, diseño y explotación, establecidos en el citado Real Decreto.

La aprobación del Real Decreto supuso que las autoridades competentes tuvieran que tomar las medidas necesarias para que los vertederos en funcionamiento a su entrada en vigor, no continuaran operando, a menos que la entidad explotadora del mismo elaborara, y sometiera a la aprobación de la autoridad competente, un Plan de Acondicionamiento del mismo. Basándose en dicho Plan de Acondicionamiento, dichas autoridades adoptarían una decisión definitiva sobre la posibilidad de continuar las operaciones o, en caso contrario, tomarían las medidas necesarias para cerrar las instalaciones lo antes posible. Si se permitiera la continuación de las operaciones, y sobre la base del Plan de Acondicionamiento aprobado, la autoridad competente indicaría las obras necesarias y fijaría un período transitorio para la realización de dicho Plan.

Una vez finalizado el anterior período transitorio, y tras comprobar que el plan de acondicionamiento se ha ejecutado de forma adecuada, la autoridad competente, a más tardar el 16 de julio de 2009, concederá la oportuna autorización, en la que, de acuerdo con lo establecido en el artículo 9, se establecerá que el vertedero cumple los requisitos del Real Decreto.

La metodología propuesta por Calvo (2003) es el resultado de una investigación que tuvo como objetivo principal el diagnóstico ambiental de vertederos operativos en el momento de la aprobación del Real Decreto, con la finalidad de ser útil en la toma de decisiones para la redacción de Planes de Acondicionamiento o bien para proceder al control, cierre, sellado y reinserción de los mismos, teniendo en cuenta los requisitos establecidos en el Real Decreto 1481/2001.

La metodología está basada en una serie de criterios ambientales establecidos por las normativas vigentes sobre vertido y recurre al estudio pormenorizado de una serie de variables de vertedero, a partir de visitas realizadas a éstos. Gracias a una serie de índices ambientales, se pretende valorar cuantitativamente, los siguientes aspectos para cada vertedero analizado (Calvo, 2003):

- El conocimiento de la interacción ambiental existente entre la situación del punto de vertido y los parámetros o elementos del medio potenciales de afección.
- El valor ambiental de los parámetros considerados: aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo, salud.
- El estado de explotación del vertedero, desde un punto de vista ambiental.

1. ANTECEDENTES

Las hipótesis de partida establecidas para llevar a cabo la aplicación de esta metodología fueron las siguientes (Calvo, 2003):

- El diagnóstico únicamente es válido en el momento de la evaluación, disminuyendo con el tiempo excepto que se produzca un seguimiento.
- La metodología es aplicable únicamente en vertederos de residuos sólidos urbanos.
- La composición de residuos en vertedero se obtendrá a partir de datos históricos existentes, datos de caracterización de los residuos en los núcleos de población, o de la propia caracterización *in situ*.

Para la elaboración de la metodología Calvo (2003) recurrió al estudio pormenorizado de los puntos de vertido en Granada (España), teniendo en cuenta la catalogación de vertederos llevada a cabo por Moya *et al.* (2001) y la Vª Región de Valparaíso (Chile).

La aplicación de esta metodología se ha observado como una herramienta de gestión y planificación ambiental para la restauración de áreas impactadas por el vertido de residuos urbanos, facilitando una priorización ambiental y favoreciendo las medidas de control para su adecuación ambiental a la normativa vigente (Calvo *et al.*, 2004; Calvo *et al.*, 2006).

1.4.3.3.2. Parámetros

Para definir las características de los elementos del medio y su posterior valoración, Calvo (2003) indica que, en primer lugar, es necesario llevar a cabo la descripción del entorno circundante al punto de vertido, además de identificar los factores del medio que contribuyen a la interacción medioambiental con la dinámica del vertedero.

Para ello la metodología define los parámetros como los potenciales receptores de los impactos producidos por el vertido de residuos. Teniendo en cuenta las directrices de la Directiva 31/99, incluyó a las aguas superficiales, las aguas subterráneas, el suelo, la atmósfera y la salud.

1.4.3.3.3. Variables

La metodología de diagnóstico las define como aquellas características, seleccionadas por su sensibilidad en los procesos bioquímicos y físicos, que influyen directa o indirectamente sobre la afección ambiental de un determinado parámetro.

La valoración de estas variables permite cuantificar el riesgo de contaminación que el vertedero posee. Esta cuantificación se lleva a cabo mediante el concepto de *Probabilidad de Contaminación de los diferentes parámetros* (P_{bc_j}), para lo cual se aplica la expresión 7, en la cual, (j) hace alusión a los diferentes parámetros considerados, C_j es la clasificación de la variable (i) y P_j es la ponderación de la variable (i). La Probabilidad de Contaminación de cada parámetro, dependerá del estado de explotación del mismo, de las características de los residuos y de las características de desplazamiento de las emisiones en su entorno inmediato, definidas todas ellas por las indicadas variables.

$$P_{bc} = \sum C_j \times P_j \quad (7)$$

La *clasificación* (C_j) dependerá del estado de la variable y será la que aporte información sobre la situación del punto de vertido o sobre su interacción entre los procesos de vertido y de las características del medio respecto de esa variable.

La *Ponderación* (P_j) permite distinguir la diferente afección al entorno del punto de vertido para cada una de las variables. Con la finalidad de dar valor a esta ponderación se define el concepto de *elementos estructurales del punto de vertido* o lo que es lo mismo, elementos que intervienen directamente en la afección de los parámetros. Los elementos estructurales considerados son:

1. *Existencia de materia orgánica*. La presencia de materia orgánica en el punto de vertido afecta directamente en:
 - Producción de gases. Incide directamente en los elementos del medio: atmósfera, salud, aguas superficiales y subterráneas.
 - Producción de lixiviados. Incide directamente en los elementos del medio: suelo, salud, aguas superficiales y subterráneas.

1. ANTECEDENTES

2. *Humedad de la masa de residuos*. La existencia de agua dentro del punto de vertido afecta directamente en:
 - Producción de gases. Incide directamente en los elementos del medio: atmósfera, salud, aguas superficiales y subterráneas.
 - Producción de lixiviados. Incide directamente en los elementos del medio: suelo, salud, aguas superficiales y subterráneas.
3. *Densidad de los residuos*. La mayor o menor densidad de la masa de residuos, entendida como los residuos y el material de cobertura, afecta directamente en:
 - Producción de gases. Incide directamente en los elementos del medio: atmósfera, salud, aguas superficiales y subterráneas.
 - Producción de lixiviados. Incide directamente en los elementos del medio: suelo, salud, aguas superficiales y subterráneas.

Cuando la variable esté relacionada con los elementos estructurales proporcionará una mayor ponderación, con valor 2. En el caso contrario, cuando no estén relacionados con los elementos estructurales, adquieren valor mínimo 1.

Tabla 1.17: Ponderación y clasificación de la variable *compactación*

Variable	Condición	Ponderación	Clasificación	
compactación	Sin compactación	2	Alta	3
	Limitada o deficiente		Media	2
	Satisfactoria		Baja	1

Tabla 1.18: Ponderación y clasificación de la variable *edad del vertedero*

Variable	Condición	Ponderación	Clasificación	
Edad vertedero	Joven	1	Alta	3
	Edad media		Media	2
	Maduro		Baja	1

1.4.3.3.4. Definición de la Metodología

1.4.3.3.4.1. Índice de Interacción Medio-Vertedero o índice de impacto (IMV).

La metodología se basa en la formulación de un índice general denominado Índice de Interacción Medio Vertedero o Índice de Impacto (I.M-V). Este índice pretende

valorar la interacción medio–vertedero, que evalúa de forma conjunta las diferentes afecciones a cada parámetro con el objetivo de:

- Conocer el estado de explotación de un vertedero desde el punto de vista ambiental.
- Priorizar actuaciones ambientales en los vertederos estudiados.
- Valorar ambientalmente los elementos del medio que componen el entorno más inmediato.
- Conocer las interacciones existentes entre el estado ambiental del punto de vertido y los elementos del medio.
- Facilitar la toma de decisiones para el control, cierre, sellado y reinserción, indicando los planes necesarios de monitoreo correspondientes a cada una de estas etapas, para asegurar el control del vertedero hasta su estabilización y reinserción total al medio.

Tabla 1.19: Ponderaciones de las variables seleccionadas por Calvo (2003).

Variables	Aguas superficiales	Aguas subterráneas	Suelo	Atmósfera	Salud
Compactación	2	2	2	2	2
Tipo de residuos y % de materia orgánica	2	2		2	2
Edad del vertedero	1	1		1	1
Material de cobertura	2	2	2	2	2
Control de gases			1	2	1
Estado de los caminos internos				1	
Pluviometría	2	2		2	
Control de lixiviados	2	2	1	1	1
Cobertura final	2	2	2	2	2
Operatividad del punto de vertido	1	1	1	1	1
Pendientes hacia cauces superficiales	1				
Permeabilidad	1				
Sistema de drenaje superficial	1	1			
Existencia de aguas superficiales	2				
Punto situado en áreas inundables	2	2	2		
Punto de vertido en zona de escorrentía superficial	2	2	2		
Profundidad aguas subterráneas (valoración DRASTIC)		2			
Fallas		1			
Impermeabilización del punto de vertido	2	2	1		
Edad del vertedero y % de materia orgánica			2		
Taludes de vertedero			2		
Distancia a infraestructuras					2
Control ambiental					1
Distancia a núcleos poblados					2
Equipamiento personal					2

1. ANTECEDENTES

Su determinación, recogida en la Figura 1.13, viene dada por la expresión matemática (8) en la cual (i) son los parámetros considerados (aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo y salud), I.R.A_i es el Índice de Riesgo de Afección Ambiental del parámetro i y C.A.P_i es el Coeficiente Ambiental de Ponderación del parámetro i .

$$IM-V = \sum (IRA_i \times CAP_i) = (IRA_{a.sup} \times CAP_{a.sup}) + (IRA_{a.sub} \times CAP_{a.sub}) + (IRA_{atm} \times CAP_{atmp}) + (IRA_s \times CAP_s) + (IRA_{salud} \times CAP_{salud}) \quad (8)$$

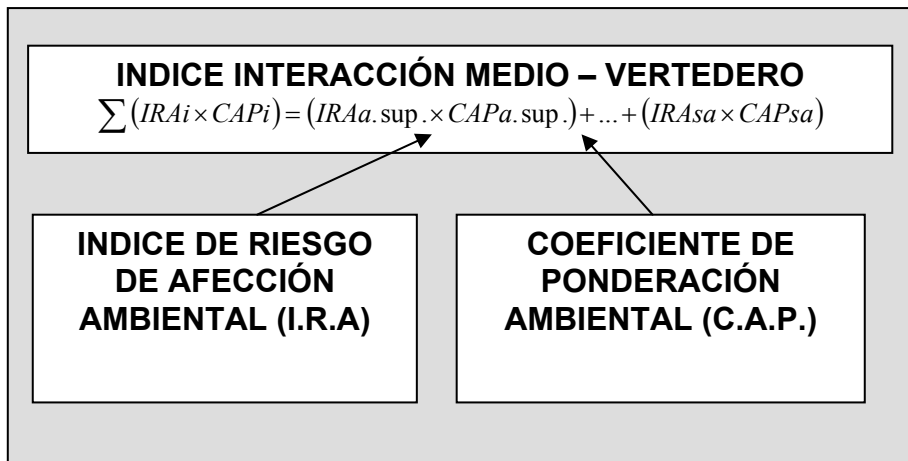


Figura 1.13: Determinación del Índice de Interacción Medio-Vertedero o Índice de Impacto.

A continuación se definen cada uno de los factores que intervienen en la formulación del Índice Medio-Vertedero.

1.4.3.3.4.2. Índice de Riesgo Ambiental (I.R.A)

Pretende conocer cual la potencial afección ambiental que se está produciendo para cada uno de los parámetros considerados, reflejando si existe o no interacción entre los procesos en el punto de vertido y las características del entorno. Viene dado por la expresión (9), en la cual (i) hace referencia a cada uno de los parámetros considerados, Pbc_i es la Probabilidad de contaminación del parámetro i , ya definida en el apartado 1.4.3.3.3. y Va_i es el Valor ambiental del parámetro i .

$$IRAi = \sum Pbc_i \times Vai \quad (9)$$

El Valor Ambiental de cada parámetro pretende identificar y cuantificar la consideración ambiental de cada parámetro en el entorno del vertido desde la relación existente entre las características del mismo (ambiental y/o sociopolítica) y las emisiones del punto de vertido. Para su determinación se han considerado, para cada parámetro, aquellas características que se encuentren relacionadas con los procesos de vertedero en cada caso y se les ha asignado un valor numérico; finalmente para cada parámetro se ha formulado una expresión matemática que relaciona los valores asignados.

Por ejemplo en el caso de las aguas superficiales se han definido cinco características (Tipo de curso de aguas superficiales, tipo de ramal, usos del agua, existencia de especies animales o vegetales y zona de escorrentía). La aplicación de la expresión matemática (10) permite la obtención del Valor Ambiental de este elemento del medio. Para el resto de los elementos del medio se lleva a cabo una determinación semejante.

$$VA \text{ a. sup.} = \sum C_j \times P_j (A_1 + A_2 + 2 \times A_3 + A_4 + A_5) \quad (10)$$

En esta metodología se ha considerado que el Valor Ambiental para los parámetros aguas superficiales y subterráneas son nulos cuando éstas se encuentren a una distancia superior a 1 km del borde de la masa de vertido (Barcelona *et al.*, 1990; Stegmann, 2000).

En el caso en que el vertedero se encuentre dentro de una zona protegida (Parque Natural, Reserva Natural o Áreas Protegidas) se considerarán máximos los valores ambientales para todos los parámetros, con la finalidad de priorizar las actuaciones en estos lugares, siempre y cuando no se cumpla la excepción anterior.

El valor ambiental final para cada parámetro tendrá la calificación de alto, medio, bajo y nulo, en función del resultado obtenido de la formulación matemática correspondiente, asignándole en cada caso un valor final un valor normalizado 3, 2, 1 y 0 respectivamente.

1.4.3.3.4.3. Coeficiente de ponderación ambiental (CPA)

El Coeficiente de Ponderación Ambiental considera el hecho de que determinados parámetros poseen mayor peso ambiental que otros a la hora de cuantificar el

1. ANTECEDENTES

impacto total o global. Se trata de un coeficiente variable para cada vertedero y se cuantificará en base a indicadores que relacionan las características de la afección con las características espaciales, temporales y legislativas del parámetro (Leal y Rodríguez, 1998 y Gómez, 1999).

La valoración de los coeficientes de ponderación ambiental se ha realizado mediante la expresión matemática (11). En ella, y en relación al impacto, I es la Intensidad, R la Reversibilidad, D la Duración y E la Extensión.

$$CPA = (I \times (R + D + E)) / 3 \quad (11)$$

Estos coeficientes pueden teóricamente variar para casos concretos de estudios específicos de vertederos dependiendo de las características territoriales: ambientales, políticas, sociales y del enfoque del mismo.

Tabla 1.20: Indicadores utilizados en la valoración de los coeficientes de ponderación ambiental⁸

INDICADOR	VALOR DEL INDICADOR	OBSERVADOR
INTENSIDAD(I): Hace referencia a la severidad de la alteración en el elemento del medio.	Sin Importancia	Cuando la afección sobre el elemento del medio considerado debido a las características de éste carece de importancia o no es considerada.
	Menor = 1	
	Moderada = 2	
	Mayor = 3	
REVERSIBILIDAD (R)	Reversible = 1	Cuando la afección sobre el elemento del medio considerado es reversible.
	Irreversible = 3	Suponen una dificultad extrema, sea técnica o financiera, para revertir la situación de degradación ambiental.
DURACION DEL EFECTO (D)	Temporal = 1	Temporal: Cuando la alteración del medio no permanece en el tiempo.
	Permanente = 3	Permanente: Cuando supone una alteración indefinida en el tiempo
EXTENSION (E) (Alcance espacial del efecto)	Puntual = 0	Se limita al área de emplazamiento del relleno.
	Parcial = 1	Se extiende a la microcuenca de emplazamiento
	Extenso = 2	Alcanza áreas externas a la microcuenca y poblados vecinos
	Total = 3	Compromete la macrocuenca del emplazamiento del vertedero

⁸ El criterio sobre importancia legislativa situará a aquellos elementos del medio que posean prioridad de preservación con la valoración máxima obtenida para cualquiera de los elementos del medio. Si coincide el elemento del medio preservado legislativamente con la máxima ponderación, esta se mantendrá invariable.

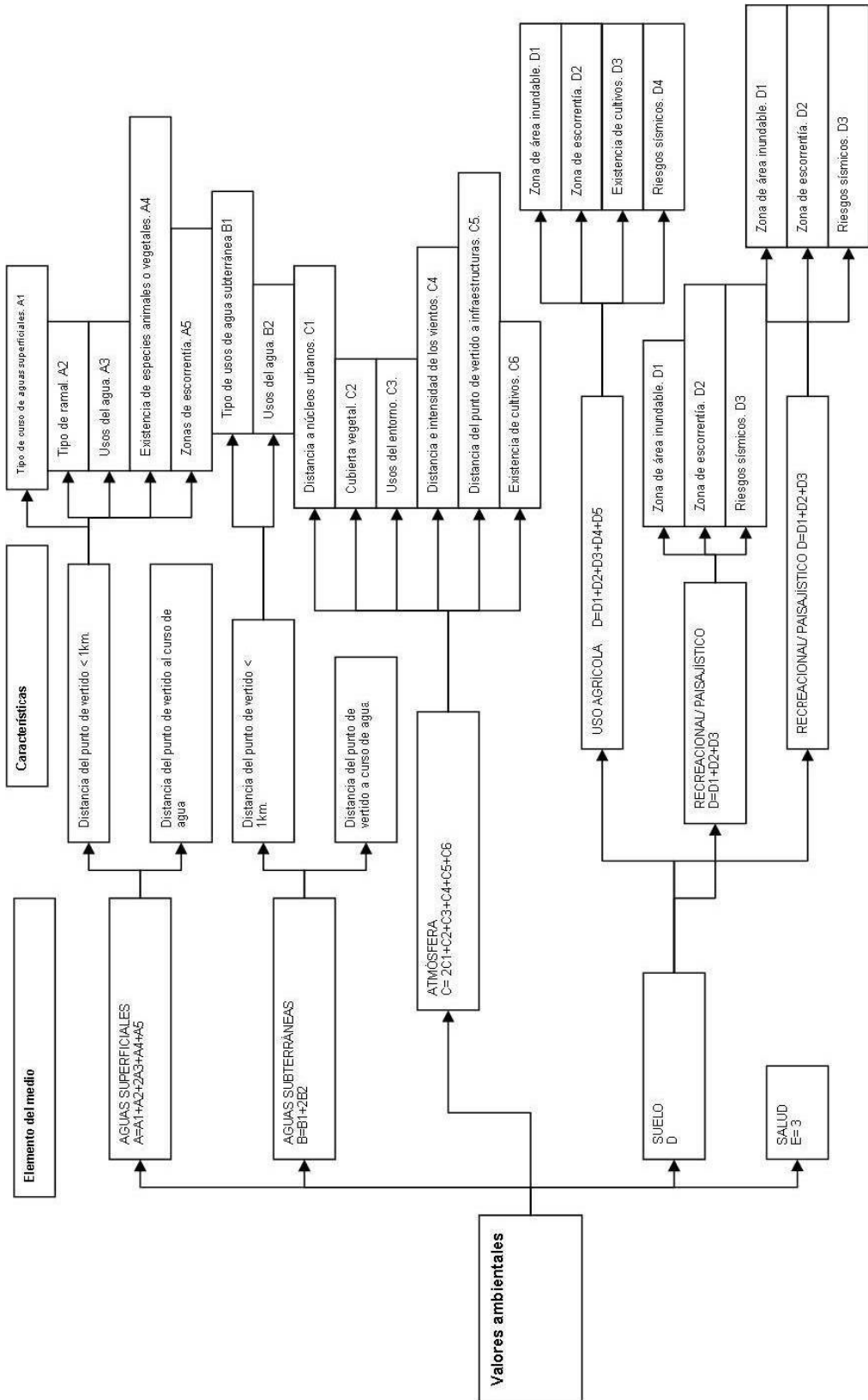


Figura 1.14: Valores ambientales

1.5. APLICACIÓN DE LAS NUEVAS TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN EN LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

1.5.1. Problemas derivados de la información imperfecta

La información utilizada en la toma de decisiones referidas al bienestar o a la sostenibilidad no es perfecta, dada, entre otras cuestiones, a la cualidad del concepto multidimensional analizado. Este hecho cuestiona el llamado paradigma de la mensurabilidad completa o perfecta que ha sido la base del desarrollo científico clásico.

Existen ciertas trabas en términos de calidad de la información que imposibilitan la medida completa de los conceptos a los que se refieren. Éstos son, por orden de importancia, la concurrencia de incertidumbre e irreversibilidad, y de otro lado, la vaguedad y la subjetividad. El tratamiento de la información generada bajo estos elementos se ha realizado desde diversos enfoques propios de teorías de la medida y decisión (Roberts, 1979).

1.5.1.1. Incertidumbre e irreversibilidad

En la toma de decisiones bajo incertidumbre, tradicionalmente se diferencian dos tipos (Keynes, 1921): riesgo (débil) e incertidumbre (fuerte). El riesgo se refiere a las distribuciones de probabilidad basadas en clasificaciones de posibles eventos. La incertidumbre alude a sucesos cuya distribución de probabilidad no existe o no es completamente definible ante la falta de criterios de clasificación fiables. Frente a la incertidumbre, el principal instrumento es la teoría de la probabilidad, en todas sus vertientes.

La ortodoxia aplicada a la teoría de la decisión bayesiana utiliza un mecanismo basado en la racionalidad subjetiva. El agente decisor, en base a sus creencias o conocimientos, genera probabilidades subjetivas de los estados de la naturaleza más relevantes, así como a los resultados de las acciones disponibles. De esta manera, no existe diferencia analítica relevante entre riesgo e incertidumbre (Cyert y de Groot, 1987).

Sin embargo, esta solución necesita de un proceso de perfeccionamiento o aprendizaje siguiendo las reglas de decisión bayesianas. Dado que los individuos parten de un concepto subjetivo de la probabilidad, al no conocer el espacio probabilístico completo, se necesita establecer un proceso estocástico estacionario el suficiente tiempo para que se ajuste la toma de decisiones al mismo, como señala la racionalidad adaptativa (Lucas, 1986).

En la problemática asociada con la sostenibilidad, la toma de decisiones referida a la conservación y explotación de un recurso o ecosistema, va irremediamente asociada a riesgo e incertidumbre (Futowich y Ravetz, 1991). Por una parte, existe un riesgo cierto que es afrontado asignando probabilidades a los posibles eventos que aparecen en el corto plazo. De esta forma es posible maximizar el valor esperado conocido el conjunto de posibles estados de la naturaleza, por ejemplo, desde el desarrollo económico total hasta la conservación total, así como todas las situaciones intermedias.

Por otra parte, se produce un elevado grado de incertidumbre sobre los efectos a largo plazo, apareciendo problemas de irreversibilidad de los efectos derivados de la decisión adoptada, así como de aquellas otras implicaciones sobre el resto de ecosistemas o la calidad/cantidad de los recursos no renovables y la biodiversidad (problema de la complejidad). No sólo se desconoce el abanico de posibles situaciones futuras y sus probabilidades, sino que además, los daños ambientales producidos en el proceso de toma de decisiones pueden ser irreversibles, dado el grado de complejidad de las relaciones entre los subsistemas socioeconómico y ambiental. Los agentes decisores carecen de una definición clara del espacio probabilístico dado que no conocen los posibles sucesos resultantes necesarios para asignar probabilidades. La irreversibilidad invalida la posibilidad de aprendizaje o perfeccionamiento en la asignación de probabilidades, dado que no es posible repetir la regla de decisión si el recurso natural ha desaparecido.

Por regla general la toma de decisiones de gestión ambiental, maximizando el valor esperado, se realiza no sólo desconociendo las probabilidades de determinados sucesos posibles, sino también la evolución futura de los efectos de las actividades humanas sobre la calidad y disponibilidad de los recursos naturales. Este hecho justifica el uso de instrumentos como el valor de opción (Smith, 1983) para descontar los efectos de irreversibilidad ambiental de determinada inversión o la inclusión de los

1. ANTECEDENTES

proyectos-sombra (Pearce *et al.*, 1989) en el análisis coste-beneficio tradicional a la hora de computar los gastos por deterioro ambiental.

En definitiva, desde muy diversos foros se señala que el uso clásico de la probabilidad no resuelve satisfactoriamente la toma de decisiones con problemas de incertidumbre e irreversibilidad, necesitando la formulación de supuestos que suelen suponer grandes restricciones en la realidad.

1.5.1.2. Vaguedad y subjetividad

Por otra parte, en el estudio de la interacción entre los sistemas humanos y ambientales, aparece un grupo de problemas relativos a la vaguedad, la imprecisión y la subjetividad, hechos que generan notable incertidumbre. No se trata, como antes, de un problema de incertidumbre estocástica sobre sucesos al menos bien definidos, sino que se trabaja con información que describe semánticamente de forma vaga los posibles estados de fenómeno. La información incompleta (vaguedad) e imprecisa es una característica fundamental de los sistemas complejos (Klir, 1992) que también ha de afrontarse en el análisis de la sostenibilidad del desarrollo. Se pueden encontrar indicadores incompletos o parciales referidos a la calidad del medio, el grado de bienestar subjetivo, la disponibilidad de recursos ambientales o el valor intrínseco de los mismos para diversos usos o entornos, por ejemplo.

Los juicios de valor son un ejemplo claro de información vaga y subjetiva, especialmente en su forma lingüística, siendo expresiones subjetivas de determinadas observaciones cognitivas. En la mayoría de los casos, una representación lingüística de una observación o percepción cognitiva requiere una transformación menos complicada que otra representación numérica y por tanto, menos distorsionada. En los modelos tradicionales, las variables son precisas, pero en el lenguaje diario y en la toma de decisiones, la imprecisión se manifiesta en la gran mayoría de representaciones de la realidad objeto de análisis. La afirmación “la calidad del agua es buena” encierra diversos puntos de vista para cada individuo y cada nivel de exigencia o exactitud. Lo que para una persona es considerado como adecuado, para otro puede ser deficiente.

Tradicionalmente se ha despreciado la información vaga o difusa y la subjetiva dentro de los patrones de la evaluación del impacto ambiental (Glasson, 1995). Este hecho constituye un error desde dos puntos de vista: por un lado, el olvido de la información

difusa parte de la no consideración de la visión ecosistémica, donde la cantidad de información y de entropía del sistema son referentes fundamentales para describir la evolución y grado de desarrollo del mismo. Por otra parte, la información subjetiva ofrece una perspectiva más cercana a la verdadera percepción social que del recurso natural se tiene. Se da incluso el caso de que no existan indicadores cuantitativos parecidos para significar ciertos ámbitos o dimensiones.

La recogida y análisis de este tipo de información es de difícil modelización, dado que aparecen problemas derivados de la incertidumbre y la imprecisión de las medidas y su comparatividad, así como de su tratamiento junto a otras medidas cuantitativas (Munda, 1993). La modelización de la vaguedad obliga a considerar distintos grados de seguridad o significatividad para un mismo concepto como bueno, aceptable o malo.

1.5.1.3. Dificultades de las técnicas de Evaluación de Impacto Ambiental tradicionales

Una Evaluación de Impacto Ambiental es un procedimiento jurídico-administrativo cuyo propósito es el de detectar y valorar los posibles impactos ambientales que se producirían sobre el medio ambiente, en caso de ejecutarse un cierto proyecto o actividad. Esta evaluación es de gran importancia, ya que sirve de herramienta de análisis para que las administraciones públicas aprueben o rechacen un determinado proyecto.

El Estudio de Impacto Ambiental es una de las etapas que debe ejecutarse en el procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental. Es su soporte técnico y busca “presentar la realidad objetiva, para conocer en qué medida repercutirá sobre el entorno la puesta en marcha de un proyecto, obra o actividad y con ello, la magnitud del sacrificio que aquél deberá soportar” (Conesa, 1997).

La cuantificación del impacto ecológico de las actividades humanas está basada en la identificación y cuantificación de información, en la mayor parte de los casos, vaga o difusa y subjetiva, por lo que la aplicación de las metodologías de impacto ambiental han estado sometidas desde su origen a problemas de aplicación e interpretación. Los motivos que a continuación se exponen no son en absoluto un listado exhaustivo, sino solo una aproximación extraída de diversos autores consultados:

1. ANTECEDENTES

1. Un Estudio de Impacto Ambiental es una predicción sobre la forma en que un proyecto repercutirá sobre el entorno, por lo tanto, como en toda predicción, es de esperar que la incertidumbre esté presente en algunos de los parámetros involucrados. Las metodologías de EIA desarrolladas no incluyen incertidumbre (Duarte, 2000; Enea y Salemi, 2001; García, 2004, Borri *et al.*, 2004) pero si las variables que las componen ya que están definidas de forma vaga, por lo que incluyen incertidumbre a la investigación (Salski, 1992; Duarte, 2000; Enea y Salemi, 2001).
2. El entorno es muy complejo, y por lo tanto no se puede describir con un único modelo. Esto obliga a su modelización como un conjunto de *factores ambientales* que sean relevantes, representativos y fácilmente analizables. En su elección se detectan los siguientes problemas:
 - Los ecosistemas son multidimensionales y sobre ellos pueden hacerse muchos tipos de observaciones, las cuales no siempre muestran la realidad de su situación (Silvert, 1997).
 - Existe dificultad para seleccionar parámetros capaces de describir la preferencia de priorizar unos sobre otros (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005).
 - Los distintos indicadores que se seleccionan pueden entrar en conflicto unos con otros ya que frecuentemente las observaciones están incompletas y la información relativa a la naturaleza suele ser no cuantificable (Silvert, 1997); ésto se debe a que muchos tipos de datos ecológicos son cualitativos o usan categorías discretas (Silvert, 1997; Enea y Salemi, 2001).
 - Aunque cada factor sea susceptible de ser analizado por separado, los factores ambientales son muy diferentes entre sí, y por lo tanto es difícil agregar la información parcial de cada factor para obtener un análisis global del entorno. Esta situación se acentúa aún más, si como es usual, el estudio de cada factor se lleva a cabo por un experto, o un grupo de expertos diferentes.
 - No todos los datos están disponibles cuando se evalúa la idoneidad de un sitio (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005).
3. El nivel de detalle con el que se desea efectuar el estudio no es siempre el mismo, varía según la fase en que se esté desarrollando el proyecto (estudios de prefactibilidad, de factibilidad económica, de factibilidad técnica, proyecto técnico, etc.). La metodología empleada debe adecuarse a distintos niveles de detalle, es decir, a distintas granularidades en la descripción del problema. En consecuencia las EIA necesitan que se almacene y se trabaje con gran

cantidad de información, lo cual dificulta el tratamiento que de ésta se haga (Bordogna *et al.*, 2006 y de Siquiera y Mello, 2006).

4. Algunas de las variables involucradas son de tipo numérico (cuantitativo), mientras que otras son de tipo lingüístico (cualitativo); el modelo matemático que se emplee para efectuar el estudio debe ser capaz de combinar ambos tipos de variables de forma coherente. No obstante en las EIA la valoración cuantitativa es realmente cualitativa, para lo cual han de seleccionarse unas etiquetas que, convirtiéndose en no numéricas (muy alta, altas, media, bajas y muy bajas) al principio, posteriormente vuelvan a convertirse en numérica mediante la asignación de un número a cada etiqueta (Duarte, 2000). De ahí la dificultad que se plantea para incorporar en los esquemas diseñados de clasificación un índice numérico de calidad ecológica (Silvert, 1997; García, 2004). Algo similar ocurre con los efectos sinérgicos y los indicadores lógicos, que son incluso tratados como elementos cualitativos que han de ser transformados a cuantitativos (de Siquiera y de Mello, 2006).
5. Las EIA no establecen estrategias para caracterizar las medidas correctoras. Dichas medidas correctoras se introducen en la definición de cada una de las variables, pero la metodología establecida para la EIA no incluye ninguna estrategia al usuario para establecer como deben ser (Duarte, 2000; García, 2004).

1.5.2. Introducción a la Lógica Difusa

1.5.2.1. Definición de Inteligencia Artificial

Se denomina **Inteligencia Artificial** (IA) a la ciencia que intenta la creación de programas para máquinas que imiten el comportamiento y la comprensión humana. La investigación en el campo de la IA se caracteriza por la producción de máquinas para la automatización de tareas que requieran un comportamiento inteligente. Algunos ejemplos se encuentran en el área de control de sistemas; planificación automática; habilidad de responder a diagnósticos y a consultas de los consumidores, reconocimiento de escritura; reconocimiento del habla y reconocimiento de patrones. De este modo, se ha convertido en una disciplina científica, enfocada en proporcionar soluciones a problemas de la vida diaria. Los sistemas de IA actualmente son parte de la rutina en campos como economía, medicina, ingeniería, etc.

La IA se divide en dos escuelas de pensamiento:

1. ANTECEDENTES

1. Inteligencia artificial convencional. Tiene que ver con métodos que actualmente se conocen como máquinas de aprendizaje, se caracteriza por el formalismo y el análisis estadístico. Algunos métodos de esta rama incluyen:

- Sistemas expertos: aplican capacidad de razonamiento para lograr una conclusión. Un sistema experto puede procesar una gran cantidad de información conocida y proveer conclusiones basadas en ésta.
- Razonamiento basado en casos.
- Red bayesiana: un modelo de representación del conocimiento basado en teoría de la probabilidad.
- Inteligencia artificial basada en comportamientos: método modular para construir sistemas de IA manualmente.

Inteligencia artificial computacional. Implica el desarrollo o aprendizaje iterativo (por ejemplo modificaciones iterativas de los parámetros en sistemas conexionistas). El aprendizaje se realiza basándose en datos empíricos. Algunos métodos de esta rama incluyen:

- Redes neuronales: sistemas con grandes capacidades de reconocimiento de patrones.
- Lógica Difusa: técnicas para lograr el razonamiento bajo incertidumbre. Ha sido ampliamente usada en la industria moderna.
- Computación evolutiva: aplica conceptos inspirados en la biología, tales como población, mutación y supervivencia del más apto para generar soluciones sucesivamente mejores para un problema. Estos métodos a su vez se dividen en algoritmos evolutivos (ej. algoritmos genéticos) e inteligencia colectiva (ej. algoritmos hormiga).

1.5.2.2. Concepto de Lógica Difusa

En la Lógica Clásica una proposición sólo admite dos valores: verdadero o falso. Por ello se dice que la lógica usual es bivalente o binaria. Existen otras lógicas que admiten además un tercer valor posible (lógica trivaluada) e incluso múltiple valores de verdad (lógica multivaluada).

La lógica multivaluada incluye sistemas lógicos que admiten varios valores de verdad posibles. La Lógica Difusa es una de ellas y se caracteriza por querer cuantificar esta

incertidumbre. Se basa en el principio de "Todo es cuestión de grado". Así, por ejemplo, una persona que mida 2 metros es claramente una persona alta (es alta con grado 1) y una persona que mida 1 metro no es una persona alta en absoluto (es alta con grado 0). De forma intermedia podemos decir que una persona que mida 1,82 m es "bastante alta", teniendo en cuenta que la persona en cuestión sea masculina. De este ejemplo puede extraerse fácilmente que la lógica y la teoría de conjuntos son isomorfismos matemáticos. Por el contrario, la Lógica Clásica sólo definiría si la persona es alta o no, definiendo la diferencia entre pertenecer a un grupo u otro un simple centímetro. La Lógica Difusa es la lógica que no utiliza expresiones ni totalmente ciertas ni completamente falsas, y pueden tomar por tanto cualquier grado de veracidad moviéndose entre dos extremos previamente fijados.

La Lógica Difusa fue investigada por Zadeh en lo que él llamó el *principio de incompatibilidad* que establecía que: *conforme la complejidad de un sistema aumenta, nuestra capacidad para ser precisos y construir instrucciones sobre su comportamiento disminuye hasta el umbral más allá del cual, la precisión y el significado son características excluyentes* (Pérez, 2005). Se refiere a los principios formales del razonamiento aproximado considerando el razonamiento preciso (Lógica Clásica) como caso límite (Trillas y Gutiérrez, 1992).

Para su desarrollo, Zadeh propone el llamado *Enfoque Lingüístico* (Zadeh et al., 1975) en el análisis de los problemas y sistemas completos. Una *variable lingüística* A (por ejemplo la temperatura), toma una serie de *valores lingüísticos* a_1, a_2, a_3 (frío, templado y caliente) que son semánticamente equivalentes a determinados conjuntos difusos. Una vez definidos estos valores, es posible establecer las llamadas *relaciones difusas* entre variables lingüísticas mediante una serie de reglas. La Lógica Difusa permite por tanto trabajar a la vez con datos numéricos y términos lingüísticos. **Los términos lingüísticos** son inherentemente menos precisos que los datos numéricos, pero en muchas ocasiones aportan una información más útil para el razonamiento humano (Pérez, 2005).

El conocimiento común, que es mayoritariamente de tipo lingüístico cualitativo y no necesariamente cuantitativo, puede ser representado por la Lógica Difusa que lo caracteriza a través de un lenguaje matemático mediante la teoría de conjuntos difusos y funciones características asociadas a ellos, y que serán explicadas a continuación.

1. ANTECEDENTES

1.5.2.3. Conjuntos difusos

Cuando se seleccionan una serie de indicadores, éstos constituyen los conjuntos difusos o Fuzzy Sets. Son conjuntos con límites imprecisos, a los que no sólo se tendrá la posibilidad de pertenecer, sino que se puede pertenecer a ellos en mayor o menor grado (Duarte, 2000; Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005). Al establecer un grado de pertenencia a los conjuntos difusos se está admitiendo, que algunos de los elementos del conjunto, cumplen más o mejor la propiedad común del conjunto o el grado en el que se representa un concepto (Zimmermann y Zysno, 1991 y Klir y Yuan, 1995). Es decir, que se plantea también la posibilidad de pertenencia parcial de un elemento a un conjunto, expresándose el grado de pertenencia como un valor de porcentaje o un número comprendido entre 0 y 1 (Duarte, 2000; Mendel, 1995).

Este hecho puede verse más claramente en el ejemplo anterior, utilizado por Zadeh para ilustrar el concepto de conjunto. Según la teoría de la Lógica Clásica el conjunto *hombres altos* es un conjunto al que pertenecerían los hombres con una estatura mayor a un cierto valor, que hemos establecido en 1,80m; todos los hombres con una altura inferior a este valor quedarían fuera del conjunto. Así tendríamos que en un hombre que midiera 1,81 m de estatura pertenecería al conjunto hombre altos, y en cambio un hombre que midiera 1,79 m de altura ya no pertenecería a ese conjunto. Sin embargo, parece muy lógico decir que un hombre es alto y otro no lo es cuando su altura difiere en 2 cm. El enfoque de la Lógica Difusa considera que el hombre que mide 1,81 m pertenecería al conjunto *hombres altos* con un grado de pertenencia de 0,8, mientras que un que mide 1,50 m lo haría en un grado de 0,1. Visto desde esta perspectiva se puede considerar que la Lógica Clásica es un caso límite de la Lógica Difusa en el que se asigna un grado de pertenencias 1 a los hombres con una altura mayor o igual a 1,80 m y un grado de pertenencia 0 a los que tienen una altura menor (Pérez, 2005).

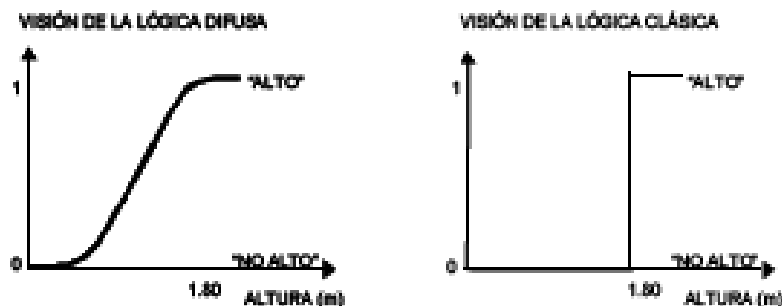


Figura 1.15: Lógica Clásica contra Lógica Difusa.

En la teoría clásica de conjuntos, si llamamos X al universo de situaciones en discurso, y dado un subconjunto A de X , cada elemento $x \in A$ o la alternativa $x \notin A$. El subconjunto A está representado por la aplicación: $f_A : X \rightarrow [0,1]$

$$f_A(x) = \begin{cases} 1 & \text{si } x \in A \\ 0 & \text{si } x \notin A \end{cases}$$

f_A es la función característica del conjunto clásico A , también llamado conjunto rígido (crisp). En términos de los conjuntos difusos se generaliza dicha función. Dado el conjunto completo X , un conjunto difuso \tilde{A} en U es un conjunto de pares ordenados:

$$\tilde{A} = \{x \in X, \mu_{\tilde{A}}(x)\}$$

Donde $\mu_{\tilde{A}}(x) : X_{\tilde{A}} \rightarrow M$ es la función de pertenencia de los puntos $x \in X$ que indica los distintos grados de pertenencia $\mu_{\tilde{A}}(x)$ agrupados de forma ordenada en el conjunto de pertenencia M , normalmente acotado entre $[0,1]$, tal y como se recoge en la Figura 1.16 (Castro, 2002).

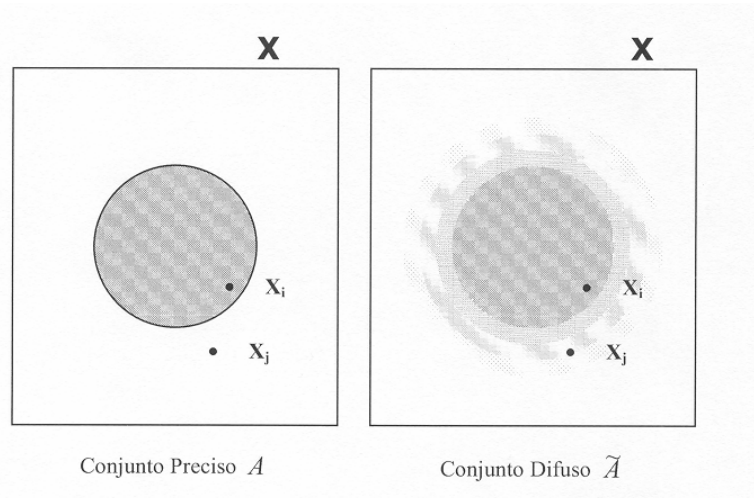


Figura 1.16: Ejemplo de representación gráfica de un conjunto difuso (Castro, 2002)

1.5.2.4. Número difuso

La noción de **número difuso** fue introducida por Zadeh (1975) y estudiada y desarrollada por Dubois y Prade (1981), Yager (1980), Baas y Kwakernaak, (1977), Mizumoto *et al.* (1976) y Sánchez (1985), entre otros. Dichos números son un subconjunto (crisp) de los conjuntos difusos, que permiten modelar adecuadamente los valores numéricos en los que existe incertidumbre.

1. ANTECEDENTES

Se trata de una generalización del concepto clásico del número, gracias a la cual, operaciones aritméticas (aritmética difusa⁹) como la suma y la multiplicación pueden aplicarse a este tipo de conjuntos difusos. Cualquier número real puede por tanto considerarse un número difuso, denominándose *número rígido* (crisp number).

1.5.2.5. Función característica

La función característica o de pertenencia proporciona el grado de pertenencia de un elemento con el conjunto difuso. La forma de la función característica utilizada depende del criterio aplicado en la resolución de cada problema, usando formas definidas y especificadas por el diseñador para adaptar la naturaleza del problema desde el punto de vista de la simplicidad, conveniencia, velocidad y eficiencia (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005). La única condición que debe cumplir es que los valores deben estar comprendidos entre 0 y 1, con continuidad (Duarte, 2000; Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005).

Las formas más simples de número difuso son los *números difusos triangulares*, caracterizados por una función de pertenencia de tipo triangular (Yen y Langari, 1999). A continuación se enumeran los tipos principales de números difusos en base a su función de pertenencia (Castro, 2002).

a) Número difuso triangular

Un número difuso $\tilde{A}=(a,b,c)$ con $a \leq b \leq c$ es un número difuso triangular si su función de pertenencia es del tipo:

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 0 & x \leq a \\ \frac{x-a}{b-a} & a \leq x \leq b \\ \frac{c-x}{c-b} & b \leq x \leq c \\ 0 & c \leq x \end{cases}$$

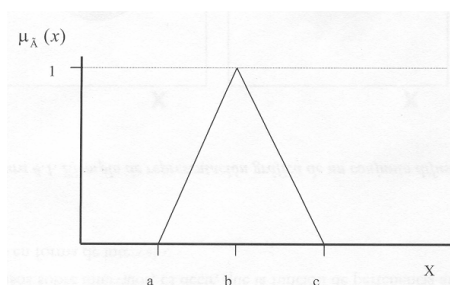


Figura 1.17: Número difuso triangular

⁹ La aritmética difusa es el conjunto de estrategias empleadas para operar con números difusos. En general, se emplea el principio de extensión para definir las operaciones básicas a partir de las operaciones sobre números reales convencionales.

Un caso específico de número difuso triangular son los números difusos semi-infinitos $(a,b,+\infty)$ y $(-\infty,a,b)$, recogidos en las Figuras 1.18 y 1.19, respectivamente.

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 0 & x \leq a \\ \frac{x-a}{b-a} & a \leq x \leq b \\ 1 & b < x \end{cases}$$

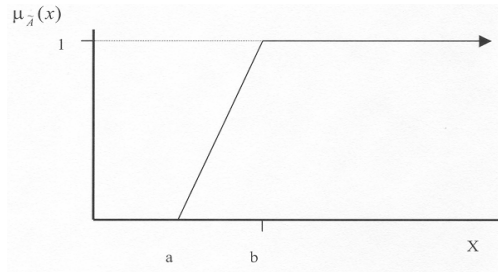


Figura 1.18: Número difuso semi-infinito $(a,b,+\infty)$

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 1 & x \leq b \\ \frac{c-x}{c-b} & b \leq x \leq c \\ 0 & c < x \end{cases}$$

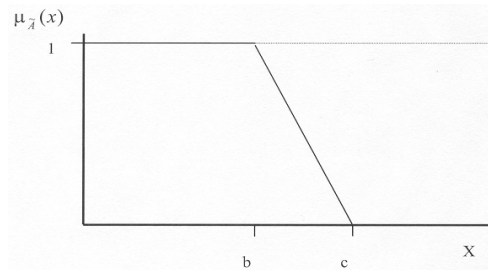


Figura 1.19: Número difuso semi-infinito $(-\infty,a,b)$

b) Número difuso trapezoidal

Un número difuso $\tilde{A}=(a,b,c,d)$ con $a \leq b \leq c \leq d$ es un número difuso trapezoidal si su función de pertenencia es del tipo

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 0 & x \leq a \\ \frac{x-a}{b-a} & a \leq x \leq b \\ 1 & b \leq x \leq c \\ \frac{d-x}{d-c} & c \leq x \leq d \\ 0 & d \leq x \end{cases}$$

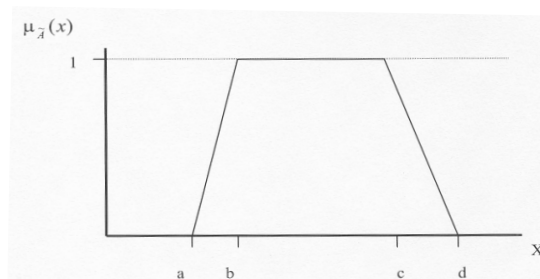


Figura 1.20: Número difuso trapezoidal

1. ANTECEDENTES

Los números difusos triangulares son casos específicos de los trapezoidales donde $b=c$.

c) Función S

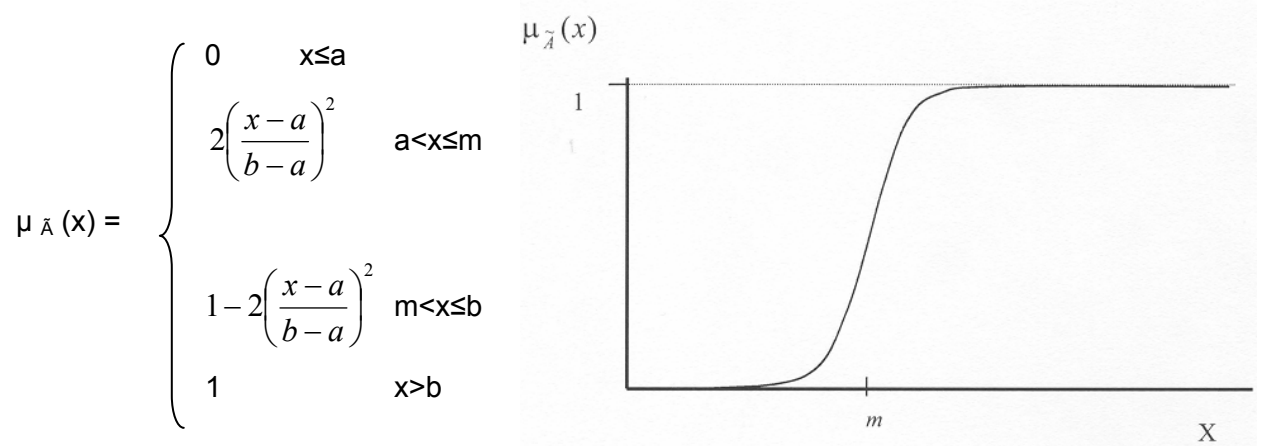


Figura 1.21: Número difuso tipo Función-S

d) Tipo L-R

Un número difuso $\tilde{A}=(a,b,c)$ con $a \leq b \leq c$ es un número difuso L-R (Left-Right) si su función de pertenencia es del tipo:

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} L\left(\frac{b-x}{b-a}\right) & \text{si } a < x \leq b \\ R\left(\frac{x-b}{c-b}\right) & \text{si } b \leq x \leq c \\ 0 & \text{en otro caso} \end{cases}$$

Se trata de una generalización de número difuso (Dubois y Prade, 1981), dada su función de pertenencia, la cual expresa muchas veces mejor la progresividad en la transición que un número difuso triangular o trapezoidal. L y R son funciones continuas monótonas decrecientes en el intervalo (0,1). Por ejemplo, un número difuso triangular en un caso especial de número difuso L-R con $L(x)=R(x)=1-x$. El valor de c es el número, mientras que L y R son las amplitudes a izquierda y derecha respectivamente.

Si para L y R se elige por ejemplo la función $L(x) = R(x) = \frac{1}{2}(\cos(\pi x) + 1)$, se obtiene una Figura 1.22, con forma campaniforme.

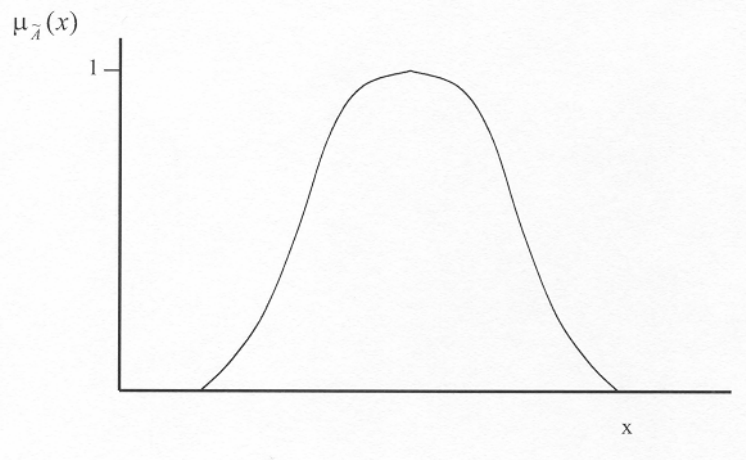


Figura 1.22: Número difuso Tipo L-R

1.5.3. Aplicación de la Lógica Difusa en la Evaluación de Impacto Ambiental

1.5.3.1. Introducción

En los últimos años, la Lógica Difusa se ha aplicado a una amplia variedad de disciplinas tales como la predicción del tiempo, procesado de imágenes, controles de reactores nucleares, control de procesos biomédicos (Yager y Zadeh, 1993; Gzogala y Rawlik, 1989; Al- Jarrah y Al-Rousan, 2001; Al-Jarrah y Halawami, 2001; Al-Jarrah y Bani-Melhem, 2001), la metalurgia, los robots para la fabricación, controles de maniobras de aviones, sensores de imagen y sonido, lavadoras (que controla el gasto de jabón en función de la suciedad), aires acondicionados (que evitan oscilaciones entre el exceso y el defecto de temperatura, etc) (Pérez, 2005).

De las muchas aplicaciones que la Lógica Difusa tiene en los procesos productivos que rodean nuestra vida cotidiana, existen otras cuyo reflejo corresponde directamente al impacto causado al medio ambiente. En el caso concreto de las Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA), las técnicas difusas ofrecen un método con el que resolver los problemas que presentan las metodologías utilizadas (Silvert, 1997), y que han sido planteadas en el punto 1.5.1.3. Estas técnicas son una aproximación útil a la imprecisión que rodea a los impactos ambientales ya que al fin y al cabo, dichas metodologías son técnicas de decisión multicriterio donde la información cuantitativa y

1. ANTECEDENTES

cualitativa, coexiste y tiene su reflejo en la imprecisión (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005; Enea y Salemi, 2001; Charnpratheep *et al.*, 1997; Martín *et al.*, 2003).

Como ya se ha indicado, se considera que la Lógica Difusa está basada en la metodología convencional (crisp) y por tanto es una extensión de ella (García, 2004). Esta metodología crisp combina también información numérica y no numérica, muy común en los problemas de EIA (Conesa, 1997; Canter, 1998; Duarte, 2000), así como intervalos de evaluación y clasificación (Delgado *et al.*, pendiente de publicación). Pero esta metodología crisp puede modificarse usando números difusos y variables lingüística difusas¹⁰ (García, 2004). Los beneficios que con esto se consiguen son entre otros la inclusión de la ambigüedad, incertidumbre y subjetividades en la evaluación, propagarlas en los procesos completos y presentar las consecuencias finales del que decide, aspectos que no están incluidos en los crisp (Delgado *et al.*, 2005).

La metodología difusa para las EIA plantea la construcción de un sistema de computación con palabras tradicional, basado en reglas que se interpretan mediante Lógica Difusa (Duarte, 2000; de Siquiera y de Mello, 2006) que mejora las interacciones entre las representaciones (por ejemplo, entre indicadores y sus operaciones lógicas) (de Siquiera y de Mello, 2006), por eso su adecuación a los Estudios de Impacto Ambiental (EslA). Por tanto, como los números difusos son una extensión de los números crisp, se considerará que al sustituir estos últimos en los Estudios de Impacto Ambiental, si éstos son adecuados, también lo serán los números difusos (Duarte, 2000).

La dificultad que aporta el número difuso para ayudar a representar las variables involucradas en la EIA es la dificultad en el tratamiento de las funciones ya que no tienen estructuras algebraicas de grupo. Aunque adquieren estructuras alternativas de anillo (Tamura y Horiuchi, 1993) o grupos multiplicativos e incluso espacios lineales (Mares, 1997) y pierden algo de la representación de la imprecisión y/o vaguedad.

¹⁰ Variables lingüísticas: son una representación con palabras en lugar de números, que permiten obtener una representación adecuada de conceptos que no pueden delimitarse por fronteras exactas (Zadeh, 1976, Zadeh, 1999). Esto es lo que ocurre en los Estudios de impacto ambiental (Bordogna *et al.*, 2006 y Duarte, 2000) cuando se asignan etiquetas, éstas tienen un contenido semántico claro, a la vez que se le relacionan con una clasificación intervalar (Duarte, 2000) con la consiguiente imprecisión (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005).

El manejo de la información lingüística en la metodología convencional (crisp) es bastante deficiente, especialmente porque está basado en números enteros. Este hecho sugiere que la metodología se mejoraría significativamente si se construyese sobre un modelo lingüístico más adecuado (García, 2004).

Otra dificultad es que los modelos matemáticos están diseñados para variables crisp (no difusas), por tanto las funciones operan sobre ellas, cuando se usan técnicas difusas, precisan de una adaptación total. Zadeh (1975) establece el *principio de extensión*, el cual delimita un marco teórico general para traducir cualquier tipo de operaciones entre conjuntos y números reales al campo difuso; a su formulación inicial se han seguido otras en las que se modifican los operadores usados. La definición recogida en Zimmerman y Zisno (1991) es la siguiente:

Sea X el conjunto cartesiano de r universos $X = X_1 \times X_2 \times X_3 \times \dots \times X_r$, y $\tilde{A}_1, \tilde{A}_2, \tilde{A}_3, \dots, \tilde{A}_r$ los r conjuntos difusos en $X_1, X_2, X_3, \dots, X_r$ respectivamente. Entonces, dada la función rígida $y = f(x_1, x_2, x_3, \dots, x_r)$ de X a un universo Y , el Principio de Extensión permite la definición de un conjunto difuso \tilde{E} en Y de la forma:

$$\tilde{E} = \{(y, \mu_{\tilde{E}}(y)) \mid y = f(x_1, x_2, x_3, \dots, x_r); (x_1, x_2, x_3, \dots, x_r) \in X\}$$

Donde:

$$\mu_{\tilde{E}}(y) = \begin{cases} \sup_{(x_1, x_2, x_3, \dots, x_r) \in X} \min\{\mu_{\tilde{A}_1}(x_1), \mu_{\tilde{A}_2}(x_2), \mu_{\tilde{A}_3}(x_3), \dots, \mu_{\tilde{A}_r}(x_r)\} & \text{si } f^{-1}(y) \neq \emptyset \\ 0 & \text{en otro caso} \end{cases}$$

Si $r=1$ la expresión se simplifica notablemente:

$$\tilde{E} = \{(y, \mu_{\tilde{E}}(y)) \mid y = f(x) \ x \in X\}$$

Donde:

$$\mu_{\tilde{E}}(y) = \begin{cases} \sup_{(x_1) \in X} \mu_{\tilde{A}_1}(x_1) & \text{si } f^{-1}(y) \neq \emptyset \\ 0 & \text{en otro caso} \end{cases}$$

No obstante, a pesar de la formulación del principio de extensión, se presentan algunas dificultades en los modelos matemáticos que se aplican, por ejemplo (Yaguer, 1980):

1. La sustracción no es la operación inversa de la adición de números difusos. Bouchon- Meunier *et al.* (1997) han demostrado que si una función crisp es invertible, los números difusos son los únicos conjuntos difusos que preservan

1. ANTECEDENTES

la incertidumbre. Es posible invertir la suma pero no con la operación de sustracción sino con otra.

2. Al trabajar con funciones de varios argumentos pueden existir distintas definiciones de invertibilidad según la aplicación que se desee dar a la función inversa.

García (2004) distingue dos fases en la aplicación de la Lógica Difusa a la EIA:

1. Valoración aproximada.

Es una extensión de la valoración cualitativa de la metodología crisp que describe el medio ambiente como un conjunto de factores ambientales y la actividad que se va a desarrollar como un conjunto de acciones. Para ello, propone una estructura jerárquica, con forma de árbol (dendograma¹¹), cuyo número de niveles es establecido por el usuario, así como el nombre asociado a cada nivel, tanto en el caso de los factores como las actividades.

A cada factor se le debe asignar una medida de su importancia relativa al entorno que se mide en Unidades de Importancia (UIP); la suma de todas las UIP debe ser 1000. Con la finalidad de facilitar la tarea de asignación de pesos que el autor sugiere iniciar el proceso por el nodo superior del árbol, asignando 1000 UIP al entorno, para, a continuación, definir los pesos de los nodos inferiores como un porcentaje del peso del nodo inmediatamente superior.

Para cada acción se identifican los impactos que tienen sobre cada factor medioambiental lo que permite obtener la relación causa-efecto que identifica un impacto potencial cuya significación habrá de estimar después. Existen algunas técnicas para identificar estas relaciones causa-efecto, por ejemplo los cuestionarios generales o específicos, los escenarios comparados, las entrevistas en profundidad con expertos y la consulta a paneles de expertos representativos de los grupos de interés social afectados por el proyecto.

¹¹ Dendograma: es la definición y organización de indicadores de acuerdo a una estructura de árbol de decisión en un diseño de abajo a arriba indicada desde unas cuestiones principales que han de ser contestadas. En cada nudo se define un bloque de reglas que define las salidas o resultados a las variables de entrada pueden ser crisp o lógicas siendo operadas por si, y, o y them (de Siquiera y de Mello, 2006).

Una vez identificados los impactos, se caracterizan mediante la estimación de la importancia de cada uno de ellos, para lo cual se propone la utilización de un sistema de computación con palabras basado en aritmética difusa. Cada impacto puede ser calculado con un sistema diferente, de esta forma cada grupo de expertos podrá emplear las variables que considere necesarias y definir las de forma independiente a los demás grupos. El autor propone el empleo de sistemas basados en aritmética difusa debido a la gran cantidad de variables de entrada.

Finalmente se analiza la importancia global de la actividad sobre el medio utilizando para ello las importancias individuales de cada impacto. De este modo, el evaluador determina si el proyecto es compatible o no con el medio ambiente.

2. Valoración detallada.

Equivale a la valoración cuantitativa de la metodología crisp en la que se intenta determinar el valor del impacto total.

1.5.3.2. Ejemplos de aplicación

La revisión bibliográfica realizada muestra el uso de técnicas difusas en el marco de la Evaluación de Impacto Ambiental.

Duarte (2000) demostró la conveniencia de incorporar las técnicas difusas en los Estudios de Impacto Ambiental argumentando para ello que la mayoría de las variables involucradas están definidas de forma vaga y que los valores asociados a éstas incluyen una incertidumbre pues se tratan de predicciones sobre los valores que podían tomar. Para ello distingue dos fases:

1. Valoración cualitativa/cuantitativa.
2. Valoración aproximada (o de granularidad gruesa) y detallada (o de granularidad fina).
 - Valoración aproximada incluye los siguientes aspectos:
 - Describir el medio ambiente como un conjunto de factores medioambientales, cuya representación se propone jerárquica (en forma de árbol) que se recoge en la Figura 1.23.
 - Describir la actividad que se evalúa como un conjunto de acciones.

1. ANTECEDENTES

- Identificar los impactos que cada acción tiene sobre cada factor medioambiental.
 - Caracterizar cada impacto mediante la estimación de la importancia de cada uno de ellos.
 - Analizar la importancia global de la actividad sobre el medio, utilizando para ello las importancias individuales de cada impacto.
- Valoración detallada que determina el valor del impacto total.

La metodología propuesta incluye una estrategia que permite caracterizar las medidas correctoras a tomar para que el impacto ambiental no sea excesivo. Para ello se calcula la *importancia* de las medidas correctoras que deben tomarse, para lo cual debe diseñarse una estrategia en la que el índice calculado esté incluido dentro de unos límites “aceptables”, establecidos por el usuario de la metodología.

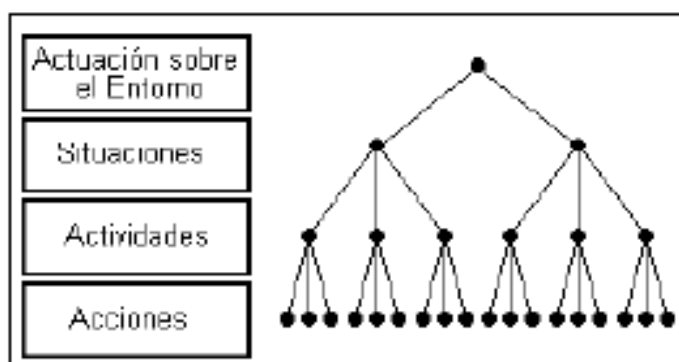


Figura 1.23: Dendograma de decisión (Duarte, 2000).

El software desarrollado por Duarte (2000), denominado *TDEIA (Técnicas Difusas de Evaluación de Impacto Ambiental)* (disponible en <http://arai.ugr.es/eiadifusa>), está elaborado en lenguaje C++, siguiendo una estrategia Orientada a Objetos, y mediante la herramienta de desarrollo de Borland 4.52. El resultado es un programa ejecutable en ambiente Windows de 32 bits que permite determinar los siguientes índices:

- Importancia media
- Importancia relativa al entorno
- Importancia absoluta
- Importancia media ponderada
- Importancia máxima (optimista)
- Importancia mínima (pesimista)

- Magnitud del Impacto
- Calidad Ambiental con el proyecto
- Calidad Ambiental neta
- Valor del Impacto ambiental

La Evaluación de Impacto Ambiental de cualquier proyecto, con este software, se lleva a cabo siguiendo los siguientes pasos:

1. Identificación de factores.
2. Identificación de acciones.
3. Identificación y valoración de impactos, para lo que pueden aplicarse dos metodologías:
 - a. Metodología crisp, que calcula la importancia de un impacto según la expresión (12), teniendo en cuenta para ello la Tabla 1.21.

$$I = \pm \frac{(3In + 2Ex + Mo + Pe + RV + Pr)}{3} \quad (12)$$

Tabla 1.21: Cálculo de la importancia de un impacto

Sg: SIGNO - Beneficioso + - Perjudicial -	In: INTENSIDAD - baja 1 - media 2 - alta 3 - Total 4
Ex: EXTENSIÓN - puntual 1 - Parcial 2 - Extenso 3 - Total 4	Mo: MOVIMIENTO - largo plazo 1 - Medio plazo 2 - Inmediato 3
Pe: PERSISTENCIA - Fugaz 1 - Temporal 2 - Permanente 4	Rv: REVERSIBILIDAD - corto plazo 1 - medio plazo 2 - irreversible 4
Pr: PERIODICIDAD - irregular 1 - periódico 2 - continuo 4	I: IMPORTANCIA $I = \pm \frac{(3In + 2Ex + Mo + Pe + RV + Pr)}{3}$

Esta metodología propone efectuar un diagnóstico de los impactos siguiendo la siguiente escala:

- *Impacto Positivo*
- *Impacto Neutro*
- *Impacto Compatible*

1. ANTECEDENTES

- *Impacto Leve*
- *Impacto Moderado*
- *Impacto Severo*
- *Impacto Crítico*

b. Metodología difusa, la cual selecciona las variables indicadas en la Tabla 1.22 con sus etiquetas correspondientes.

Tabla 1.22: Variables lingüísticas para el cálculo de la importancia.

Variable	Rango	Peso	Etiquetas	Número difuso
Intensidad	[0,1]	3/9	Baja Media Alta Total	(0.0,0.0,0.14,0.29) (0.14,0.29,0.43,0.57) (0.43,0.57,0.71,0.86) (0.71,0.86,1.0,1.0)
Extensión	[0,100] (%)	2/9	Puntual Parcial Extensa Total	(0,0,14,29) (14,29,43,57) (43,57,71,86) (71,86,100,100)
Momento	[0,180] (meses)	1/9	Inmediato Medio Plazo Largo Plazo	(0,0,9,15) (9,15,108,144) (108,144,180,180)
Persistencia	[0,180] (meses)	1/9	Fugaz Temporal Permanente	(0,0,9,15) (9,15,108,144) (108,144,180,180)
Reversibilidad	[0,180] (meses)	1/9	Corto Plazo Medio Plazo Irreversible	(0,0,9,15) (9,15,108,144) (108,144,180,180)
Periodicidad	[0,1]	1/9	Irregular Periódico Continuo	(0.0,0.0,0.2,0.4) (0.2,0.4,0.6,0.8) (0.6,0.8,1.0,1.0)
Importancia		—	Irrelevante Moderada Severa Crítica	(0.0,0.0,0.14,0.29) (0.14,0.29,0.43,0.57) (0.43,0.57,0.71,0.86) (0.71,.86,1.0,1.0)
Magnitud	[-1,1]	—	Elevada – Moderada – Reducida – Inapreciable Reducida + Moderada + Elevada +	(-1.0,-1.0,-0.89,-0.69) (-0.84,-0.69,-0.53,-0.38) (-0.53,-0.38,-0.23,-0.07) (-0.23,-0.07,0.07,0.23) (0.07,0.23,0.38,0.53) (0.38,0.53,0.69,0.87) (0.69,0.87,1.0,10.0)

4. Comparación de resultados con las dos metodologías

5. Caracterización de medidas correctoras.

Este software fue aplicado para analizar el Impacto Ambiental relacionado con la construcción de carreteras, concretamente el proyecto de “*Desdoblamiento de la variante de Cártama en la carretera A-357*”.

Uricchio et al. (2004), han utilizado las técnicas difusas para dar información sobre la influencia de las actividades humanas en la calidad de las aguas subterráneas. Para ello han usado valores combinados de vulnerabilidades intrínsecas de un acuífero local, obtenidos por implementación de un modelo paramétrico (SINTACS), así como la valoración de los daños, para lo cual se tiene en cuenta actividades específicas como la movilidad de pesticidas en el subsuelo, la cantidad de pesticidas usados, el tipo de cultivo, tratamientos, técnicas de irrigación y presencia de sistemas de drenaje, entre otros. El proceso multipaso para la adquisición del conocimiento por parte de los expertos implicados en este estudio, se recoge en la Figura 1.24.

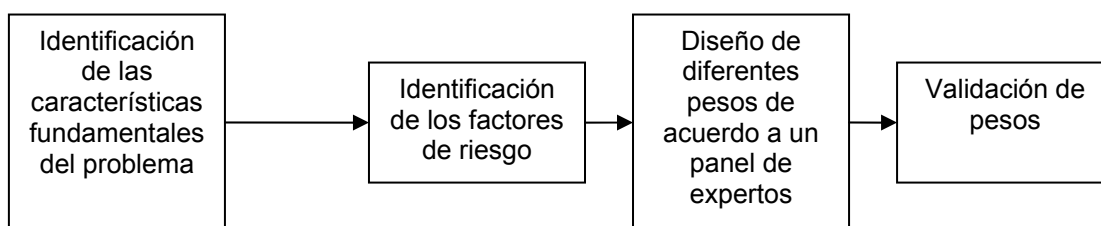


Figura 1.24: Proceso de adquisición del conocimiento (Uricchio et al., 2004)

El área considerada se ha dividido en elementos físicos, descritos mediante las reglas de la lógica (IF, THEN). Estas reglas pueden ser caracterizadas mediante un peso, expresado en términos de etiquetas lingüísticas, de acuerdo a la importancia de los factores seleccionados. Las funciones utilizadas para los pesos de los factores han sido triangulares.

Al final del proceso de evaluación, el sistema proporciona información concerniente al riesgo de contaminación de aguas subterráneas y un mapa real a través del cual sabemos la fiabilidad de los resultados por la falta de información cualitativa.

Ferraro et al. (2003) y Vanderwerf y Zimmer (1997), aplicaron la Lógica Difusa al análisis del impacto causado por los pesticidas sobre la agricultura sostenible (Levitan et al., 1995, McLaghlius y Minau, 1995). El uso excesivo de pesticidas repercute en la abundancia y diversidad de organismos (Pimentel, 1992, Wardle et al., 1993; Ferraro y Pimentel, 2000), como consecuencia de la contaminación de las aguas subterráneas (Guzzella et al., 1996), ocasionando también toxicidad a humanos y a otros mamíferos (EPA, 1999). En el caso de los estudios realizados por Ferraro et al. (2003) se estableció que el indicador del impacto del pesticida usaba tres variables de entrada que describían la toxicidad y la cantidad de ingredientes activos utilizados en cada

1. ANTECEDENTES

campo. Los índices desarrollados se calcularon usando datos fácilmente disponibles, simples y claros, los cuales definían una buena estructura y eran fácilmente evaluables, permitiendo así diferenciar de forma sencilla las prácticas agrícolas. El conjunto de indicadores desarrollados, aplicados sobre diferentes escenarios, permite el aseguramiento de la sostenibilidad y la reducción del impacto ambiental, lo que permite definirlos como inaceptables (0) o aceptables (1), según el valor que adquieran en la función utilizada.

Un elemento importante en el proceso de localización de vertederos es la evaluación de la idoneidad de todo el territorio, con la finalidad de seleccionar un conjunto de posibles zonas de ubicación, que posteriormente serán estudiadas con más detalle. Este proceso debe establecer una serie de criterios que permitan definir la conveniencia relativa del territorio para la ubicación de este tipo de instalaciones; además, debe ser de fácil aplicación, considerar todos los recursos disponibles y explicar claramente los resultados obtenidos. Al-Jarrah y Abu-Qdais (2005) han definido una metodología de ubicación de vertederos basada en el uso de los conjuntos difusos, los cuales permiten describir las incertidumbres de los diferentes factores relacionados con la ubicación del vertedero: topografía y geología, efectos socioculturales, la economía y seguridad, entre otros. Cada factor está representado por una variable lingüística definida sobre un número de discursos que representan todos los valores permisibles, y que el experto codificará en base a las reglas de Lógica Difusa. La contribución de los factores en la selección del lugar puede ser diferente, por lo que se ha establecido un sistema de puntuación que recoge esta variabilidad. Finalmente, el grado de idoneidad de un lugar para la ubicación de un vertedero, con valores comprendidos entre 0% y 100% (correspondiendo el mayor valor a la mayor capacidad para localizar una instalación de este tipo), está expresado como una suma de pesos de todos los factores, los cuales se han establecido en base a un consenso entre profesionales y expertos en ubicación de vertederos. Los recursos naturales fueron los factores a los que se les asignó el valor más alto (27%), seguidos de la topografía y geología (25%), los efectos socioculturales (18%), la economía y seguridad (14%) y finalmente otros parámetros (16%). Los autores definen cuatro valores para cada variable lingüística: 0, pequeño, medio y grande. El sistema propuesto puede ser utilizado como herramienta en la toma de decisiones de los planificadores y responsables en el proceso de la localización de vertederos.

García (2004) ha utilizado los estudios realizados por Martín – Ramos (2003) para desarrollar una aplicación informática a estudios de impacto ambiental (AIEIA) que son

utilizados en proyectos de vertederos de residuos urbanos. De este modo se involucra el proceso de EsIA con la toma de decisiones multicriterio difusa a través del mencionado programa informático. El sistema define diferentes expresiones que se adaptan a cada proyecto, con la finalidad de determinar la importancia del impacto o, si se desea, se pueden usar modos diferentes de calcular la importancia de acuerdo con la información disponible, permitiendo diferentes grados de exactitud. Los aspectos más importantes de esta AIEIA se resumen en los siguientes aspectos:

- Permite crear un número ilimitado de EIA de los proyectos.
- Los factores ambientales y las acciones del proyecto se organizan mediante dendogramas de decisión de un número indeterminado de niveles.
- Las variables que intervienen en cada etapa de evaluación se representan mediante la teoría de conjuntos difusos.

La **Diputación Provincial de Granada**, tal y como se describe en el apartado 1.4.3.2, en el marco del Plan Director de Gestión de Residuos Urbanos, desarrolló una metodología destinada a elaborar un Catálogo de vertederos incontrolados destinado a conocer su problemática ambiental y dar soluciones relativas a su sellado, cierre y reinserción al medio (**Moya et al., 2001**). Esta metodología crisp usaba información numérica y no numérica, cuyo análisis demostró las siguientes carencias (Delgado et al., pendiente de publicación):

- El coeficiente CP, que es una función de la población, puede afectar proporcionalmente a CFIN.
- Las incidencias de los impactos están evaluados usando etiquetas que son transformadas dentro de valores integrados, pero no se incluye ningún procedimiento que tenga en cuenta la subjetividad de los expertos a la hora de interpretar el significado de las etiquetas.
- A la hora de determinar las circunstancias singulares y los impactos evidentes solo se evalúa la presencia o ausencia de cada ítem, teniendo únicamente en cuenta dos valores (máximo y mínimo). Como consecuencia, dos vertederos con diferentes cantidades del mismo ítem podrían tener la misma evaluación.
- La metodología crisp no refleja la incertidumbre, ambigüedad y vaguedad de las EIA.
- La interpretación de la evaluación final (CFIN) es una clasificación de intervalos que permite clasificar la afección final del vertedero asignando una etiqueta (Baja,

1. ANTECEDENTES

Media, Alta, Muy alta). Como consecuencia, dos vertederos con diferentes cantidades del mismo item podrían tener la misma clasificación.

Con la finalidad de dar soluciones a los problemas planteados por la citada metodología, Delgado *et al.* (pendiente de publicación) llevaron a cabo una adaptación de la misma aplicando técnicas difusas, que usan la aritmética basada en computación con sistemas de palabras para resolver los problemas anteriores. En este sistema (Aritmetic Based Computing with Words Systems -ABCW), el bloque de interpretación lingüística convierte las palabras en los conjuntos difusos; a continuación el Razonamiento Aproximado calcula los números lógicos; finalmente los bloques de Aproximación lingüística trasladan los números lógicos en palabras. De este modo, se pueden concatenar dos o más sistemas saltando desde la interpretación lingüística y/o a los bloques de aproximación, lo que permite que las entradas y las salidas de los bloques de razonamiento aproximado sean números lógicos. La Figura 1.25 recoge la secuencia del sistema.

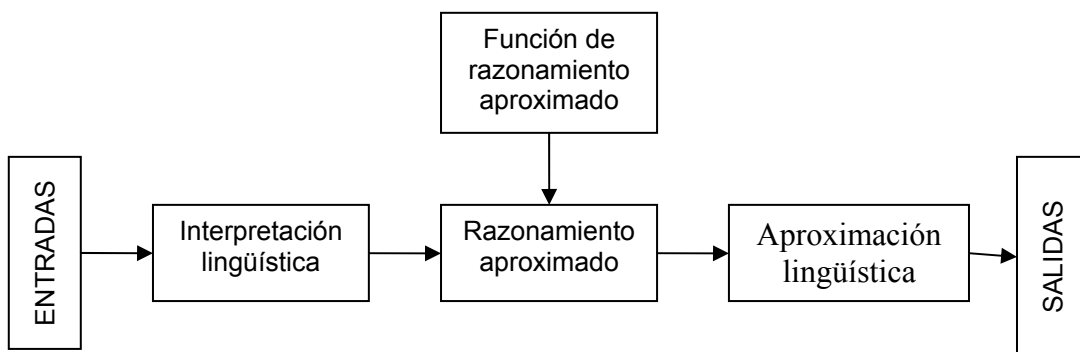


Figura 1.25: Sistema de ABCW

La metodología se organizó en una estructura jerárquica que mostraba como los flujos de información entraban o salían para computar el coeficiente CFIN. En ellos cada nodo, con señales de entrada, es una Computación basada en la aritmética con sistemas de palabras. Las variables lingüísticas de cada variable son definidas sobre el mismo rango como el equivalente en la metodología crisp, permitiendo el uso de ecuaciones como una función de razonamiento aproximado de sistemas respectivos. De esta manera se reemplaza cada clasificación de intervalos con variables lingüísticas que usan conjuntos difusos. Además tiene la ventaja de considerar el nivel de optimismo del evaluador, que es una consecuencia de la incertidumbre y subjetividades incluidas en la evaluación que no pueden ser incluidas en la metodología crisp, así como presentar sus consecuencias finales en la toma de decisiones.

1.5.3.3. Ventajas de la aplicación de la Lógica Difusa en la EIA

La utilización de la Lógica Difusa en los procedimientos relacionados con la Evaluación de Impacto Ambiental ha mostrado numerosas ventajas, entre las que se destacan:

- Emplea las preferencias individuales del diseñador del proyecto, codificando así su pericia, y las circunstancias particulares de decisión. De este modo se da transparencia a los procesos de decisión (Baumgartner, 2005), y se consigue un mayor entendimiento del proceso de vertedero, del sistema de inferencia que produce y el grado de preferencia del sitio seleccionado (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005).
- Permite representar la incertidumbre de las predicciones efectuadas en la evaluación (Duarte, 2000; García, 2004; Pérez, 2005).
- Brinda un único marco conceptual para el manejo simultáneo de variables lingüísticas y numéricas, es decir, para la combinación de información cualitativa y cuantitativa (Duarte, 2000; García, 2004).
- Facilita la labor de equipos interdisciplinarios, ya que cada experto o grupo de expertos puede caracterizar los impactos según las propiedades que estime necesarias, sin que sean necesariamente las mismas empleadas por los otros expertos (Duarte, 2000; García, 2004).
- Maneja simultáneamente variables definidas con diferente grado de detalle al igual que ocurre con los impactos (Duarte, 2000; García, 2004).
- Permite caracterizar las medidas correctoras en los procesos de EIA gracias a la utilización del razonamiento inverso en los sistemas de computación con palabras, por lo que puede servir de estrategia para que el impacto ambiental no sea excesivo (Duarte, 2000; García, 2004).
- Los criterios de selección usados por la metodología difusa son valorados para representar la importancia y contribución de cada factor (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005).
- Se trata de un sistema flexible que puede adaptarse a nuevas informaciones e incorporadas en la base de conocimiento (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005; Pérez, 2005).
- Permite para su visualización los dendogramas de decisión, con los que se contribuye al entendimiento real del proceso y del impacto ambiental (de Siquiera y de Mello, 2006).

1. ANTECEDENTES

Por los motivos anteriormente mencionados se ha considerado necesario desarrollar el trabajo de investigación titulado **METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE VERTEDEROS PARA SU INFORMATIZACIÓN UTILIZANDO TÉCNICAS DIFUSAS Y SU APLICACIÓN A VERTEDEROS DE ANDALUCÍA.**

1.6. BIBLIOGRAFÍA

- Abu-Rukah, Y. y Al-Kofahi, O. 'The assessment of the effect of landfill leachate on ground-water quality – a case study: El-Akader landfill site, North Jordan' *Journal of Arid Environments* (2001) 49, pp 615-630.
- Ackroyd J, Coulter B., Phillips P.S., Read A.D. Business excellence through resource efficiency (betre): An evaluation of the UKs highest recruiting, facilitated self-help waste minimisation project. *Resources, Conservation and Recycling* 38 (2003) 271_/299.
- Acurio G., Rossin A., Teixeira P.F. y Zepeda F. Diagnóstico de la situación de manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el caribe. Publicación conjunta del banco interamericano de desarrollo (BID 1997, Nª ENV 97-107; 1ª Edición) y la organización Panamericana de la salud (OPS 1998; Serie Ambiental Nª 18, 2ª Edición).
- Al-Jarrah O., Abu-Qdais H. 2005. Municipal solid waste landfill siting using intelligent system. *Waste Management*. In press. 2005.
- Al-Jarrah O. y Al-Rousan M. Fault detection and accommodation in dynamic systems using adaptative neuro-fuzzy systems. *IEE. Transactions on control theory and applications* nº 148 (4). 2001
- Al-Jarrah O. y Halawami A. Recognition of gestures in Arabia sign language using neuro-fuzzy systems. *Artificial intelligence Journal*. Nº 133. 2001.
- Al-Jarrah O. y Bani-Melhem O. Buildings maps for mobile robot navigation using fuzzy classification of ultrasonic range data. *Journal of intelligent and Fuzzy Systems* 11 (3). 2001
- Alonso M.J., Arnaiz M.A., Moreno I., Quintana R., Sacristán J.A. Derribos y demoliciones. *Revista de Edificación* nº 14 1993
- Álvaro A. y Fantelli M. (2001a). Explotación de vertederos (I). *Revista Residuos* nº 60.
- Álvaro A. y Fantelli M. (2001 b). Explotación de vertederos (II). *Revista Residuos* nº 62.
- Anderson R.F. y Greenberg M.R. Hazardous waste facility siting: a role for planners. *Journal of the American planning association* 48, 204-218. 1982.

- Anderson W. Caribbean Environmental law development and application. Environmental legislative and judicial developments in the English-speaking Caribbean countries in the context of compliance with Agenda 21 and the Rio Agreements. Ciudad de México: PNUMA. 2002.
- Androuladakis I., Karakassis I. Evaluation of the EIA system performance in Greece, using quality indicators. Environmental Impact Assessment Review. 2005.
- Antigüedad I. y Gómez M. Control de lixiviados en los vertederos de residuos sólidos urbanos de Guipúzcoa. revista residuos nº 39 paginas 36-46. 1998.
- Antunes P, Santos R, Jordao L. The application of Geographical Information Systems to determine environmental impact significance. Environmental Impact Assessment Review 21 (2001) 511 –535.
- Arena U; Mastellone M.L., Perugini F. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. Chemical Engineering Journal. 2003.
- Ashwood K, Grosskopf M, Scheider E. Conducting a waste audit and designing a waste reduction work plan. Pulp Paper Can 1996;97(9):84 _/6.
- Baas S.M. y Kwakernaak H. Rating and ranking of multiple aspect alternatives using fuzzy sets *Automatica* 3 (1977) 47-58.
- Barcelona M, Wehrmann, Keely J., Pttjohn W. Contamination of ground water. Noyes data corporation. Park ridge, New Jersey, USA. 1990.
- Barranchea P.; Larruga S.; Varea M. (1997). Basureros y vertederos de Aragón. Fundación Ecología y desarrollo. Huesca.
- Basset S.M. New EPA Policy Rewards Voluntary Audits and Disclosure of Environmental Violations. METAL FINISHING • MAY 1996
- Batelle Columbus Laboratories . environmental evaluation system for water resources planning. Bureau of reclamation US. Departamente of the Interior. Contract nº 14-06-D-7182. Columbus Ohio. 1972.
- Baumgartner R.J. Dealing with uncertainty-integrated sustainability assessment base on fuzzy logia. Sustainable development and planning II Vol 1. 2005
- Bekaert C., Budka A., Lambolez-Michel L., Matichard Y., Martin I. Los vertederos y el desarrollo sostenible. Revista residuos nº 64. 2002.
- Berkum M.; Aras E.; Nemlioglu S. disposal of solid waste in Istanbul and along the black sea coast of Turkey. Waste Management 25. 2005.
- Bertoni D., Mazzali P., Vignali A. Analisi e controllo degli odori. Ed. Pitagora. 1993.

1. ANTECEDENTES

- Bordogna G., Chiesa S., Geneletti D. Linguistic modelling of imperfect spatial information as a basis for simplifying spatial analysis. *Information sciences* n ° 176. 2006
- Borri D. Barbanente A., Cocnio G., Conte E. Fuzzy set theory in planning electric nets, in: Borri D (Ed.), *Artificial Intelligent for Spatial planning*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht (in press). 2004
- Bouchon-Meunier B., Kosheleva O., Kreinovich V. & Nguyen H.T. Fuzzy Numbers are the only fuzzy sets that keep invertible operations invertible *Fuzzy Sets and Systems* 2 (1997) 155- 164
- Bovea M.D.; Powell J.C. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management*. 2004.
- Bravo R. Análisis ambiental de la fase de recogida de la FORM (Recuperación máxima de la fracción orgánica) en tres municipios de Cataluña (Guissona, Tona y vilassar de Mar) a través del puerta cerrada. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Burnley S. (2001). The impact of the European landfill directive on waste management in the United Kingdom. *Resources, conservation and recycling*. Elsevier.
- Calvo F. Tesis doctoral. Metodología de diagnóstico y caracterización ambiental de vertederos de residuos urbanos para su control, cierre, sellado y reinserción al medio. Universidad de Granada. 2003.
- Calvo F.; Zamorano M.; Moreno B.; Ramos A. Metodología de diagnóstico ambiental para vertederos de residuos urbanos. Universidad de Granada. 2004.
- Camp Dresser y McKee. Cumberland county landfill sitting rep. Camp Dresser & McKee Inc., Edison, N.J. 1984.
- Canter L., Sadler B. A tool kit for effective EIA practice review of methods and perspectives on their application. A supplementary Report of the study of the effectiveness on environmental assessment. International association for impact assessment. 1997. <http://www.egs.uct.ac.za/docs/canter/eiacover.html>
- Carter L; Ward, C.H.; Ginger W.; McCarty P.L. Methods for assessment of ground water pollution potential. Eds. John Wiley and Sons. New York. 1997.
- Castro J.M. Tesis doctoral: Índices de desarrollo sostenible urbano, una aplicación para Andalucía. Universidad de Málaga. 2002.
- CCME. Canadian Council of Ministers o the Environment. Waste audit users manual; a comprehensive guide to the waste audit process. Available form the

- Manitoba Statutory Publications, 200. Vaughan Street, Winnipeg, MB, Canada.. 1996.
- Chan G.Y.S., Chu L.M., Wong M.H. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environmental pollution*, 118, 393-399. 2002.
 - Charnpratheep K, Zhou Q. y Garner B. preliminary landfill site screening using fuzzy geographical information systems. *Waste management & Research* (1997).
 - Christensen T.H., Cossu R, Stegman R, Landfilling of waste: leachate. Elsevier Barking. 1992.
 - Christensen T.H., Cossu R., Diaz L., Lechner P., Stegmann R., Lagerkvist A. (2000). Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfill. *Curso superior sobre gestión y diseño de vertederos. CER (Club Español de los Residuos)*.
 - Chofqui A; Younsi A; Lhadi EK.;Mania J.; Mudry J.; Veron A. Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *Journal of African earth sciences. Elsevier. 2004.*
 - Christensen T.H., Cossu R, Stegman R, Landfilling of waste: leachate. Elsevier Barking. 1992.
 - Cloquell-Ballester V.A, Cloquell-Ballester V.A., Monterde-Diaz R., Santamaria-Siurana M.C. Indicators validation for the improvement of environmental and social impact quantitative assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 26 (2006) 79– 105
 - Comunicación de la Comisión sobre la aplicación de las Directivas sobre la política de gestión de residuos. COM (97) 23 final.
 - COM (1999) 752 final. Informe de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo relativo a la aplicación de la legislación comunitaria en materia de residuos durante el período comprendido entre 1995 y 1997.
 - Conesa V., 1997. Instrumentos de la gestión ambiental en la empresa. MundiPrensa.
 - Cooper C.D. Reinhart D.R., Rash F., Seligman D., Keely D. Landfill gas emissions. Report 92-2, civil and environmental engineering department. University of Central Florida. 1992.
 - Critto A.; Carlon C.; Marcomini A. Characerization of contaminated soil and groundwater surrounding an illegal landfill (S. Giuliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging. *Environmental Pollution* nº 122. 2003.

1. ANTECEDENTES

- Cyert R.M. y de Groot M.H. Bayesian análisis and uncertainty in economic theory. Rowman & Littlefield. totowa. 1987.
- De la Maza E. información territorial: base para la evaluación ambiental estratégica. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- De la Morena J. *et al.* Manual para la gestión de los residuos urbanos. Garrigues – Medio Ambiente. Editorial Ecoiuris. El consultor de los Ayuntamientos y de los Juzgados. 2003.
- De Siquiera A. y de Mello A. Decision support method for environmental impact assessment using a fuzzy logic approach. Ecological economics nº 58. 2006.
- De Torres D. Algunos aspectos revisables de la Ley canaria de prevención de impacto. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Decisión del Consejo de 19 de diciembre de 2002 por la que se establecen los criterios y procedimientos relativos a la admisión de residuos en los vertederos.
- Decisión 96/350/CE, de la Comisión de 24 de mayo de 1996 por la que se adaptan los anexos IIA y IIB de la Directiva 75/442/CE del Consejo relativa a los residuos (DOCE nº L 135 de 6 de junio de 1996).
- Decisión 2000/532/CE que sustituye a la Decisión 94/3/CE por la que se establece una lista de resudos peligrosos en virtud del apartado 4 del artículo 1 de la Directiva 91/689/CEE del Consejo relativa a los residuos peligrosos (DOCE nº L47, de 16-2-01).
- Decisión 2000/738/CE de la Comisión, de 17 de noviembre de 2000, sobre el cuestionario para los Estados miembros acerca de la aplicación de la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos (DOCE nº L298, de 25-11-00).
- Decisión 2001/118/CE de la Comisión, de 16 de enero de 2001, por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE en lo que se refiere a la lista de residuos (DOCE nº L47, de 16-2-01).
- Decisión 2001/119/CE de la Comisión, de 22 de enero de 2001, por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE (DOCE nº L47, de 16-2-01).
- Decisión 2001/171/CE de la comisión, de 19 de febrero de 2001, por la que se establecen las condiciones para la no aplicación a los envases de vidrio de los niveles de concentración de metales pesados establecidos en la Directiva 94/62/CE relativa a los envases y residuos (DOCE nº L62, de 2-3-01).
- Decisión 2001/573/CE del Consejo, de 23 de julio de 2001, por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE de la Comisión en lo relativo a la lista de residuos (DOCE nº L203, de 28-7-01).

- Decisión 2001/753/CE de la Comisión, de 17 de octubre de 2001, sobre cuestionario para los informes de los Estados miembros acerca de la aplicación de la Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a los vehículos al final de su vida útil (DOCE nº L282, de 26-10-01).
- Decreto 1/97 sobre disposición del rechazo de los esiduos en depósitos controlados de Cataluña.
- Deipser A.; Stegmann R. (1997). Biological degradation of VCCs and CFCs under simulated anaerobic landfill conditions in laboratory test digesters. In: environmental Science and Pollution Research, Vol 4, Nº 4.
- Delgado M., Duarte O., Requena I. A fuzzy methodology for the environmental impact. Evaluation of garbage dumps. IFSA-2005. World Congress Beijing (China). Julio 2005. Sometido.
- Discoli C. Urban environmental impact matrices development: assessment indices incorporation. Building and Environment 40 (2005) 915–928
- Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio de Medio Ambiente (2003). Información ambiental. Informes anuales.
- Directiva 75/442/CEE del Consejo, del 15 de julio de 1975, relativa a residuos.
- Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres. DOCE nº L 103 de 25-04-1979.
- Directiva 85/337/CE del Consejo del 27 de junio de 1985 a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.
- Directiva del Consejo 89/429/CEE, de 21 de junio de 1989 relativa a la reducción de la Contaminación Atmosférica procedente de instalaciones existentes de incineración de residuos municipales (DOCE nº L203, de 15-7-89).
- Directiva 91/689/CEE del Consejo de 12 de diciembre de 1991 sobre residuos peligrosos
- Directiva 91/156/CEE del Consejo de 18 de marzo de 1991 por la que se modifica la Directiva 75/442/CEE relativa a los residuos. Diario oficial nº L 078 de 26/03/1991.
- Directiva 96/61/CE del Consejo de 24 de septiembre relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación.
- Directiva 97/11/CE del Consejo de 3 de marzo de 1997 por la que se modifica la Directiva 85/337/CE del 27 de junio de 1985.
- Directiva 1999/31/CEE del Consejo, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos.

1. ANTECEDENTES

- Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil (DOCE nº L 269, de 21-10-00). Modificada por la Decisión 2001/753/CE de la Comisión, de 17 de octubre de 2001 (DOCE nº L282, de 26-10-01).
- Directiva 2001/42/CE de 27 de junio relativa a la evolución de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente.
- Directiva 2006/12 relativa a residuos.
- Discoli C. Urban environmental impact matrices development: assessment indices incorporation. *Building and Environment* 40 (2005) 915–928
- DoE, Landfill design, construction and operational practices, waste management paper. Department of the Environment HMSO, Norwich. 1995.
- Dowie W.A. McCartney D.M. y Tamm J.A. A case study of an institutional solid waste environmental management system. *Journal of Environmental Management* nº 53. pag 137-146. 1998.
- Duarte O. Técnicas difusas en la Evaluación de Impacto Ambiental. Tesis. Universidad de Granada. 2000.
- Dubois D. y Prade, Addition of interactive fuzzy numbers, *IEEE Trans. Automat. Control*. (1981) 926-936.
- Duffee, R.L., O'Brien, M.A., 1992. Establishing odor control requirements by odor dispersion modelling. Proceedings of the 85th Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Kansas City, KS, article no. 92–153.01.
- Dutta P, Mahatha S. y De P. Opencast mining impact –a methodology for cumulative impact assessment of opencast mining projects with spatial reference to air quality assessment. *Impact Assessment and project appraisal* 22 (pp235-250). 2004
- Edgers L; Noble J.J.; Williams E. (1992). A biologic Model for long term settlement in landfills, Proceedings. Conference on environmental Geotechnology, Balkan.
- Eikman T. (1994). Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. *Fresenius Envir. Bull*: 3.
- El Portal de la Unión Europea. 1995a. Eliminación de residuos. Disponible en <http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l21197.htm>
- El Portal de la Unión Europea. 1995b. Vertido de residuos. Disponible en <http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l21208.htm>
- El Portal de la Unión Europea. 1995c. El tratado de Ámsterdam: instrucciones de uso. Disponible en <http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/a09000.htm>

- El Portal de la Unión Europea. 1995d. El Acta de la unión Europea. Disponible en http://europa.eu/scadplus/treaties/singleact_es.htm
- El-Fadel M; Findikakis A.N.; Leckie J.O. Environmental Impacts of solid waste landfilling. *Journal of environmental management*. 1997.
- Enea M. y Salemi G. Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. *Ecological modelling* 136 (131-147). 2001.
- Environmental auditing. *Journal of Industry and environment*. 1988; 11(4):0.
- EPA, Environmental Agency, 1999. Guidance on monitoring of landfill leachate, groundwater and surface water, London. UK. 1999.
- Eriksson O.; Frostell B; Bjorklund A.; Assefa J.O. Granath, Carlsson J; Baky A.; Thyselius K. ORWARE: a simulation tool for waste management. *Resources, Conservation & Recycling* nº 36. 2002.
- Espinace R. (1992). Problemas geotécnicos de los rellenos sanitarios. *Revista d Ingeniería Civil, CEDEX-MOPU* nº 77, diciembre.
- Farmer GM, *et al.* Audit of waste collected over one week from ten dental practices. A pilot study. *Aust Dent J* 1997;42:114_17.
- Fatta D.; Voscós.; Haralambous K.J.; Loizidou M. (1997). An assessment of the effect of landfill leachate on groundwater quality. Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium.
- Ferraro D.O., Ghersa C.M., Sznaidez G.A. Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96. 2003.
- Ferraro D.O. y Pimentel D. Pesticide use in agrosystems: a review of its effects on the structure and functions of soil organisms. *Pestic. People nat.* nº 2. 2000
- Ferreira A.J.D., Lopes M.A.R., Morais J.P.F. Environmental management and audit schemes implementation as an educational tool for sustainability. *Journal of cleaner production*. 2006. 1-10.
- Finnveden G., Nilsson M., Johansson J., Persson A., Moberga, A., Carlsson. Strategic environmental assessment methodologies—applications within the energy sector. *Environmental Impact Assessment Review* 23 (2003) 91–123.
- Fourie A.B., Morris J.W.F. The irrelevance of time as a criterion for aftercare provision. In: Chistensen T.H., Cossú R., Stegman R (Ed). *Proceedings Sardinia 03. 9th Internacional Waste Managemet and Landfill Symposium, CISA Publisher* (10pp). 2003.
- Funtowich S.O. y Ravets J.R. A new scientific methodology for global environmental issues. En Constanza, R. (ed.): *Ecological Economics*. New York. Columbia University press: 137-152. 1991.

1. ANTECEDENTES

- Gallardo A., Bobea M.D., Bordás R. LIGRE: Una herramienta para la generación de mapas de orientación a la ubicación de instalaciones de gestión de residuos. Aplicación al emplazamiento de vertederos en la provincia de Castellón. Revista Residuos nº 83. 2005.
- Gandolla M. y Gfeller M. Criterios de planificación de un vertedero de residuos moderno. Revista Residuos nº87. 2005.
- García L. A. Aplicación de análisis multicriterio en la Evaluación de Impactos ambientales. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. 2004.
- Garrigues medio ambiente. Manual para la gestión de los residuos urbanos. El consultor de los ayuntamientos. Ecoiuris. 2003.
- Gilman, E.F.; Flower, F.B. y Leone, I.A. 'Standardized procedures for planting vegetation on completed sanitary landfills' *Waste Management & Research* (1985) 3, pp 65-80.
- Glasson J. Introduction to Environmental Impact assessment principles and procedures, process, practice and prospects. University College London. London. 1995.
- Gleeson B.J., Memon P.A. The NIMBY Síndrome and Community care facilities: a research agenda form planning. *Planning practice % Research*, 9(2) 105-114.1994
- Glysson E.A. Residuos sólidos. Capítulo 8. Mc Graw Hill. 2003.
- Gómez Orea D. Evaluación del impacto ambiental. Un instrumento preventivo para la gestión ambiental. Ediciones Mundi- Prensa y Editorial Agrícola, Madrid. 1999.
- Guzzella L., De Paolis A. Bartome C., Pozzoni F. Giulano G. Migration of pesticide residues from agricultural soil to groundwater. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*nº 65. 1996.
- Gzogala E. y Rawlik T. Modelling with a fuzzy controller with application to the control of biomedical processes. *Fuzzy sets and systems* 31, 13-32. 1989.
- Hammer T. waste audit methodology for academic institutions. In waste minimization and waste auditin at educational institutios pp 47-60. faculty of environmental design, University of Calgary. Calgary, Alberta, Canada. 1995.
- Hayman G. y Derwent R.D. Atmospheric chemical reactivity and ozone-forming potential of potential CFC replacements. *Environmental, Science & Technology* 31 (2) 327-336. 1997
- Hedge U., Chan T., Yang S. Methane and carbon dioxide emissions from Shan-Chu-ku landfill site in northern Taiwan. *Chemosphere* 52, 1275-1285. 2003

- Heer L.E. y Hagerty D.J. Environmental assessments and statements. New York: Van Nostrand Reinhold. 1977
- Hellden J. (1990) Sluttackning av kommunala avfallsupplag _ behov, effekter och möjligheter. Depa '90. Sweden: Swedish Environmental Protection Agency.
- Hernandez A.J.; Adarve M.J.; Pastor J. Some impacts of urban waste landfills on Mediterranean soils. Land degradation & development. 1998.
- Hilson G. y Nayee V. Environmental management system implementation in the mining industry: a key to achieving cleaner production. Int. J. Miner. Process. Int. J. Miner. Process. 64 (2002) 19-41.
- Honkasalo A. The EMAS scheme: a management tool and instrument of environmental policy. Journal of Cleaner Production 6 (1998) 119-128.
- Hontoria E. y Zamorano M. Fundamentos del manejo de los residuos urbanos. Colegio de Ingenieros de caminos, canales y puertos. Colección señor nº 24. 2000.
- Hui Y.; Liáo W; Fenwei S; Gang H. Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities. Waste Management. 2005.
- IAIA. Principles of environmental impact assessment best practice. Fargo, ND: International Association for Impact Assessment; 1999.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC). Report of the twelfth session of the intergovernmental panel on climate change. Mexico City. 1996.
- International Organization for Standardization (ISO), 1996. 14004- Environmental management systems: general guidelines on principles, systems and supporting techniques. Geneva, ISO.
- International Organization for Standardization (ISO), 1996. 14011- Guidelines for environmental auditing: auditing of environmental management systems. Geneva, ISO.
- International Organization for Standardization (ISO), 1997. 14040- Environmental Management. Life cycle assessment. Principles and structure.
- Isidori M., Lvorgna M., Nardelli A., Parrilla A. toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. Chemosphere nº 52, 85-94. 2003.
- Jensen J.R. y Cristensen E.J. Solid and hazardous waste disposal site selection using digital geographic information system techniques. The science of the total environment 56, 265-276. 1986.
- Jones K.R.V., Dixon N. landfill living stability and integrity: the role of waste settlement. Geotextiles and geomembranes. 2005.

1. ANTECEDENTES

- Kao, J.J. 'Multifactor spatial analysis for landfill siting' *Journal of Environmental Engineering* (1996) 122 (10), pp 902-908.
- Kettunen M, Vuriosalo T. History and development of Finnish landfill research: impacts of legislative changes and EC polices. *Resources Conservation & Recycling*. 2004.
- Keynes J.M. A treatise on probability. Reprinted in vol. 8. of the Collected Writings of J.M. Keynes. London. MacMillan. Ed. de 1971. 1921
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate. A review. *Critical reviews In Environmental Science and Technology*. 2002.
- Kim K.D.; Lee E.J. Solid seed bank of the waste landfills in South Korea. *Plant and Soil*. 2005.
- Klir, G.J. Probabilistic versus probabilistic conceptualization of uncertainty, in: *AYY BM*. 1992.
- Klir G.J. y Yuan, B. *Fuzzy sets and fuzzy logia theory and application*. Prentice Hall ptr, upper saddle river. 1995
- Kontos T.D.; Komilis D.P.; Halvadakis C.P. Siting MSW landfills with a spatial multiple criteria analysis methodology. *Waste Management* n° 25. 2005.
- *La Enciclopedia del medio ambiente urbano*. Editorial el Cerro. 1997.
- Leal J. y Rodríguez E. *Guías para la evaluación del impacto ambiental de proyectos de desarrollo local*. Instituto latinoamericano y del caribe de planificación económica y social (ILPES). Santiago de Chile. 1998.
- Leao S.; Bishop I; Evans D. Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. *Computers, Environmente and Urban Systems*. 2004.
- Lee 1990 (Lee G.F. Workshop on landfill postclosure and financial assurance. Comments submitted to Mike Paparian, California Integrated Waste Management Board, by G Fred lee & Associates, El Macero, C.A. Retrieved Abril 20, 2004, from http://www.gfredlee.com/paparian_10-30-03T.pdf)
- Lee G.F., Jones-Lee A. Superfund site remediation by landfilling -overview of landfill design, operation, closure, and postclosure issues. *Wiley periodicals*. 2004.
- Leopold, L.B. *et al*. 1971. *A Procedure for Evaluating Environmental Impact*, U.S. Geological Survey Circular 645, Washington, DC: U.S. Geological Survey.
- Leton T.G., Omotosho O. Landfill operations in the Niger delta region of Nigeria. *Engineering Geology*. 2003.

- Levitan L. Merwin I y Kovach J. Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method. *Agric. Ecosys. Environ.* nº 55. 1995
- Ley 42/1975, de 19 de noviembre sobre desechos y residuos sólidos urbanos.
- Ley 20/1986, de 14 de mayo, básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos.
- Ley 6/1993, de 15 de julio, reguladora de residuos. Cataluña.
- Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases (BOE número 99, de 25.04.1997).
- Ley 10/1998 de 21 de abril, de Residuos. BOE número 96 de 22 de abril de 1998.
- LEY 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental. BOE 111.
- LEY 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación. BOE 157.
- La Ley 9/2006 de 28 de abril sobre Evaluación de los efectos de determinados Planes y Programas en el medio ambiente
- Lin H.Y., y Kado, J.J. 'A vector-based spatial model for landfill siting. *Journal of Hazardous Materials* (1998) 58, pp 3-14.
- Liu D.H., Liptak B.G., Bouis P.A., 1997. *Environmental engineers handbook*. Second ed. Lewis Publishers. New York.
- Little R., Torres C., Simon I. y Smith G. Quantitative assessment and its relevant to waste disposal. *Environmental Pollution* 2, 524-532. 1993.
- Llamas J.M. *et al.* Los residuos urbanos y asimilables. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 2003.
- López M.A. Autorización ambiental integrada y la EIA. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Lucas R.E. Adaptive behaviour and economic development. *Journal of Monetary Economics*, 22: 3-42. 1986.
- Luhar A. y khanna P. Computer-Aided rapid environmental impact assessment. *Environ Impact Assess rev.* 1988.
- Mahwar R.S., Verma N.K. Chakrabarti S.P., Biswas D.k. Environmental auditin programme in India. *The Science of the Total Environment* 204 (1997) 11-26.
- Mares M. Weak arithmetics if fuzzy numbers, *Fuzzy Sets and Systems* 2 (1997) 143-154
- Martín-Fernández S., Pérez-Ramírez N., Gonzaga L., Martínez -Falero E. estructuración jerárquica de la información para determinar los usos de suelo

1. ANTECEDENTES

- óptimos en el municipio de Huetjutzingo, Puebla, México. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Martín-Ramos J.M. Modelos multicriterio difusos: aplicaciones. Tesis doctoral. Universidad de Granada. 2003.
 - Martínez J.M. Buenas prácticas en EIA: un compendio de experiencias internacionales aplicables en España. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
 - Mato R.R.A.M. Environmental implications involving the establishment of sanitary landfills in five municipalities in Tanzania: the case of Tanga municipality. Resources, conservation and recycling. Elsevier. 1999.
 - Mc Harg I.L. (1992). Design with nature. Ed. John Wiley.
 - McBean, E.; Rovers, F. y Farquhar, G. "Solid Waste Landfill Engineering and Design" Prentice-Hall PTR, Englewood Cliffs, New Jersey, USA (1995).
 - McCartney D. Auditing non-hazardous wastes from golf course operations: moving from a waste to a sustainability framework. Resources, Conservation and Recycling 37 (2003) 283_/300.
 - McDougall F.R.; Hruscka J.P. 2000. The use of life cycle inventory tools to support an integrated approach to solid waste management. Waste management & Research.
 - McDougall R; White P.; Franke M.;Hindle, P. 2001. Integrated solid waste amangement: a life cycle inventory. Second Ed. Blackell Science Ltd.
 - McLaghin A., Minau P. The impacto f apicultural practices on biodiversity. Agric. Ecosyst. Environ. nº 55. 1995
 - Medialdea y Peula. La gestión integral de residuos domiciliarios en la provincial de Granada. Revista de residuos nº 61. 2001.
 - Mendel J.M. Fuzzy logic systems for engineering: a tutorial. Proceedings of the IEEE. Vol. 83, 3. 345. March 1995.
 - Michael M. GIS expected to make landfill siting easier. World wastes, 31(2), 32-35. 1988.
 - Ministerio de Medio Ambiente. Estado y evolución del medio ambiente. 2004.
 - Ministerio de Medio ambiente. Perfil ambiental de España 2005. Informe basado en indicadores. 2005.
 - Ministerio de Medio Ambiente. Documento para el debate en la I Conferencia Nacional de Prevención de Residuos. 2006.
 - Mizumoto M. y Tanaka H. Algebraic properties of fuzzy numbers, *Int. Conf. Cybernetic Soc.* Washington DC (1976).

- Molina S., Aguilar M., López J.V. Uso de herramienta GIS en la ejecución de programas de vigilancia ambiental. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Momtaz S. Environmental impact assessment in Bangladesh: a critical review. *Environmental Impact Assessment Review* 22(2) 163-179. 2002.
- Moya J.; López J.A; Rubio J.C.; Beas J.; Gallardo V.; Alcaín G. (2001). Censo de vertederos incontrolados de la provincia de Granada y orientaciones al sellado. Diputación de Granada – ITGE.
- Munda G. Multiple criteria decision aid: some epistemological considerations. *Journal of multicriteria analysis in Physical planning*. 1993.
- Muguruza C., Azcárate M.V., Cocero D., Santos J.M. Aplicación de un SIG en la localización óptima de actividades no deseables: un ensayo en el municipio de El Espinar (Segovia). IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Mwiganga M; Kansiime F. The impact of Mpererwe landfill in Kampala – Uganda, on the surrounding environment. *Physics and Chemistry of the earth* 30. 2005.
- Nastev N. Therrien R., Lefebvre R., Gelinás P. Gas production and migration in landfills and geological materials. *Journal of contaminant Hydrology* 52, 187-211. 2001
- Nekhay O., Arriaza M., Guzman-Álvarez, González-arenas J. Assessing the recuperation potential of wildlife habitats through the multicriteria analysis and GIS. Evaluación de la potencialidad de recuperación del hábitat para la flora y la fauna Silvestre a través de análisis multicriterio y SIG. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Nilsson J, Bergstrom S. Indicators for the assessment of ecological and economic consequences of municipal policies for resource use. *Ecol Econ* 1995;14:175_/84.
- Nissim I., Shohat T., Inbar Y. From dumping to sanitary landfill-solid waste management in Israel. *Waste management*. Vol 25, Issues 3, 323-327. 2005
- Nitkin D, Brooks LJ. Sustainability auditing and reporting: the Canadian experience. *J Business Ethics* 1998;17:1499_/507.
- Noble, G. (1992). *Sitting landfills and other LULUs*. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, Pa.
- O'Leary P.R., Canter L y Robinson W. Land disposal. In *the solid waste handbook: a practical guide* (W.D. Robinson, ed.) New York. Usa.: John Wiley y sons, pp. 271. 1986.

1. ANTECEDENTES

- Orden 13 de octubre de 1989 sobre residuos tóxicos y peligrosos.
- Orden del Ministerio de Medio Ambiente 304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.
- Ortolano L. y Shepherd A. Strategic environmental assessment for sustainable urban development. Environmental impact assessment review. Vol 16, issue 4-6, 321-335. 1995
- Pastor J., Urcelay A., Oliver S. y Hernández A.J. Impact of municipal waste on Mediterranean dry environments. Geomicrobiology Journal 11: 247-260. 1993a
- Pastor J., Urcelay A., Hernández A.J. y García A. Investigations on the revegetation problems of landfill soils in semiarid environment. In integrated soil and sediment research: a basis for proper protection (Eijsackers HJP y Haners T, eds). Dordrecht: Luwer Academic Publisher, pp 323-326. 1993b.
- Pearce D.W., Markandya A. y Barbier E.B. Blueprint for a green economy earthscan publicatiions Ltd.London. 1989.
- Pérez R. Tesis: Procesado y optimización de espectros ramán mediante técnicas de lógica difusa: Aplicación a la identificación de materiales pictóricos. Universidad Politécnica de Cataluña. 2005.
- Phillips J.H. Legal Alert. Environmental Audits. Metal finishing. January 1996.
- Pin D. 30 Años de normativa europea sobre residuos: un gran paso para el medio ambiente. Revista residuos nº 88. 2006.
- Pimentel D. Ecological effects of pesticides of non-target species in terrestrial ecosystems. In: Tardif R.G. (ed). Methods to assess adverse effects of pesticides on non-target organisms. Wiley, New York. 1992
- Plan Nacional de Residuos Urbanos (Resolución de 13 de enero de 2000).
- Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de aguas residuales 2001-2006 (Resolución de 14 de Junio de 2001; BOE nº 166, de 12-7-01).
- Plan Nacional de Vehículos al final de su vida útil 2001-2006 (Resolución de 25 de septiembre de 2001; BOE nº 248, de 16-10-01).
- Plan Nacional de Neumáticos Fuera de Uso 2001-2006 (Resolución de 8 de octubre de 2001; BOE nº 260, de 30-10-01). Real Decreto 1619/2005, de 30 de diciembre, sobre la gestión de neumáticos fuera de uso.
- Plan Nacional de Residuos de Construcción y Demolición 2001-2006 (Resolución de 14 de junio de 2001; BOE nº166, de 12-7-01) Corrección de errores (BOE nº188, de 07-8-00).
- Plan Nacional de Residuos Peligrosos (Resolución de 28 de abril de 1995).
- Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (Resolución de 28

- de abril de 1995).
- Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica, que aborda la tecnología del tratamiento y gestión de los residuos.
 - Pokhrel D., Viraraghavan T. Municipal solid waste management in Nepal: practices and challenges. Waste management. 2005.
 - Porsani J.L. Filho W.M., Elis V.R., Shimeles F., Dourado J.C., Moura H.P. The use of GPR and VES in delineating a contamination plume in a landfill site: a case study in SE Brazil. Journal of applied Geophysics 55. 2004
 - 1º Programa de Acción medio ambiental 1973-1976. DOCE nº C112 del 20 de diciembre de 1973.
 - 2º Programa de Acción medioambiental 1977-1981. DOCE nº C139 del 13 de junio de 1977.
 - 3º Programa de Acción medioambiental 1982-1986. DOCE Nº C 046 del 17 de febrero de 1983.
 - 4º programa de acción medioambiental 1987-1992. DOCE Nº C328 de 7 de diciembre de 1987.
 - 5º Programa de acción medioambiental de las comunidades europeas en materia de medio ambiente para el periodo 1992-2000. DOCE nº C 138 de 17 de mayo de 1993.
 - 6º Programa de acción medioambiental de las comunidades europeas en materia de medio ambiente para un periodo de 10 años. DOCE nº I 242 de 10 de septiembre de 2002.
 - Puwels M.; Enderbien A.; Constant M.; Ledrut-Damanet M.; Nyns J.; Willumseen H.; Btson J.; Fabry R.; Ferrero G. (1994). Landfills gas from environment to energy. Commission of the European Communities, directorate-general Telecommunications, Informations Industries and Innovation. Luxembourg.
 - Qasim R, Chiang W. Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment. Technomic Publishing Co. 1994.
 - Ramjeawon T. y Beedassy R. Evaluation of the EIA system on the Island of Mauritius and development of an environmental monitoring plan framework. Environmental Impact Assessment Review 24 (2004) 537–549.
 - Raybould J.G. y Anderson D.J. Migration of landfill gas and its control by grouting a case history. Quarterly Journal of Engineering Geology nº 20. 1987
 - Read A.D.; Phillips P.; Robinson G. (1997). Landfill as a future waste management option in England: the view of landfill operators. Resources, conservation and recycling. Elsevier.

1. ANTECEDENTES

- Real Decreto Legislativo 1163/1986, de 13 de junio, por el que se modifica la Ley 42/1975, de 19 de noviembre, sobre desechos y residuos sólidos urbanos (BOE núm. 149, de 23 de junio de 1986).
- Real Decreto legislativo 1302/1986 de 28 de junio de EIA (BOE nº 155 de 30 de junio de 1986).
- Real Decreto 833/1988, de 20 de julio, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de la ley 20/1986, básica de residuos tóxicos y peligrosos. BOE nº 182 de 30 de julio de 1988.
- Real Decreto 1131/1988, de 30 septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio de evaluación del Impacto Ambiental. BOE 239.
- Real Decreto 952/1997 de 20 de junio, por el que se modifica el Reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, de 14 de mayo, Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos, aprobado mediante Real Decreto 833/1988, de 20 de julio. BOE nº 160 de 5n de julio de 1997.
- Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE nº 25 de 29 de enero de 2002.
- Red de Autoridades Ambientales. XVIII Jornada Temática. Protección del suelo y Fondos Europeos. Gijón. Ministerio de Medio Ambiente. 2002.
- Resolución del Consejo de 24 de febrero de 1997 sobre una estrategia comunitaria de gestión de residuos.
- Rezaee Z. y Szendi J.Z. An examination of the relevance of ISO 14000 environmental standards: survey of U.S. CORPORATIONS. *Advances in Environmental Accounting & Management*, Volume 1, pages 123–140. 2000.
- Roberts F.S. *Measurement Theory with applications to decision making utility and the social sciences*. Addison-Wesley. London. 1979
- Robinson H.D. A review of the composition of leachates from domestic waste in landfill sites. PECD 7/10/238. Department of the Environment, UK. 1995.
- Ruokajarvi P., Ettala M., Rahkonen P., Tarhanen J., Ruuskanen J. Polychloronited dibenso-p-dioxins and furans (PCDDs and PCDFs) in municipal waste landfill fires. *Chemosphere* 30 (9). 1995.
- Salski A. Fuzzy knowledge-based models in ecological research. *Ecological Modelling* 63.103-112.1992
- Sanchez E. Non standard fuzzy arithmetics, Tech. report, Univ.of California, Berkeley, 1985

- Sarkar U.; Longhurst P.J.; Hobbs S.E. (2003a). Dispersion of odour: a case study with a municipal solid waste landfill site in North London, United Kingdom. (MSW) landfills. *Journal of environmental Management*. Elsevier.
- Sarkar U.; Longhurst P.J.; Hobbs S.E. (2003b) Community modelling: a tool for correlating estimates of exposure with perception of odour from municipal solid waste (MSW) landfills. *Journal of environmental Management*. Elsevier.
- SEMAT (Secretaría Ejecutiva de Medio Ambiente y Territorio. Manual de auditorías ambientales para proyectos de infraestructura. Editorial Ograma S.A. Santiago de Chile. Chile. 2003
- Siddiqui, M.Z. 'Landfill siting using Geographical Information Systems: a demonstration' *Journal of Environmental Engineering* (1996) 122 (6), pp 515-523.
- Silvert W. Ecological impact classification with fuzzy sets. *Ecological Modelling* 96. 1997. (1-10)
- SimaPro 6. Pre Consultants BV; Amersfoort. The Netherlands. 2004.
- Sironi S., Capelli L., Céntola P., Del Rosso R., Il Grande M. Odour emissions factor for the assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact. *Atmospheric Environment* n° 39. 2005
- Sivertsen B. Air pollution impacts from open air burning. Waste international conference a waste management and the environment , Malta. 2006. Waste Management and the environment III. Ed. by Popov *et al.* South Amphthon. Wit press 449-457. 2006
- Shusterman D. Critical review: the health significance of odour pollution. *Archives of Environmental health*, January/February 1992. Vol 47 n° 1 pp 76-87.
- Smith V.K. Option value: a conceptual overview. *Southern economic journal* 49 (3): 654-668. 1983.
- Sowers G.F. (1968). Foundation problems in sanitary landfills. *Journal of the sanitary engineering division*. ASCE 94.
- Spikula D.R. Subsidence performance of landfills. *Geotextiles y geomembranas* n° 15, 395-402) 1998.
- Stegman R (2000). Landfill emissions and environmental impact: an introduction. Curso superior sobre gestión y diseño de vertederos. Club Español de los Residuos. CER. Madrid.
- Swash P.M. y Mohmius A.J. Characteristics and stabilities of residues from the Wheal Jane constructed Wetlands. *Science of the total Environment* 338 (1-2). 2005

1. ANTECEDENTES

- Szanto M. *et al.* (1984). Guía metodológica de evaluación de vertederos. Universidad Católica de Valparaíso. Escuela de Ingeniería en construcción. Chile.
- Tamura N. & Horiuchi K. VSOP fuzzy numbers and fuzzy comparison relations, *second IEEE Int. Conf. Fuzzy Systems* San Francisco (1993)
- Tchobanoglous G.; Theisen H., Vigil S. (1994). Gestión Integral de Residuos Sólidos. Mc Graw-Hill.
- Thomson D. y Wilson M.J. Environmental auditing: theory and applications. *Environmental management* 18, pp 605-615. 1994.
- Thornton T. Waste auditing and the role of environmental health officer. *Environ Health Rev* 1995;24:30_/1.
- Trillas E y Gutierrez J. Aplicaciones de lógica borrosa. 1992
- Uriarte J., Calvo F., Zamorano M., Moreno B. Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos como herramienta en la planificación ambiental. Datos obtenidos en el Observatorio sobre vertederos de residuos de 2003. *Revista Residuos* nº 75. 2004.
- Uricchio V.F., Giordano R., López N. A fuzzy knowledge-based decision support system for groundwater pollution risk evaluation. *Journal of environmental management* n1 73. 2004
- Vaillancourt K., Waaub J.P. Environmental site evaluation of waste management facilities embedded into EUG_EENE model: A multicriteria approach. *European Journal of Operational Research* 139 (2002) 436–448.
- Vanderwerf HMG y Zimmer C. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system: *Chemosphere* nº 36. 1997.
- Vazoller R.F., Gomes L.P. Baldochi U.M., Villas-Boas D.M.F. Badra R.J y Povinelli J. Fundamental studies on biodegradability potential. *Microbiology and biochemistry of two experimental landfills. ISWA, Proceedings of the Sixth International Solid Wastes Congress, ATEGRUS, Madrid 1992.*
- Visvanathan C, Paraseis M, Janesiripanich A. Multimedia environmental audit in a rice cracker factory in Thailand: a model case study. *Journal of Cleaner Production* 6 (1998) 93-101.
- Wardle D.A., Nicholson K.S., Yeats G.W. Effect of weed management on some associated arthropods in maize and asparagus ecosystems. *Pedobiología*. 31. 1993
- Weitz K.; Barlz M.; Ranjithan R.; Brill D; Thorneloe S.; Ham R. 1999. Life cycle management of municipal solid waste. *International Journal of LCA*.

- Westakle K. Sustainable landfill-possibility or pipe-dream?. Waste management & Research. 1997
- White P.R. Franke M., Hindle P. 1995. Integrated solid waste management: a cycle inventory. Blanckie Academic & Professional. London. UK.
- Wilson L. A practical method for environmental impact assessment audits. Environ impact asses. Rev 18: 59–71. 1988.
- WISARD (Waste Integrated Systems assessment for Recovery and Disposal) Ecobian, 1999.
- Wong M.H., You C.K. Landfill leachate as irrigation water for tree and vegetables crops. Waste management & Research, vol 7(4), 311-323.. 1989.
- Yager R.R., On the lack of inverses in fuzzy arithmetic, *Fuzzy Sets and Systems* (1980) 73-82.
- Yager R.R. y Zadeh L.A. An introduction to fuzzy logic applications in intelligen system. Kluver Academic Publisher Dordrecht. 1993
- Yen J., Langari R. Fuzzy logic intelligence. Control and information. Prentice hall. Upper Saddle River. New Jersey. 1999.
- Young P.J. y Parker A. the identification and possible environmental impact of trace gases and vapours in landfills gas. Waste management press. 1-123. 1983.
- Zadeh L.A. Fuzzy sets *Information and control* vol 8. p 338-353. 1965
- Zadeh L.A. The concept of linguistic variable and its applications to approximate reasoning, Part I, *Inform. Sci.* 8 (1975) 199- 249; Part II, *Inform. Sci.* 8 (1976) 301-357; Part III, *Inform. Sci.* 9 (1976) 43-80.
- Zadeh L.A. What is Computing with words? *Computing with words in Information/Intelligent Systems 1*. Physica Verlag 1999
- Zamorano M, Calvo, F.; Moreno, B.; Ramos, A. 'Implementation of a new environmental impact assessment for municipal waste landfills as tool for planning and decision-making process'. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2006) In Press.
- Zimmermann H.J. y Zysno P. Fuzzy set theory and its application, second Ed. Kluver Academic. Boston 1991.
- Zou S.C., Lee S.C., Chan Y.C., Ho K.f., Wang X.M., Chan L.Y., Zhang Z.X. Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. *Chemosphere* 2003, n° 51 (9).

2. INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA

2. INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA

2. INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA

Para la realización de la presente investigación se llevó a cabo una revisión bibliográfica que ha sido actualizada continuamente, y que ha permitido conocer las investigaciones más recientes publicadas en esta materia.

Los principales servicios de documentación a los que se acudió fueron los siguientes:

- Biblioteca de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Granada.
- Biblioteca de la Escuela de ETSICCP de la Universidad de Granada.
- Biblioteca de la Escuela ETSI de la Universidad de Granada.
- Biblioteca de la Facultad de Derecho de la Universidad de Granada.
- Biblioteca Central de la Universidad de Murcia
- Área de Tecnologías del Medio Ambiente del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Granada.
- Biblioteca Central de la Universidad Politécnica de Cataluña
- Delegación de la Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en Granada.
- Delegación de la Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en Jaén.
- Delegación de la Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en Cádiz.
- Delegación de la Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en Córdoba.
- Diputación Provincial de Granada. Área de obras y servicios.
- Diputación Provincial de Jaén. Área de servicios municipales.
- Diputación provincial de Huelva. Área de obras y servicios.
- Biblioteca de la Diputación Provincial de Granada.
- Consorcio Almazora-Levante para la recogida y tratamiento de RSU.
- Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- Red de bibliotecas públicas de Andalucía.

Las bases de datos a las que se tuvo acceso a través de los servicios anteriormente señalados fueron:

- Aranzadi on line - Westlaw.
- ASFA.
- Biblioteca Nacional española.
- CAB Abstracts.

2. INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA

- CSIC: Centro superior de Investigaciones Científicas.
- Current contents connect.
- Compendex.
- EnviroNETBase.
- Essencial Science indicators
- Eurolex: Base de datos europea de legislación
- Boletín oficial del Estado (BOE)
- Diario Oficial de las Comunidades Europeas
- Global health abstract.
- ICYT on line.
- TESEO
- Urbadoc
- Web of knowledge
- Web of science.
- Zoological Records.
- Science Citation Index Expanded.
- EPA: Environmental Protección Agency
- ISWA: International Solid Waste Association.
- AP: Academic Press Limited
- ELSEVIER: Elsevier Science B.V.
- PERGAMON
- SPRINGER
- Consleg system: Office for official publications of the European communities.
- CER. Club Español de los Residuos
- Boletín de la Junta de Andalucía (BOJA)

Las palabras que facilitaron el acceso a estas bases de datos y otras búsquedas fueron las siguientes:

- Solid waste
- Contamination of ground water.
- Landfill.
- Landfill municipal waste.
- Sanitary landfill

- Environmental impact.
- Waste Management
- Leachate
- Landfill gas.
- Environmental risk
- Waste Treatment
- Waste disposal
- Remediation of Landfills.
- Soils
- Age of landfills.
- Contaminant migration
- Contaminated site
- EC waste policy
- Sustainable waste management
- Disposal sites
- Solid waste disposal
- Biodegradation
- Control methods.

En el apartado anterior se recoge un resumen de los aspectos más relevantes encontrados en el proceso de investigación bibliográfica realizado y usadas en la presente investigación.

2. INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA

3. OBJETIVOS

3. OBJETIVOS

3. OBJETIVOS

La elaboración de planes de cierre, sellado y reinserción son imprescindibles para la adecuada integración de los vertederos al medio (Calvo, 2003), ya que estas infraestructuras se utilizan para la eliminación de los residuos. Los criterios bajo los que se realiza dicha adecuación suelen carecer de razones de actuación basados en el conocimiento de la interacción entre los procesos que generan los puntos de vertido y las características del entorno ambiental. Por este motivo, es imprescindible el establecimiento de metodologías que prioricen actuaciones de planificación ambiental donde se integren los procesos de evaluación del impacto tanto para los vertederos controlados como incontrolados.

La introducción de la metodología EVIAVE establece la previa revisión bibliográfica general de informes técnicos relativos a la gestión del vertedero, que aporten información sobre la disposición final de los residuos, marco legal, metodología de diagnóstico y situación actual que repercuta así en la mejora de la calidad de vida. Como punto de partida se utiliza la metodología desarrollada por Calvo (2003) que se basa en criterios ambientales establecidos por la normativa vigente sobre vertido. Tiene como principal objetivo el de diagnosticar los vertederos y con ello facilitar la toma de decisiones. Antes es precisa una evaluación previa mediante índices e indicadores ambientales.

La metodología establecida por Calvo (2003) presenta los resultados obtenidos después de dos años de investigación y tras la aplicación a treinta vertederos localizados en la provincia de Granada y en la Vª Región de Valparaíso (Chile). Se permite así la elaboración de una herramienta de gestión y planificación ambiental para la restauración de áreas impactadas por el vertido de residuos sólidos pudiendo priorizar ambientalmente los vertederos analizados y comparar sus estados ambientales con el fin de establecer medidas de control para su adecuación ambiental a la normativa vigente.

Por lo tanto, el **objetivo principal** de este trabajo ha sido *la modificación de la metodología desarrollada por Calvo (2003), con la finalidad de solucionar los problemas identificados en la origina y permita la aplicación de herramientas basadas en las técnicas difusas y en el consiguiente desarrollo de un software para su aplicación.*

3. OBJETIVOS

Este objetivo principal se alcanza gracias a los siguientes **objetivos secundarios**:

- Análisis de la metodología desarrollada por Calvo (2003) con la finalidad de identificar y justificar los cambios necesarios en la misma.
- Desarrollo de las modificaciones necesarias y definición de la metodología de diagnóstico ambiental denominada EVIAVE (Evaluación de impacto ambiental en vertederos).
- Aplicación de la metodología EVIAVE a vertederos andaluces para su verificación y validación.
- Desarrollo de un modelo difuso para la aplicación de la metodología EVIAVE.
- Aplicación del modelo difuso y análisis de los resultados obtenidos.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

4.1. JUSTIFICACIÓN DE LAS NECESIDADES DE MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA ORIGINAL

La metodología de diagnóstico y caracterización ambiental de vertederos de residuos urbanos desarrollada por Calvo (2003) ha sido aplicada a vertederos localizados en España, Chile y Venezuela (Calvo, 2005; Calvo, 2007; Zamorano *et al.*, 2006), lo que ha permitido demostrar que se trata de una herramienta eficaz en el conocimiento de la problemática ambiental en este tipo de vertederos, siempre dentro del marco legal y los requerimientos establecidos por la Directiva 31/99. No obstante, la investigación desarrollada por Calvo (2003), así como su posterior aplicación a los citados puntos de vertido demostró que era necesario plantear una serie de modificaciones en la misma, tal y como se indica a continuación.

- En la metodología original el *Coefficiente de Ponderación Ambiental* consideraba y relacionaba las características de los impactos generados por las emisiones del vertido y las características del elemento del medio como receptor de los mismos, lo que permitía dar un mayor o menor peso a determinados elementos del medio. Tras su aplicación se pudo observar como estos coeficientes permanecían constantes en las áreas de estudio analizadas, por lo que dejaba de ser una herramienta que introdujese un elemento comparativo para los diferentes puntos de vertido (Calvo, 2005; Calvo, 2007; Zamorano *et al.*, 2006; Garrido, 2005), aunque permitía dar una mayor importancia al impacto final producido en unos elementos del medio más que en otros. De igual modo, se observó que su determinación estaba basada en una valoración totalmente cualitativa que introducía una importante subjetividad en el proceso de evaluación ya que dependía, en la mayor parte de los casos, del evaluador. Los motivos indicados plantearon la necesidad de analizar este Coeficiente para su modificación.
- La *Probabilidad de Contaminación* para los diferentes elementos del medio se definía como un índice que permitía describir el estado ambiental del punto de vertido y la interacción con el entorno inmediato en el momento de la evaluación. Para su determinación se utilizaban las *variables de vertedero* o características del punto de vertido seleccionadas por su sensibilidad en los procesos bioquímicos y

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

físicos del mismo, las cuales influían directa o indirectamente sobre la afección ambiental a los diferentes elementos del medio considerados. El estudio de las variables permitía cuantificar la contaminación que el vertedero podía producir. Para asegurar un correcto cálculo de la Probabilidad de Contaminación, la selección de estas variables debe basarse en la independencia entre ellas, es decir, selección de variables que no tengan una relación directa entre las mismas, o bien no estén contenidas unas en otras; en otro caso determinadas características de vertedero serían valoradas en más de una ocasión a la hora de cuantificar la Probabilidad de Contaminación.

La aplicación de la metodología mostró la existencia de una relación directa entre algunas de ellas, así como la utilización de variables que podían considerarse contenidas en otras (Calvo, 2005; Calvo 2007; Zamorano *et al.*, 2006). Este es el caso, por ejemplo, de la variable *operatividad en el punto de vertido*, que afectaba a todos los elementos del medio y que pretendía dar a conocer la el estado de la explotación y gestión del punto de vertido, así como las consecuencias que ésta poseía en la afección a los diferentes elementos del medio; en su cuantificación se utilizaron características como estado de la maquinaria, existencia de personal especializado en la explotación, presencia de residuos especiales en el punto de vertido, entre otros. En el listado de variables se encontraban otras que proporcionaban una información semejante, por ejemplo *equipamiento personal o tipo de residuos y porcentaje de materia orgánica*. Algo semejante ocurría con la variable *controles ambientales*, que afectaba al elemento del medio salud y sociedad y cuya clasificación se basaba en datos relativos a aspectos meteorológicos, emisiones de lixiviados y gases, nivel de aguas subterráneas y composición y topografía de la zona. La información proporcionada por esta variable se recoge también en otras como la pluviometría, control de gases, control de lixiviados, e importancia hidrogeológica o profundidad a aguas subterráneas.

En la aplicación de la metodología también pudo observarse la existencia de características del punto de vertido no contempladas o recogidas en las variables definidas, pero que si tenían un efecto en la afección ambiental del punto de vertido. Este es el caso por ejemplo del asentamiento en la masa de residuos, relacionado con los problemas de estabilidad que pueden producirse en los mismos con consecuencias graves para el medio ambiente y la integridad de

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

estructuras erigidas en el vertedero (Sowers, 1968; Sterans, 1987; Gandolla y Gfeller, 2005).

Como consecuencia, se plantea la necesidad de hacer una revisión de las variables formuladas por Calvo (2003), con la finalidad de generar un nuevo listado final, entre las que además no exista una vinculación directa.

- El Valor Ambiental pretendía identificar y cuantificar, desde la relación existente entre las características del elemento del medio y las emisiones del vertedero, la consideración ambiental de cada parámetro en el entorno del punto de vertido. Su valoración se hacía en base a una serie de características de los diferentes elementos del medio que podían verse afectados por la presencia del punto de vertido en sus inmediaciones.

En la aplicación de la metodología se pudo observar como determinadas características seleccionadas estaban ya recogidas en el listado de variables; era el caso, por ejemplo, de la *distancia a núcleos poblados* o la *distancia a infraestructuras*, para el elemento del medio salud y sociedad. Se pudo observar también que, entre las características para la determinación del Valor Ambiental, se incluyeron algunas que no daban información sobre la consideración ambiental del elemento del medio al que se referían sino que estaban relacionadas con los procesos que se podían producir en los mismos, con una afección directa o indirecta sobre el entorno, y que por tanto debieran estar contempladas dentro de las variables, por definición de la propia metodología; éste era el caso por ejemplo del *riesgo sísmico*, *régimen y dirección de vientos*, *presencia de zonas de escorrentía* o *zona de área inundable*.

En consecuencia se hace necesario llevar a cabo también una revisión de las características definidas por Calvo (2003) con la finalidad de establecer un listado adecuado, acorde con la definición de Valor Ambiental dada en la metodología.

- La valoración de las variables de vertedero y de las características deben buscar la mayor objetividad posible, con la finalidad de evitar diferencias sustanciales finales en función del experto que la lleve a cabo.

La aplicación de la metodología demostró que no siempre era posible evitar la subjetividad debido a que la justificación de las clasificaciones establecidas por

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Calvo (2003) estaba basada en muchos casos únicamente en sus propias observaciones y experiencia, pero sin hacer alusión a aspectos legales, científicos o en base a consultas con un grupo de expertos.

Tal era el caso, por ejemplo, de las variables *punto de vertido en zona de escorrentía y control ambiental*. En el primer caso, Calvo (2003) consideró que el arrastre provocado sobre la masa de residuos y la inestabilidad podría ser clasificada en elevada, escasa o ausente sin definir la separación de cada una de estas categorías. En el segundo caso, *control ambiental*, definida por Calvo (2003) para describir la probabilidad de impacto al elemento salud y sociedad. Dicha variable era clasificada como deficiente o inexistente en función de que existiera o no recopilación de datos meteorológicos; datos de emisiones (control de aguas, lixiviados y gases); nivel de aguas subterráneas y composición; topografía de la zona y cuyos datos estarían en los límites establecidos por el Real Decreto 1481/2001.

En lo que se refiere a las características utilizadas en el cálculo del valor ambiental la definición llevada a cabo por Calvo (2003) se realizó en la misma línea ya que por ejemplo la *existencia de especies animales y vegetales*, que valoraba ambientalmente la presencia de especies en las aguas de los cauces superficiales, es un indicador de la calidad que estas poseen, de ahí que sea clasificada como: inexistencia de especies, existencia de algunas especies y existencia de especies sin establecer unos límites claros ni con respaldo bibliográfico. Del mismo modo ocurría con el descriptor de *áreas inundables* que consideraba la repercusión sobre los diferentes usos del suelo una vez clausurado el punto de vertido. Establecían que las zonas inundables poseían una menor capacidad de reinserción al medio como uso agrícola en las categorías de zona inundable y zona no inundable.

Por tanto se hace necesario llevar a cabo una revisión de las clasificaciones de las variables y características que permita una justificación con criterios lo más objetivos posibles, aunque no siempre sea posible eliminar totalmente cierta subjetividad.

- En la metodología de diagnóstico el tamaño del vertedero no se consideraba, ni como variable, característica o incluso como índice de ponderación. Sin embargo, este aspecto ha demostrado ser muy relevante en la severidad de liberación de

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

contaminantes (Calvo, 2003; Nixon *et al.*, 1997). Calvo (2003). Tras la aplicación de la metodología y en sus conclusiones, justificó la necesidad de considerar esta característica del vertedero, aunque sin plantear la forma en la que podía hacerse. Se hace necesario por tanto estudiar su inclusión en la nueva formulación de la metodología.

- Los valores que pueden obtener las variables, así como las características en el cálculo del Valor Ambiental, no tenían el mismo intervalo de valoración y clasificación. Algunas alcanzaban valor mínimo 0, otras 1, 2 o bien valor máximo 3, 4, 6 u 8. Las aplicaciones llevadas a cabo mostraron la dificultad de hacer un estudio comparativo de dichas variables, no pudiéndose obtener conclusiones concretas al respecto (Calvo 2005; Calvo, 2007; Zamorano *et al.*, 2006), por lo que se ha considerado necesario el establecimiento de un intervalo fijo para la cuantificación de las variables y características ambientales que posteriormente facilitase el análisis de datos.
- Las variables de vertedero se definieron en base a las características del medio en el que se ubicaba el punto de vertido, así como de su nivel de explotación y gestión. Sin embargo en las aplicaciones realizadas (Calvo, 2005; Calvo 2007; Zamorano *et al.*, 2006) se mostró como la formulación de la metodología no permitía hacer un análisis de la idoneidad de la ubicación y explotación ya que la Probabilidad de Contaminación agrupaba todas las variables de manera indistinta.

Se plantea por tanto la necesidad de formular un nuevo índice que permita obtener información relativa a las características de la ubicación del punto de vertido, así como de su grado de explotación de forma explícita.

- La recogida de los datos necesarios para la aplicación de la metodología propuesta por Calvo (2003) exigía la utilización de la Tabla 4.1 en la que se recogían datos ambientales y sociopolíticos. Pero dicha tabla se ha desechado pues no recoge toda la información necesaria para la posterior aplicación de la metodología e incluso las clasificaciones que establece no son aplicables a la situación de los vertederos en Andalucía. Por tanto, se propone unas fichas en las que directamente se recopile información que permita valorar la probabilidad de afección a los elementos del medio y los valores ambientales (Tabla 4.2).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.1: Ficha para la recopilación de datos sobre los Factores ambientales y sociopolíticos propuesta por Calvo (2003)

GEOLOGÍA	Formaciones geológicas	Roca volcánica		
		Roca sedimentaria		
		Roca plutónica hipabisales		
		Roca metamórfica		
	Fallas	Depósito no consolidado		
Riesgo sísmico	0,2g		0,5g	
	0,3g		0,6g	
	0,4g		0,7g	
GEOMORFOLOGÍA	Unidades morfológicas	TOPOGRAFÍA GENERAL	TOPOGRAFÍA LOCAL	
		<ul style="list-style-type: none"> - Valle fluvial. - Planicie litoral - Glaciar - Duna activa. - Cerro rinconada - Cubeta de erosión - Montaña - Media montaña - Pie de monte - Meseta - Llanura baja - Llanura litoral - Valle - Costa brava - Barranco, hoz, cañón. - Circo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Cumbre. - Puerto - Divisoria - Teso. - Páramo. - Acantilado - Loma - Morrena frontal - Barranco - Ribera de río torrencial - Fondo/cauce de río/arroyo - Fondo/cauce de rambla - Margen de embalse. - Soto. 	<ul style="list-style-type: none"> - Borde de páramo. - Ladera. - Cuerda de ladera - Vaguada de ladera. - Cono de derrubios - Glacis - Ladera ondulada - Vaguada - Ribera de arroyo o río. - Ribera de rambla. - Fondo/cauce río torrencial. - Llano - Vaso de embalse - Cola de embalse.
		Pendientes	0-5%	15-20%
		5,1-10%	20-25%	
	10-15%	25-100%		
HIDROLOGÍA SUPERFICIAL	Presencia de aguas superficiales	Cuerpos de agua		
		Hidrológica superficial		
	Riesgo de inundación	Inundación histórica		
	Área de escorrentía	Zonas de inundación		
HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA	Pozos			
	Permeabilidad sustrato			
	Importancia hidrogeológica			
CLIMA	Precipitaciones	Precipitación máxima diaria		
		Lluvia útil		
	Tipo de clima			
	Altitud			
Exposición a vientos				
USOS DEL SUELO	Clasificación del suelo	I	VI	
		II	VII	
		III	VIII	
		IV		
		V	Parques naturales/Parques nacionales	
FLORA Y FAUNA ASOCIADAS	Vegetación	<ul style="list-style-type: none"> pino matortral estepario arborescente matortral esponoso de serranías matortral espinoso de secoano costero matortral esclerófilo andino eucaliptos 	<ul style="list-style-type: none"> dunas cultivos bosque esclerófilo costero bosque caducifolio santiago bosque bajo matortral otros 	
ZONAS DE EXCEPCIÓN	Áreas de protección.	<ul style="list-style-type: none"> áreas protegidas áreas propuestas de protección jardín botánico parque natural protección por planes reguladores 	<ul style="list-style-type: none"> recursos turísticos reservas nacionales santuarios de la naturaleza ninguna 	
USOS DEL SUELO URBANO INDUSTRIAL		<ul style="list-style-type: none"> zona industrial propuesta zona industrial vigente. 	<ul style="list-style-type: none"> Puente Redes viales principales Redes viales secundarias 	
INFRAESTRUCTURAS	Infraestructura vial	<ul style="list-style-type: none"> línea férrea. Línea férrea proyectada 		
	Energía y comunicaciones	<ul style="list-style-type: none"> Aeródromos. Canales de regadío Canchas de aterrizaje. Gaseoductos gasandes. 	<ul style="list-style-type: none"> Gaseoductos trasandino. Oleoducto Red de alta tensión. Subestación eléctrica. 	
	Núcleos de población			

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.2: Ficha de recopilación de datos

VARIABLES AMBIENTALES	Asentamiento de la masa de residuos		Anexo fotográfico
	Cobertura diaria		Anexo fotográfico
	Cobertura final		Anexo fotográfico
	Compactación		Anexo fotográfico
	Control de gases		Anexo fotográfico
	Control de lixiviados		Anexo fotográfico
	Distancia a infraestructuras		Anexo fotográfico
	Distancia a masas de agua		Anexo fotográfico
	Distancia a núcleos poblados		Anexo fotográfico
	Edad del vertedero		Anexo fotográfico
	Erosión		Anexo fotográfico
	Estado de caminos internos		Anexo fotográfico
	Fallas		Anexo fotográfico
	Impermeabilización del punto de vertido		Anexo fotográfico
	Morfología		Anexo fotográfico
	Pluviometría		Anexo fotográfico
	Punto situado en zona inundable		Anexo fotográfico
	Riesgo sísmico		Anexo fotográfico
	Seguridad		Anexo fotográfico
	Sistema de drenaje superficial		Anexo fotográfico
	Taludes		Anexo fotográfico
	Tamaño		Anexo fotográfico
	Tipo de residuos.		Anexo fotográfico
Viento		Anexo fotográfico	
Visibilidad		Anexo fotográfico	
Vulnerabilidad a las aguas subterráneas.		Anexo fotográfico	
VALORES AMBIENTALES	Tipo de masa de agua superficial		Anexo fotográfico
	Usos del agua superficial		Anexo fotográfico
	Calidad del agua superficial		Anexo fotográfico
	Usos del agua subterránea		Anexo fotográfico
	Calidad del agua subterránea		Anexo fotográfico
	Calidad del aire		Anexo fotográfico
	Usos del suelo		Anexo fotográfico
	Tipo de vegetación		Anexo fotográfico
	Cobertura vegetal		Anexo fotográfico

- Finalmente, Calvo (2003), en sus líneas futuras de investigación, propuso el desarrollo de un software que facilitase la aplicación de la metodología. En la revisión bibliográfica previa a esta investigación se analizaron las ventajas que la lógica difusa aporta en los casos de evaluación de impacto ambiental, y que se resumen en los siguientes aspectos: emplea las preferencias individuales del diseñador del proyecto, codificando así su pericia, y las circunstancias particulares

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

de decisión; permite representar la incertidumbre de las predicciones efectuadas en la evaluación; brinda un único marco conceptual para el manejo simultáneo de variables lingüísticas (información cualitativa) y numéricas (información cuantitativa); maneja simultáneamente variables definidas con diferente grado de detalle; permite caracterizar las medidas correctoras en los procesos de Evaluación de Impacto Ambiental; los criterios de selección usados por la metodología difusa son valorados para representar la importancia y contribución de cada factor; finalmente, es un sistema flexible que puede adaptarse a nuevas informaciones. De igual modo, la metodología difusa utiliza variables lingüísticas y números difusos, que son característicos de las técnicas difusas, con los que se logra incluir el optimismo en la evaluación de la persona pudiéndose proporcionar las mismas definiciones aportadas por la metodología definida; las nuevas variables ofrecen una información más avanzada, y puede obtenerse la incertidumbre y la subjetividad que supone la evaluación de los vertederos donde la información obtenida será diferente.

La creación de un software que aplique estas nuevas tecnologías, no sólo facilitará la aplicación de la metodología de diagnóstico, con un elevado número de datos implicados en la misma, sino que además permitirá que ésta se beneficie de las ventajas establecidas por este tipo de tecnologías, obteniendo, en definitiva, una mayor información, que será además de más calidad. Para ello será necesario hacer una serie de modificaciones que faciliten la aplicación de las técnicas difusas y la creación de un software.

4.2. DEFINICIÓN DE LA NUEVA METODOLOGÍA EVIAVE

4.2.1. Objetivos e hipótesis de la metodología

El objetivo principal de la nueva metodología, a la que se ha denominado EVIAVE (Evaluación de Impacto Ambiental de Vertederos) es el de caracterizar y diagnosticar vertederos mediante una serie de índices que, basándose en observaciones y datos relativos al diseño del vertedero y el lugar donde se ubica, permitan, de una manera sencilla, rápida y económica, conocer la problemática ambiental de los puntos de vertido así como la toma de decisiones sobre su gestión, acondicionamiento o bien sobre su cierre, sellado y reinsertión al medio. Dicha metodología ha sido formulada a partir de la propuesta por Calvo (2003), teniendo en cuenta las modificaciones planteadas en el apartado anterior.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Las nuevas hipótesis de partida, basadas en la metodología original, son las siguientes:

- El ámbito de aplicación de la metodología de diagnóstico EVIAVE es la Unión Europea, así como otros países sin normativa específica en materia de residuos, o bien con una normativa menos restrictiva que la Directiva 31/99, relativa a la eliminación de residuos en vertederos.
- Los vertederos a los que se podrá aplicar esta metodología son vertederos incontrolados, así como a vertederos controlados de residuos no peligrosos, tal y como son definidos por la Directiva 31/99 de eliminación de residuos en vertederos¹², siempre y cuando no se haya procedido a su cierre, sellado y reinsertión al medio.
- El diagnóstico realizado en la presente metodología únicamente es válido en el momento de evaluación, disminuyendo su fiabilidad en el tiempo excepto que se produzca un seguimiento o retroalimentación.
- Los datos para su aplicación se obtendrán a partir de los estudios territoriales de la zona de ubicación de los vertederos, así como de los proyectos de las instalaciones, datos y estudios históricos y de caracterización de los residuos en los núcleos de población, si existen, así como los obtenidos por la visita a las instalaciones.

4.2.2. Definición de los elementos del medio o componentes medioambientales

Está demostrado que la presencia de un vertedero tiene efectos negativos para el medio ambiente (Leton y Omotsho, 2003; Jones *et al.*, 2005; Swash y Monhemius, 2005; Leao *et al.*, 2004; Mato, 1999; Abu-Rukah y Al-Kifahi, 2001; Isidori *et al.*, 2003; Porsani *et al.*, 2004; Zou *et al.*, 2003; Christensen *et al.*, 2000; Hegde *et al.*, 2003; Fourie y Morris, 2003 ; Kjeldsen y Scheutz, 2002; Anderson, 2004; Sironi *et al.*, 2005; Sarkar *et al.* 2003a, 2003b; Acurio *et al.*, 1997; Kim y Lee, 2005; Hernández *et al.*,

¹² Los vertederos de residuos no peligrosos podrán admitir (Directiva 31/1999/CE):

- Residuos urbanos.
- Residuos no peligrosos de cualquier otro origen que cumplan con los requisitos fijados en el anexo II del RD 1481/2001 para dicha clase de vertederos.
- Residuos peligrosos no reactivos, estables o provenientes de un proceso de estabilización, cuyo comportamiento de lixiviación sea equivalente al de los residuos no peligrosos mencionados anteriormente, y que cumplan los criterios de admisión establecidos en el anexo II del RD 1481/2001. La Decisión del Consejo de 19 de diciembre de 2002 completa los criterios y procedimientos relativos a la admisión de residuos en los vertederos con arreglo a los principios establecidos en la Directiva 1999/31/CE y recogidos en el RD 1481/2001.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

1998; Edgers *et al.*, 1992; Lee y Jones-Lee, 2004; Pokherel y Viraraghavan, 2005; Berkum *et al.*, 2005) tal y como se recoge en los antecedentes de esta investigación. El grado de afección de los impactos dependerá de la distribución espacial de los efectos así como de las características de los receptores de los mismos.

Por tanto el primer paso en una evaluación de impacto ambiental, y en particular en el caso de los vertederos, será la identificación de los posibles receptores de los impactos provocados por la presencia de estas instalaciones, y que en diferentes metodologías para la Evaluación de Impacto Ambiental consultadas se han denominado elementos del medio o componentes medioambientales (Antunes *et al.*, 2001).

En relación a la identificación de receptores de los impactos generados por un vertedero, la Directiva 31/99, relativa a la eliminación de residuos en vertederos, tiene como objetivo principal establecer, mediante rigurosos requisitos técnicos y operativos sobre residuos y vertidos, medidas, procedimientos y orientaciones para impedir o reducir, en la medida de lo posible, los efectos negativos en el medio ambiente del vertido de residuos. Establece consideración particular a la contaminación de las aguas superficiales, las aguas subterráneas, el suelo y el aire, y del medio ambiente mundial, incluido el efecto invernadero, así como cualquier riesgo derivado para la salud humana, que sea consecuencia directa del vertedero y que pueda producirse durante todo su ciclo de vida.

Calvo (2003), en su metodología de diagnóstico, denominó a los receptores de los impactos producidos por los vertederos parámetros, y concretamente consideró los siguientes: aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo y salud pública, que coincidían con los establecidos en la Directiva 31/99.

La inclusión del paisaje como posible receptor de impactos por la presencia de vertederos no fue considerada por Calvo (2003) en la formulación de su metodología. No obstante existen diversos autores que en los estudios de impacto ambiental de vertederos, consideran el paisaje como receptor de impactos (Lewis, 1979; Cataño y Heber, 2004; de Siquiera y de Mello, 2006) ya que éstos dan lugar a un deterioro considerable del mismo como consecuencia de las actividades que se desarrollan en ellos. Por tanto se ha considerado necesario abordar el estudio del paisaje como posible elemento del medio para incluirlo o no en la presente metodología.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

En el paisaje se engloban tres rasgos: físicos (formas del terreno, superficie del suelo, rocas, etc), bióticos (vegetación y fauna) y actuaciones humanas (estructuras realizadas por el hombre puntuales, extensivas o lineales) (Guía para la elaboración de estudios del medio físico, 1992). Para su valoración existen diversas metodologías que pueden estar agrupadas en *directas* (metodología de subjetividad aceptada, controladas, compartida y representada), *indirectas*, a través de componentes del paisaje (Coventry Solihull Warwickshire, 1971; Planning classification of scottish landscape resources, 1970; Northamptonshire, 1972; Techniques in landscape planning, Weddle y Pickard; Método Gómez Orea, 1978; Ordenación integral del área de Gredos, 1977; Estudio de los condicionantes del medio físico a la localización espacial de actividades de planeamiento, Varios autores; Análisis de la calidad y fragilidad del paisaje, Fernández, 1977; Granada, 1980; Murcia 1985; Cuenca, 1986, Escribano *et al.*, 1987), o a través de *categorías estéticas* (Litton, 1972; Carlson, 1977; USDA, 1976, Visual Management System; Jones, 1976; Jacobs y Way, 1969; Wright, 1974) y *mixtas* (Coventry – Solihull - Warwickshire Subregional Study Group, 1971). Entre los rasgos que definen a la mayoría de estas metodologías, excepto en las que utilizan paneles de expertos, se encuentra la aceptación de un importante grado de subjetividad en la valoración que se realiza del paisaje. Por este motivo, en la metodología EVIAVE no se ha incluido el paisaje como elemento del medio o componente medioambiental, aunque eso no significa que los diferentes elementos que lo integran no estén recogidos de alguna manera en la misma; éstos se recogerán como variables, descriptores medioambientales, o bien en la propia justificación de formulación del Valor Ambiental, tal y como se verá en los apartados siguientes.

Por lo tanto los receptores de impactos considerados en la metodología EVIAVE, a los que se denominará **componentes medioambientales** o **elementos del medio**, serán los fijados por Calvo (2003) y la Directiva 31/99, con la única diferencia que el denominado Salud Pública en la metodología original será renombrado como *Salud y Sociedad* ya que se pretende también incluir el rechazo que provoca la ubicación de un vertedero desde el punto de vista social, conocido como *Síndrome No en Mi Patio Trasero* (NIMBY) (Kontos *et al.*, 2005).

En los apartados siguientes se van a describir los cambios llevados a cabo en la metodología, lo que permitirá definir la nueva metodología EVIAVE. En primer lugar se indicarán las modificaciones en su estructura general y posteriormente se hará un análisis más detallado de los cambios en las variables de vertedero o descriptores ambientales, así como el cálculo de los índices ambientales definidos .

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

4.2.3. Estructura metodológica

Tal y como se recoge en la Figura 4.1, la nueva metodología de diagnóstico EVIAVE se ha estructurado en cuatro niveles, en lugar de los cinco que presentaba la diseñada por Calvo (2003).

El **primer nivel** representa los criterios y subcriterios utilizados para definir las características del punto de vertido y del medio susceptible de verse afectado por su presencia. Se considerarán atributos especiales relativos a la ubicación de los vertederos, así como relacionados con su grado de explotación. Para ello se definen las variables de vertedero, que se cuantificarán mediante el Índice de Riesgo de Contaminación (IRC), así como los descriptores ambientales; estos atributos se usarán posteriormente en el cálculo de los diferentes índices que genera la metodología. El **segundo nivel** representa los índices *Probabilidad de Contaminación* para cada elemento del medio o componente medioambiental (Pbc_i), y el *Valor Ambiental* (Va_i), también para cada elemento del medio. El **tercer nivel** define el *Índice de Riesgo Ambiental*, para cada elemento del medio (IRA_i) y finalmente el **cuarto nivel**, permite determinar el *Índice Medio Vertedero* (IMV), para cada punto de vertido (Zamorano *et al.*, 2006).

Las diferencias más significativas en la estructura de ambas metodologías, recogidas en la Figura 4.1, se resumen a continuación.

- Nivel 1. Variables de vertedero y descriptores ambientales

Se mantiene el concepto de **variable de vertedero** y **descriptor ambiental**, esta último denominado característica en la metodología original, aunque, tal y como se explicará posteriormente, se introducen modificaciones en la cuantificación de los mismos.

En el caso concreto de las variables de vertedero se introduce como novedad en la metodología EVIAVE la definición del **Índice de Riesgo de Contaminación** (IRC_j) para cada variable; éste permite la comparación entre las diferentes variables, facilitando así la toma de decisiones en las actuaciones sobre los puntos de vertido, a diferencia de lo que ocurría en la metodología original.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

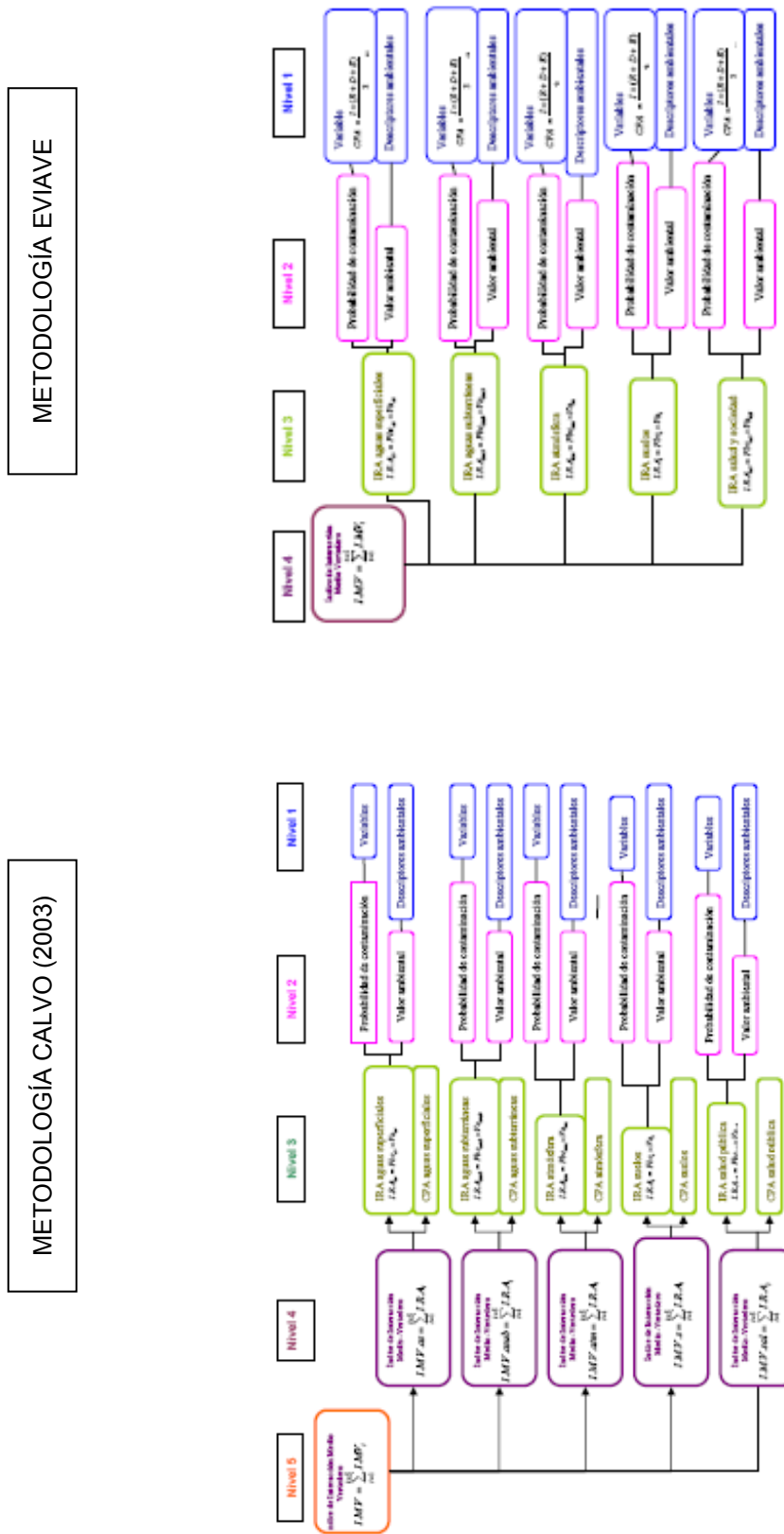


Figura 4.1: Estructura jerárquica para el diagnóstico ambiental de vertederos

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Nivel 2. Probabilidad de Contaminación y Valor Ambiental

En este nivel se mantiene el concepto de los índices definidos por Calvo (2003) **Probabilidad de Contaminación** (Pbc_i) y **Valor Ambiental** (Va_i), también para cada componente ambiental, aunque también se modifica el cálculo de los mismos, tal y como se analizará en apartados posteriores.

Además, en el caso de la Probabilidad de Contaminación, y con la finalidad de hacer una evaluación de la idoneidad de ubicación y explotación de la instalación, se definen dos nuevos índices denominados **Probabilidad de Contaminación relacionada con la ubicación del punto de vertido** (Pbc_{i-u}) y **Probabilidad de Contaminación relacionada con la gestión y explotación** (Pbc_{j-o}) del mismo, con un cálculo análogo al índice de Probabilidad de Contaminación, pero considerando en cada caso las variables implicadas.

- Nivel 3. Índice de Riesgo Ambiental

En esta fase Calvo (2003) definió el **Índice de Riesgo Ambiental** (IRA_i) y el Coeficiente de Ponderación Ambiental (CPA_i), en ambos casos para cada elemento del medio o componente medioambiental. La metodología EVIAVE mantiene el concepto y la determinación del primer índice, pero elimina el segundo.

Tal y como se ha explicado anteriormente el Coeficiente de Ponderación para cada elemento del medio consideraba y relacionaba las características de los impactos generados por las emisiones del vertido y las características del elemento del medio como elemento receptor, lo que permitía dar un mayor o menor peso a determinados elementos del medio. En diversos estudios (Gómez, 1999; Leal *et al.*, 1998) sobre el impacto ambiental, la consideración de la importancia o peso se produce a través de criterios de espacio y tiempo, los cuales expresan la extensión que podría alcanzar la afección sobre el elemento del medio, su permanencia y/o reversibilidad en el tiempo. Por ello, para el cálculo de los Coeficientes de Ponderación se consideraron una serie de indicadores espacio-temporales como: intensidad, certidumbre, reversibilidad, duración del efecto, plazo en el que se manifiesta el impacto y extensión.

La aplicación de la metodología propuesta por Calvo (2003) puso de manifiesto que este Coeficiente de Ponderación permanecía constante en las áreas de estudio analizadas, por lo que dejaba de ser una herramienta que permitiese introducir un

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

elemento comparativo para los diferentes puntos de vertido (Calvo, 2005; Calvo, 2007; Zamorano *et al.*, 2006; Garrido, 2005), aunque si facilitaba pesos diferentes en los elementos del medio considerados. No obstante el importante grado de subjetividad observado puso de manifiesto que su determinación podía ser bastante diferente en función del experto que llevase a cabo el diagnóstico ambiental. Uno de los objetivos de la metodología EVIAVE ha sido eliminar, en lo posible, todos lo elementos que introdujeran subjetividad al proceso, por lo que se decidió su eliminación.

- Nivel 4. Índice de interacción Medio Vertedero

Este nivel presenta diferencias entre una metodología y otra. Ante todo, habría que decir que el Índice de Interacción Medio Vertedero recoge toda la información ambiental para cada elemento del medio.

En el caso de la metodología propuesta por Calvo (2003) para el cálculo eran necesarios tanto los IRA para cada elemento del medio como los CPA, consiguiendo así unos valores parciales de los índices de interacción medio vertedero para cada uno de los cinco elementos del medio considerados. Una vez calculados éstos índices parciales eran sumados para obtener el índice global de interacción medio vertedero que ya correspondía con un nivel 5 que ha sido eliminado en la metodología EVIAVE.

Sin embargo, en la metodología EVIAVE el nivel 4 es el último contemplado. No se presenta este caso pues lo que se calcula directamente a partir de los valores de los IRA correspondientes a cada elemento del medio, sin tener en cuenta el CPA que ha desaparecido en la metodología EVIAVE.

4.3. MODIFICACIÓN DE LAS VARIABLES DE VERTEDERO

4.3.1. Definición

Las variables ambientales han sido utilizadas por diferentes autores en los procesos de evaluación ambiental (Montaz, 2002), para lo cual es necesario establecer su importancia, tal y como se recoge en el RD 1302/1986. Dichas variables pueden ser objetivas, por ejemplo la *precipitación o con la distancia a núcleos poblados*, o depender de la percepción humana, como la *erosión o visibilidad*.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

En la metodología de diagnóstico ambiental EVIAVE se mantiene el concepto de **variables de vertedero** establecido por Calvo (2003) y definidas como aquellas características del punto de vertido seleccionadas por su sensibilidad en los procesos bioquímicos y físicos del mismo, que influyen directa o indirectamente sobre la afección ambiental a los distintos parámetros o elementos del medio considerados. Su estudio va a permitir cuantificar la posibilidad de que el punto de vertido genere unos impactos ambientales. El conocimiento de la variable y su análisis cuantitativo relaciona las características del punto de vertido y su interacción con el medio en el momento de la evaluación, describiendo así la *dinámica del vertedero*. Además, este conocimiento permite acercarse a una gestión preventiva del medio, ya que propone evitar que se produzca el impacto a partir de la interferencia en los procesos de vertedero, evitando así su difusión y con ello la aparición en el entorno afectado. Esta gestión preventiva se plantea en la presente investigación en oposición a la habitual orientación correctora que postula una intervención sobre los impactos una vez producidos, denominada también gestión finalista, y que no es capaz de evitar que se produzcan los impactos, pero actúa sobre ellos para intentar mitigarlos.

Tal y como ya se ha indicado, y tras la aplicación de la metodología, se hace necesario hacer una revisión de las variables de vertedero que permita una independencia entre ellas, así como la inclusión de algunas no consideradas en la metodología original o bien introducidas dentro del listado de características utilizadas en el cálculo del Valor Ambiental. Calvo (2003) seleccionó un total de 24 variables que afectaban a los distintos elementos del medio. En la metodología EVIAVE finalmente se han seleccionado 26 variables. La Figura 4.2 muestra el listado de variables de vertedero tenidas en cuenta en ambas metodologías.

Si se hace una comparativa entre ambos listados se podrá observar como la nueva metodología EVIAVE conserva parte de las variables originales, elimina algunas e introduce otras nuevas en su lugar. La Figura 4.3 recoge dicha comparativa, en la que puede observarse que la nueva metodología EVIAVE rescata de la original 19 variables, de las cuales 5 de ellas renombra, y justifica 7 nuevas variables, de las cuales 2 estaban consideradas en la metodología original como características para la determinación del Valor Ambiental y otras 2 proceden de la modificación variables de la metodología original. Los elementos del medio al que afectan las diferentes variables de vertedero consideradas para la metodología EVIAVE se recogen en la Tabla 4.3

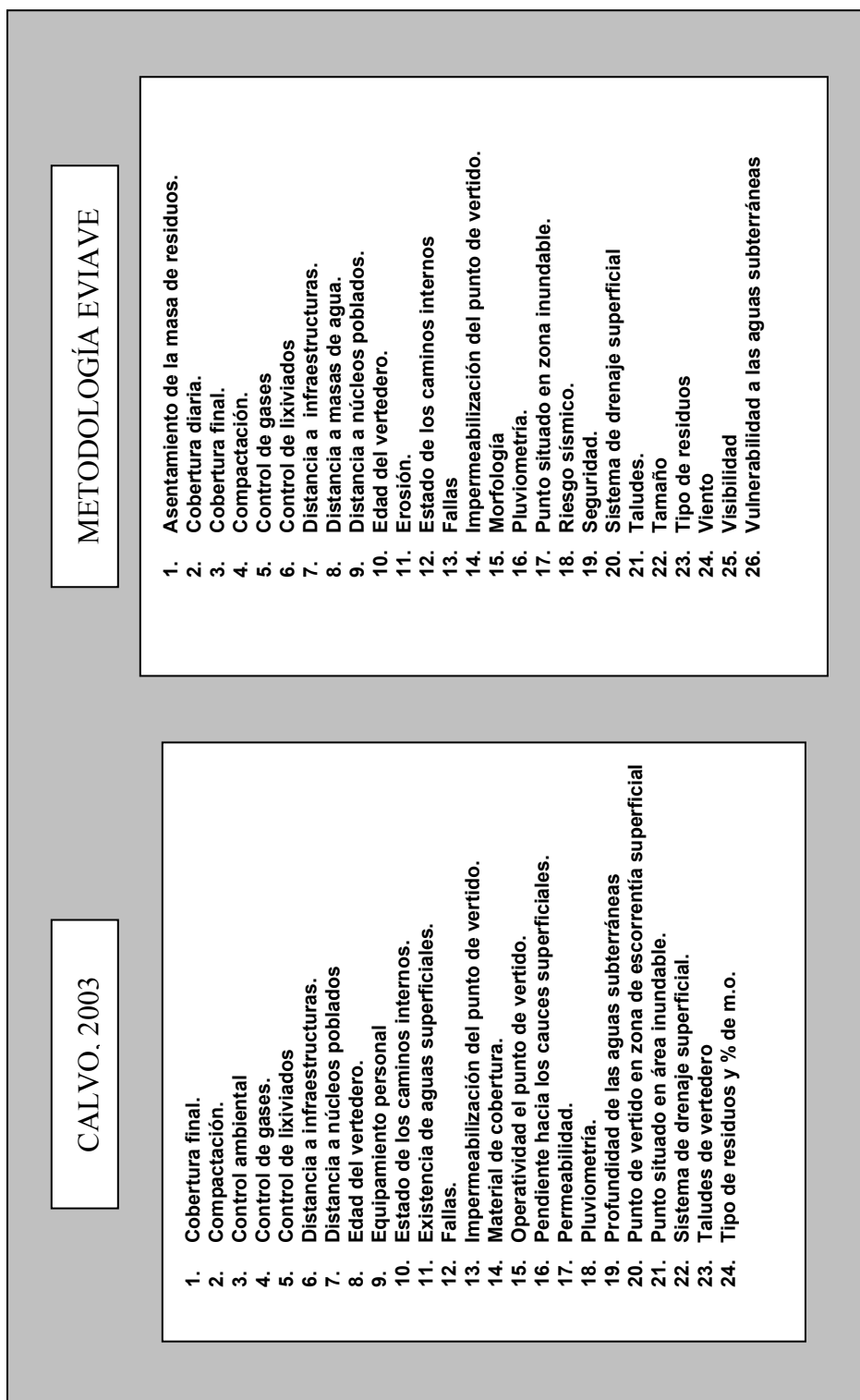


Figura 4.2: Variables de vertedero utilizadas por ambas metodologías (Elaboración propia)

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.3: Variables que afectan a cada uno de los elementos del medio seleccionados por la metodología EVIAVE.

Variable	Elementos del medio				
	A. Superficiales	A. subterráneas	Atmósfera	Suelo	Salud y sociedad
Asentamiento de la masa de residuos	X	X	X	X	X
Cobertura diaria	X	X	X	X	X
Cobertura final	X	X	X	X	X
Compactación	X	X	X	X	X
Control de gases		X	X	X	X
Control de lixiviados	X	X	X	X	X
Distancia a infraestructuras					X
Distancia a masas de agua	X				
Distancia a núcleos poblados					X
Edad del vertedero	X	X	X	X	X
Erosión				X	
Estado de caminos internos	X		X	X	X
Fallas		X			
Impermeabilización del punto de vertido	X	X		X	
Morfología	X				
Pluviometría	X	X	X	X	X
Punto situado en zona inundable	X	X		X	
Riesgo sísmico	X	X	X	X	X
Seguridad					X
Sistema de drenaje superficial	X	X			
Taludes	X	X	X	X	X
Tamaño	X	X	X	X	X
Tipo de residuos.	X	X	X	X	X
Viento	X	X	X		X
Visibilidad					X
Vulnerabilidad a las aguas subterráneas.		X			
NUMERO TOTAL	19	17	13	16	18

Otra novedad que introduce la metodología EVIAVE, con la finalidad de poder hacer una evaluación posterior del grado de idoneidad de la ubicación de los puntos de vertido, diseño y nivel de operatividad, es la clasificación de las variables en dos grupos: variables de vertedero relacionadas con la ubicación del punto de vertido y variables de vertedero relacionadas con el diseño y explotación del mismo. En la Tabla 4.4 se recoge la clasificación de la variable en función a los criterios indicados.

La definición y justificación de las variables seleccionadas en la metodología EVIAVE se recoge en apartados posteriores.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.4: Clasificación de las variables según el tipo de afección

Variable	Tipo	
	Ubicación	Diseño y explotación
Asentamiento de la masa de residuos		X
Cobertura diaria		X
Cobertura final		X
Compactación		X
Control de gases		X
Control de lixiviados		X
Distancia a infraestructuras	X	
Distancia a masas de agua	X	
Distancia a núcleos poblados	X	
Edad del vertedero		X
Erosión	X	
Estado de caminos internos		X
Fallas	X	
Impermeabilización del punto de vertido		X
Morfología	X	
Pluviometría	X	
Punto situado en zona inundable	X	
Riesgo sísmico	X	
Seguridad		X
Sistema de drenaje superficial		X
Taludes		X
Tamaño		X
Tipo de residuos.		X
Viento	X	
Visibilidad	X	
Vulnerabilidad a las aguas subterráneas.	X	
NUMERO TOTAL	12	14

4.3.2. Quantificación de las variables

La cuantificación de las variables de vertedero, siguiendo las directrices establecidas por Calvo (2003), se hace considerando para cada una de ellas, su Clasificación (C_j) y Ponderación (P_j).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La **clasificación** (Cj) de una variable dependerá de la condición en la que se encuentre la misma, y será la que aporte información sobre el estado del punto de vertido. Para ello, en la metodología de Calvo (2003), los valores que podía alcanzar la variable no establecían unos valores iguales para todas las variables. Algunas de ellas podían tener tres posibles valores o clasificaciones (Alta, Media o Baja), p.e en el caso de la variable *Compactación* que se recoge en la Tabla 4.5, o bien cinco condiciones (Muy baja, Baja, Media, Alta y Muy Alta), como era el caso de la *Tipo de residuos y porcentaje de materia orgánica*, recogida en la Tabla 4.6. Esto era debido a que un elevado número de variables se justificaban y clasificaban en criterios basados en la experiencia del autor de la metodología, sin existir una base legal y/o científica.

Tabla 4.5: Clasificación de la variable *compactación* (Calvo, 2003)

Variable	Condición	Ponderación	Clasificación	
Compactación	Sin compactación	2	Alta	3
	Limitada o deficiente		Media	2
	Satisfactoria		Baja	1

Tabla 4.6: Clasificación de la variable *tipo de residuos y porcentaje de materia orgánica* (Calvo, 2003)

Variable	Condición		Ponderación	Clasificación	
Tipo de residuos y % de materia orgánica	< 45% de m.o.	RSU+RP+RI	2	Muy alta	4
		RSU		Alta	3
		RSU+RI		Media	2
	33-45% de m.o.	RSU+RP+RI		Alta	3
		RSU		Media	2
		RSU+RI		Baja	1
	<33% de m.o.	RSU+RP+RI		Media	2
		RSU		Baja	1
		RSU+RI		Muy baja	0

Las variables, por definición, aportan información relativa a la dinámica del vertedero, es decir, la situación del punto de vertido, pudiendo servir como punto de referencia

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

para dar directrices relativas a la mejora del diseño y gestión de la instalación, así como de la idoneidad del punto de vertido. Sin embargo, y como consecuencia del sistema de clasificación establecido, no fue posible en las aplicaciones llevadas a cabo (Calvo, 2005; Calvo, 2007; Zamorano *et al.*, 2006) la comparación de las diferentes variables entre sí, así como las aportaciones que al balance general hacia cada una de ellas ya que no existía un intervalo de valores homogéneo para todas ellas.

Estos tres conceptos participan en los principales procesos bioquímicos y físicos que se producen en el punto de vertido, dando lugar a la producción de gases y lixiviados (Szanto *et al.*, 1997; Tchobanoglous *et al.*, 1994; Costa, 1982), por lo que afectan a todos los elementos del medio y son por tanto los que van a proporcionar mayor ponderación de las diferentes variables de vertedero.

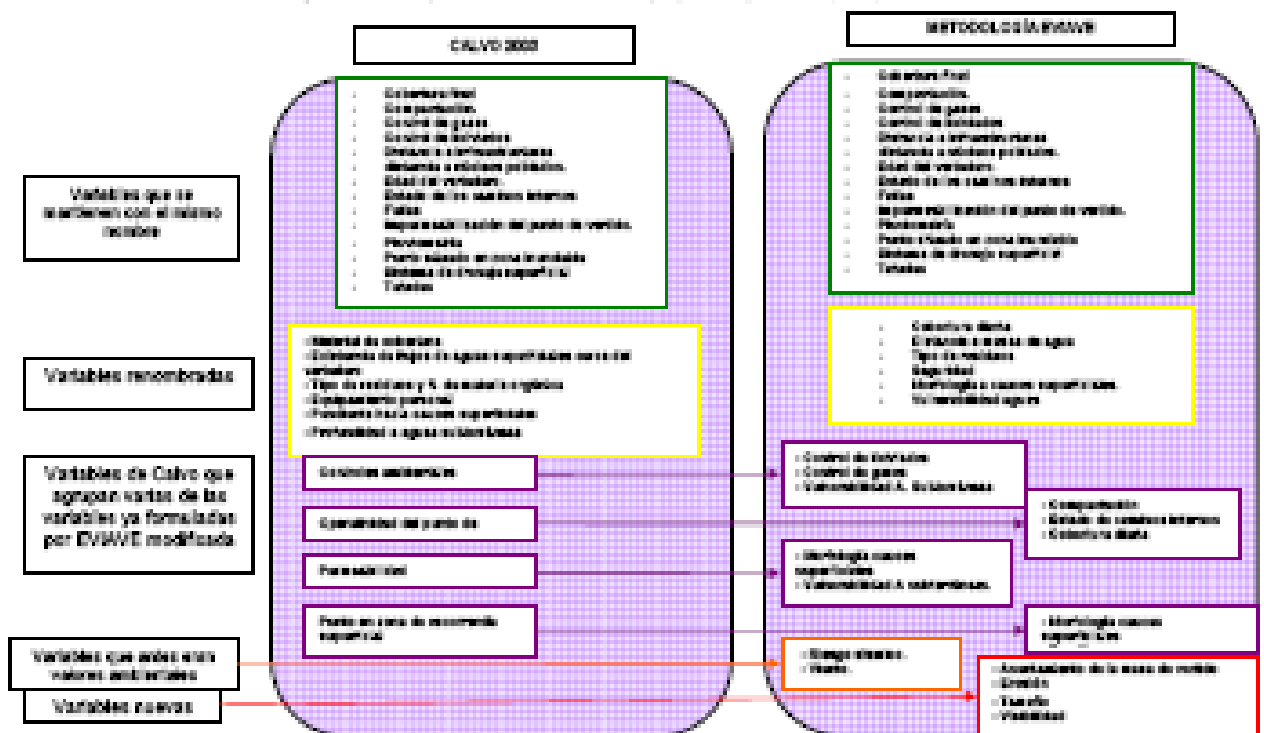


Figura 4.3: Comparativa entre las variables propuestas por Calvo (2003) y EVIAVE.

Para salvar esta dificultad, en la formulación de la nueva metodología EVIAVE se ha optado por clasificar todas las variables en cinco grupos tal y como se recoge en la Tabla 5.7, cuantificados con valores 1, 2, 3, 4 ó 5. Se hace necesario por tanto hacer una revisión de todas las variables consideradas en la metodología EVIAVE para hacer una clasificación acorde al criterio establecido, siguiendo para ello directrices del

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

marco legal y/o científico. Esta clasificación además facilitará la definición de números difusos y etiquetas lingüísticas asignadas a las variables de vertedero en la elaboración del software para la aplicación metodológica. La clasificación de todas las variables se hace en apartados posteriores.

El otro elemento que se incluye en la cuantificación de las variables de vertedero es la **Ponderación de la variable** (P_j), para cada elemento del medio, definida por Calvo (2003) a partir del concepto de **elementos estructurales del punto de vertido**. Con este término se considera a los elementos que intervienen directamente en la afección de los elementos del medio o componentes medioambientales, y que fueron:

1. *Existencia de materia orgánica*. La presencia de materia orgánica en el punto de vertido afecta directamente en:
 - Producción de gases. Incide directamente en los elementos del medio: atmósfera, salud y sociedad, aguas superficiales y subterráneas.
 - Producción de lixiviados. Incide directamente en los elementos del medio: suelo, salud y sociedad, aguas superficiales y subterráneas.
2. *Humedad de la masa de residuos*. La existencia de agua dentro del punto de vertido afecta directamente en:
 - Producción de gases. Incide directamente en los elementos del medio: atmósfera, salud y sociedad, aguas superficiales y subterráneas.
 - Producción de lixiviados. Incide directamente en los elementos del medio: suelo, salud y sociedad, aguas superficiales y subterráneas.
3. *Densidad de los residuos*. La mayor o menor densidad de la masa de residuos, entendida como los residuos y el material de cobertura, afecta directamente en:
 - Producción de gases. Incide directamente en los elementos del medio: atmósfera, salud y sociedad, aguas superficiales y subterráneas.
 - Producción de lixiviados. Incide directamente en los elementos del medio: suelo, salud y sociedad, aguas superficiales y subterráneas.

Todas las variables de vertedero que estaban directamente relacionadas con estos elementos estructurales tendrían *ponderación 2*; también ponderaban de esta forma aquellas variables que, aún no estando directamente relacionadas con los elementos estructurales, fueran causa directa de riesgo de afección sobre el elemento del medio considerado. La *ponderación* de la variable tomaba valor 1 cuando la variable no estaba relacionada con ningún elemento estructural, ni afectaba directamente al

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

elemento del medio evaluado. Una misma variable podía tomar ponderaciones diferentes para distintos elementos de medio; este era el caso de la variable *Control de lixiviados* que ponderaba con valor 1 para los elementos del medio atmósfera, suelo y salud y sociedad y con valor 2 en el caso de las aguas superficiales y subterráneas.

En la nueva metodología EVIAVE no varía el concepto de *Ponderación* de la variable, así como el criterio establecido para determinar su valor en los diferentes elementos del medio. La *ponderación* para todas las variables de vertedero se recoge en apartados posteriores.

Finalmente, y una vez definida la *Clasificación* y *Ponderación* de cada variable, y con la finalidad de poder hacer una comparativa de su cuantificación, la metodología EVIAVE formula un nuevo índice al que se ha denominado **Índice de Riesgo de Contaminación (IRC_j)** para cada variable, determinado según la ecuación 13, donde _j hace referencia a la variable de vertedero a la que se refiere. Este índice puede tomar valores entre 1 y 10, tal y como se recoge en la Tabla 4.7, en función de la *clasificación* y *ponderación* de las variables.

$$IRC_j = C_j \times P_j \quad 13$$

Tabla 4.7: Índice de Riesgo de Contaminación para una variable en función de su Clasificación y Ponderación

Ponderación	Clasificación	Valor de la clasificación	I.R.C _j = C _j x P _j
1	Muy alta	5	5
	Alta	4	4
	Media	3	3
	Baja	2	2
	Muy baja	1	1
2	Muy alta	5	10
	Alta	4	8
	Media	3	6
	Baja	2	4
	Muy baja	1	2

4.3.3. Definición, justificación, clasificación y ponderación de las variables de vertedero

Definido el concepto de *variable de vertedero*, elegidas las variables implicadas en la evaluación del estado del punto de vertido, así como el procedimiento para su cuantificación, se hace necesario definir dichas variables, justificar su elección y establecer los criterios que se permitirán su clasificación y ponderación.

1. Asentamiento de la masa de residuos.

a. Definición y justificación de la variable

La evolución de un vertedero, y su problemática ambiental, está íntimamente ligada a los **asentamientos significativos** en la masa de residuos que incrementan el ratio de huecos y debilitan la estructura del residuo dentro del vertedero, llevando a una pérdida sustancial de volumen y el consiguiente asentamiento. La importancia de cuantificar los asientos que se producen, el tiempo en el que se generarán y su ritmo de aparición se debe, no sólo al aprovechamiento que se puede hacer de la capacidad real del vertedero, sino también al interés de realizar estas previsiones durante la fase de diseño. Así mismo, la evaluación de los asientos remanentes es de gran importancia a la hora de definir la posible utilización posterior del vertedero (Espinace *et al.*, 1992).

Los asentamientos están provocados por los mecanismos siguientes (Fortuna, 2002):

- Acciones mecánicas (propio peso, sobrecargas, etc.),
- reorientación de partículas menores debido a la percolación de líquidos,
- transformación de los residuos por reacciones físico-químicas (corrosión, oxidación, etc),
- y descomposición bioquímica con consecuencias de pérdida de masa a través del escape de gases, percolados, etc.

Los asentamientos se producen en dos fases. En la primera, en la que se denominan **asentamientos primarios**, son típicamente operacionales y de carga y se generan de manera más drástica y a corto plazo, durante las operaciones de vertedero o cortamente después de la clausura. Las medidas de campo demuestran que el 70-80% de dichos asentamientos ocurren en los primeros tres meses (Oweis y Khera,

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

1990). Son debidos a la compresibilidad volumétrica y las deformaciones elásticas consecuencia de las sobrecargas que se generan sobre la masa de vertido (Sowers, 1973; Spikula, 1998).

La segunda fase ocurre a largo plazo y genera los denominados **asentamientos secundarios**, consecuencia de los complicados fenómenos de descomposición de la materia orgánica biodegradable contenida en los residuos que da lugar al incremento de la relación de vacíos y debilitamiento de las fuerzas estructurales dentro de la masa de residuos, lo que origina una substancial pérdida de volumen (Bleiker *et al.*, 1995, El-Fadel *et al.*, 1997). Otras causas de los asentamientos secundarios son: la disolución de los residuos en lixiviados (Bleiker *et al.*, 1995), la incompleta compactación del residuo, movimientos de pequeñas partículas en grandes huecos creados por cambios biológicos y físico-químicos y fuegos superficiales (Yen y Scanlon, 1975; Murphy y Gilbert, 1985), la consolidación o compresión mecánica debido al adelgazamiento de la basura, el peso o la carga del material de construcción y estructuras erigidas en el vertedero (Edil *et al.*, 1990), o una compactación incompleta (Sowers, 1968; Edgers *et al.*, 1992). Mientras que en suelos es la consolidación primaria la que tiene una importancia ingenieril fundamental, en los residuos sólidos son los asentamientos más lentos los que merecen mayor atención.

El **rango y magnitud del asentamiento** de un vertedero depende en primer lugar de la composición del residuo, de las prácticas operacionales, y factores que afectan a su biodegradación en vertedero, particularmente la humedad (James, 1977; Edil *et al.*, 1990; Wall y Zeiss, 1995). Las estimaciones del asentamiento total de un vertedero varían de unos autores a otros; por ejemplo Stearns (1987) y Gandolla y Gfeller (2005) los fijaron entre el 25 y el 50% del espesor originario; Clouston *et al.* (1993), lo concretan en un 20% en periodos de 30 años; Fortuna (2002) establece que oscilan entre un 5 y un 40% del espesor original siendo la mayor parte de ellos durante los dos primeros años; Soler (1973) o Hinkle (1990) lo hacen en un 30% de la altura inicial. Los asentamientos típicamente operacionales y de carga constituyen del 5 al 30% del asentamiento total (Sowers, 1973; Edil *et al.*, 1990). Los asentamientos a largo plazo pueden alcanzar teóricamente un 40% del espesor original (Cheney, 1983; Emberton y Parker, 1987) y ocurren gradualmente durante algunos años después de la clausura en un rango decreciente continuo (Dodt *et al.*, 1987; Coduto y Huitric, 1990) según los procesos de estabilización dentro del vertedero.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

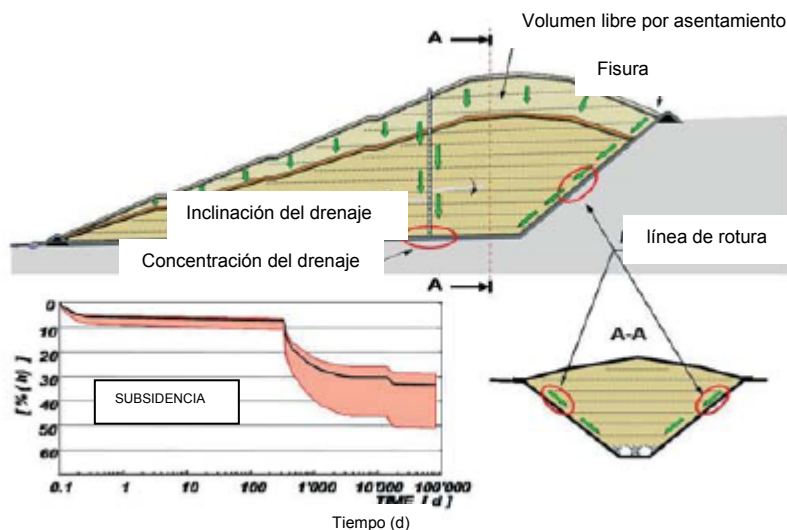


Figura 4.4: Asentamientos de la masa de vertidos (Gandolla y Gfeller, 2005)

Los asentamientos pueden tener un efecto devastador en la integridad de algunas estructuras erigidas en el vertedero tales como: el fracaso estructural de las construcciones, la rotura de superficies en la cobertura final, daños en los sistemas de drenaje superficiales, sistemas de tuberías de recolección de gas y lixiviados (Sowers, 1968; Sterans, 1987; Held, 1990; Gandolla y Gfeller, 2005) (Figura 4.4). Las prácticas de mantenimiento y operaciones como la clasificación, pretratamiento o compactación uniforme de la masa de residuos, pueden minimizarlos. Heyer *et al.* (2005) demostraron que es posible acelerar el proceso de descomposición de los residuos, que supone por término medio un asentamiento del 15% del total del espesor del vertedero (Rao *et al.*, 1977; Tang *et al.*, 1994), consiguiendo así una estabilización in situ de la masa de residuos. A lo largo de los años se han desarrollado diferentes modelos que pretenden hacer una estimación de los asentamientos que pueden producirse en la masa de residuos, entre los que se encuentran modelos y estudios como los de Sowers (1973), Yen y Scanlon (1975), Edil *et al.* (1989, 1990), Gibson y Lo (1961), Bjarngard y Edgers (1990), o el modelo de Meruelo (1999).

Esta variable no fue contemplada por Calvo (2003), sin embargo sus posibles efectos negativos en la integridad del propio vertedero han hecho necesaria su inclusión como variable, siendo además necesario su control según las directrices de la Directiva 31/99/CEE. Por sus incidencias sobre la disolución de residuos en los lixiviados y sobre las diferentes estructuras del vertedero de recogida de gases, lixiviados drenajes superficiales, etc. se ha considerado que afecta a todos los elementos del medio,

aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo y salud y sociedad. Es por tanto una variable relacionada con el *diseño y explotación* de punto de vertido.

b. Clasificación de la variable

Para **prevenir** problemas de estabilidad la Directiva 31/99/CEE y el RD 1481/2001, relativas al vertido de residuos, establecen un control geotécnico anual como mínimo, para lo cual es necesaria la colocación estratégica de hitos de medida, así como puntos altimétricos de referencia. Estos controles permitirán evaluar el ritmo real de llenado del vaso.

Todas las medidas indicadas deben estar acompañadas por planes de emergencia diseñados específicamente para afrontar posibles problemas como incendios, migración de gases o lixiviados hacia el exterior del relleno sanitario, inundaciones, erosión de la capa de sellado superficial y agrietamiento entre otros que den una respuesta rápida.

Para definir el destino postclausura de un vertedero, es necesario conocer los asentamientos potenciales, para lo que se utiliza el historial del mismo así como modelos geotécnicos para el estudio de los asentamientos.

Los efectos del asentamiento de la masa de residuos pueden reducirse mediante las siguientes prácticas:

- Compactación periódica durante la actividad del vertedero y especialmente el mantenimiento del relieve
- Depósito de los residuos debidamente compactados y embalados.
- Medidas correctoras para que las aguas de lluvia escurran siempre fuera del relleno lejos de las chimeneas.
- Registro e información inmediata de asentamientos bruscos e instantáneos, relacionados con la reactivación de procesos de descomposición de la masa de relleno, con la consiguiente generación de biogás.
- Aplicación de métodos in situ para aceleración de la degradación de la masa de residuos:
 - Método de irrigación y humidificación. Aplicable en depósitos jóvenes con alto contenido en materia orgánica biodegradable que

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

intensifican los procesos de degradación anaeróbica (Hupe *et al.*, 2003).

- Método de aireación. Aplicable en vertederos de mayor edad con menor proporción de materia orgánica biodegradable, lo que supone una menor producción de gas de vertedero (Heyer *et al.*, 2005).

Las investigaciones de Oweis y Khera (1998) recogen una serie de condiciones que pueden observarse en la masa de residuos, en función de las cuales podemos conocer el grado de asentamiento. A medida que se incrementa el número de observaciones, el grado de asentamiento será menor:

- a. Reducción del espacio disponible y compresión de materiales sueltos desde el propio residuo o de su cobertura.
- b. Movimientos ocasionales de pequeñas partículas en grandes cantidades resultando el colapso de la gran masa, vibración, pendientes abruptas, en las masas de agua, etc. Este tipo de movimientos son considerados por inesperadas depresiones en superficie.
- c. Volumen de cambio de descomposición biológica y reacciones químicas. Esta aceleración del alto contenido en humedad de temperaturas húmedas con un estado de compactación de poros y con alto contenido orgánico.
- d. Disolución en aguas percoladas.
- e. Asentamientos de suelos con baja compresión bajo las líneas de vertedero.

Teniendo en cuenta las condiciones indicadas por Oweis y Khera (1998), así como las actividades de control y prácticas que mejoran el asentamiento, se han establecido una serie de criterios que permitirán evaluar el asentamiento producido en un vertedero y que quedará clasificado tal y como muestra la Tabla 4.8:

- a. Existen métodos in situ para aceleración de la degradación de la masa de residuos.
- b. Existen controles geotécnicos anuales, según las directrices indicadas en la Directiva 31/99/CEE, es decir ,con un mínimo de uno anual
- c. No se observan depresiones en la cobertura final
- d. No se observan daños en los sistemas de drenaje superficiales, de recogida de gases y/o de recogida de lixiviados.
- e. No se observa el adelgazamiento del espesor original.
- f. No se detecta la incompleta compactación del residuo.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.8: Clasificación de la variable *asentamiento de la masa de residuos*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Asentamiento de la masa de residuos	Muy bajo	1	Muy bajo	Se cumplen todas las situaciones de la lista anterior.
	Bajo	2	Bajo	Se cumplen todas las situaciones de la lista anterior, a excepción de la a).
	Medio	3	Medio	Se cumplen tres de las situaciones c), d), e) y f), independientemente del cumplimiento de las dos primeras.
	Alto	4	Alto	Se cumplen dos de las situaciones c), d), e) y f), independientemente del cumplimiento de las dos primeras.
	Muy alto	5	Muy alto	Se cumplen sólo una o ninguna de las situaciones c), d), e) y f), independientemente del cumplimiento de las dos primeras.

c. Ponderación de la variable

Esta nueva variable posee ponderación máxima 2 para el elemento del medio *suelo*, por afectarlo directamente, mientras que en el resto de los elementos del medio la ponderación tiene valor mínimo 1.

2. Cobertura Diaria.

a. Definición y justificación de la variable

Tradicionalmente el material del suelo ha sido usado como cobertura diaria en vertederos de residuos urbanos con la finalidad de minimizar su impacto ambiental. Esta actuación permite reducir la infiltración de agua a la masa de residuos y la consiguiente producción de lixiviado y biogás, evitar el escape de gases, ayudar a estabilizar la masa de residuos y minimizar la presencia de animales debido a que los residuos no quedan expuestos, y finalmente evitar el vuelo de elementos livianos (Hontoria y Zamorano, 2000; Tchobanoglous, 1994; Fantelli y Álvaro, 2001; Fortuna, 2002).

ENGECORPS (1996) establece que la cobertura diaria puede constituir entre el 10 y el 20% del volumen total del vertedero.

Esta variable de vertedero fue ya considerada por Calvo (2003), que la relacionó con todos los elementos del medio *aguas superficiales y subterráneas, suelo, atmósfera y*

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

salud pública y la sociedad. En la metodología EVIAVE no se establecen cambios en su definición y justificación.

La disponibilidad de materiales de cobertura adecuados en las proximidades del punto de vertido incide en el coste de explotación del vertedero, por lo que en la mayoría de ocasiones se utilizan materiales autóctonos. Por otro lado, la gestión y explotación adecuada de dichas capas de material de cobertura, aplicando espesores adecuados diariamente, permitirá conseguir una reducción considerable de la afeción ambiental de los residuos. Por estos motivos se va a considerar una variable relacionada con *diseño y explotación.*

b. Clasificación de la variable

Mediante la visita a vertedero se pretende conocer la existencia o no de material de cobertura así como sus características entre las que se deben incluir: el espesor sobre la capa de residuos, la homogeneidad granulométrica, su grado de impermeabilidad y el tipo de material. Además tendrá que valorarse el nivel de idoneidad en lo que a su explotación se refiere.

En relación a sus características (Tchobanoglous, 1994; Fantelli y Álvaro, 2001), el vertedero deberá ubicarse en una zona que tenga abundante material de cobertura, fácil de extraer y, en lo posible, con buen contenido de arcilla que le proporcione baja permeabilidad y elevada capacidad de absorción de contaminantes. Cuando sea escaso en el propio sitio, se debe garantizar su adquisición en forma permanente y suficiente, teniendo en cuenta su disponibilidad en lugares vecinos y los costes de transporte. De no ser así, autores como Glysson (2003) consideran que pueden utilizarse otros materiales alternativos, que deberían aplicarse con espesores que demuestren que los objetivos de la cobertura diaria quedan satisfechos. Para demostrar la validez de un material alternativo, pueden emplearse métodos como el ensayo de medida a cada lado del recubrimiento o mediante demostración a escala industrial a corto plazo. Se han utilizado materiales alternativos autóctonos como cenizas procedentes de los hornos de combustión de residuos municipales o industriales análogas cercanas, materiales procedentes de compostaje, lodos tratados con cal y mezclados con cenizas o tierra, escombros procedentes de la construcción y demolición y neumáticos troceados y molidos (Solid waste disposal facility criteria-technical manual, 1993). Otros materiales alternativos comerciales utilizados son: espumas en spray, que se aplican diariamente al final de la jornada; productos

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

geosintéticos como paneles o lonas, geotextiles y fibras de malla, que se aplican al final de cada jornada de trabajo y se retiran al comienzo de la siguiente (Tchobanoglous, 1994); lodos sintéticos (por ejemplo, fibras obtenidas a partir de papel de periódico reciclado, lodos con serrín de madera, lodos de arcilla); compost residuos verdes en forma de Mulch de residuos de jardín (Tchobanoglous, 1994); residuos de la construcción y la demolición que pueden usarse durante el vertido para la cobertura diaria y para la construcción de vertederos, y en casos extremos los productos de las canteras para la cubrición (Landfill design, construction and operational practice, 1995); suelos nativos, como arenas arcillosa-lodosa, arcillas (Tchobanoglous, 1994).

Palma (2001) considera que un material de cobertura en un punto de vertido posee unas características adecuadas cuando adquiere las siguientes propiedades:

- La tipología de suelo es GC (mezcla de gravas con arcilla) y GM (mezcla de grava con limos), que corresponde a suelos que poseen un porcentaje superior al 12% de finos que pasan por el tamiz nº 200 ASTM (0,074mm).
- Coeficiente de permeabilidad cercano a 10^{-5} m/s
- Homogeneidad granulométrica. No tener más de un 10% de partículas entre 2 y 3'' de diámetro.
- Espesor de la capa de recubrimiento no inferior a 15 cm en zonas horizontales y a 20 cm en zonas inclinadas.

Calvo (2003) estableció una clasificación de la variable cuyos valores oscilaban entre 0 y 3, denominándola *adecuada*, *media* o *no adecuada* en base a los criterios establecidos por Palma (2001), siendo necesario además indicar si la aplicación del material de cobertura era *deficiente*, *satisfactoria* o *inexistente*. Se entendía por explotación *satisfactoria* si:

- su frecuencia de aplicación era adecuada, es decir con periodicidad diaria,
- se mantenían pendientes hacia el exterior del vertedero aproximadamente de un 1% y
- se realizaba compactación del mismo con un mínimo de cuatro pasadas por tongada de residuo.

La explotación era considerada *deficiente* si no se cumplían las indicaciones anteriores. No se observaban situaciones intermedias.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Teniendo en cuenta la misma clasificación de Palma (2001) usada por Calvo (2003), y con la finalidad de contemplar un caso intermedio en la puesta en aplicación de la cobertura, se establece una nueva clasificación en la que se consideran los dos aspectos relacionados con la cobertura diaria:

- Sus características de idoneidad como material de cobertura, que permite clasificarla en *adecuada, media o no adecuada*. Se considerará un material adecuado si se cumplen todos los requisitos establecidos por Palma (2001) y citados anteriormente; se considerará de idoneidad media si se cumplen dos de los requisitos y no adecuado si se cumple sólo uno o ninguno de ellos.
- La puesta en explotación, que permitirá una clasificación en tres categorías: *satisfactoria, media y no satisfactoria*. Se considerará satisfactoria cuando se cumplan los requisitos citados por Calvo (2003), media si se cumplen dos de dichos requisitos y no satisfactoria si se cumple sólo uno de ellos o ninguno.

La clasificación de la variable combina los criterios y requisitos relacionados con las características del material de cobertura y su puesta en obra, y se recoge en la Tabla 4.9.

Tabla 4.9: Clasificación de la variable *cobertura diaria*.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Cobertura diaria	Muy bajo	1	Muy satisfactorio	Material adecuado con puesta en obra satisfactoria.
	Bajo	2	Satisfactorio	Material adecuado con puesta en obra media o bien material medio con puesta en obra satisfactoria.
	Medio	3	Regular	Material de cobertura adecuado con puesta en obra deficiente, material de cobertura medio con puesta en obra satisfactoria o material de cobertura no adecuado con puesta en obra adecuada.
	Alto	4	Deficiente	Material medio con puesta en obra deficiente o material no adecuado con puesta en obra media.
	Muy alto	5	Inadecuado o inexistente	Material de cobertura no adecuado con puesta en obra deficiente o material de cobertura inexistente.

c. Ponderación de la variable

La ponderación de esta variable alcanza valor máximo 2 por estar directamente relacionada con el elemento estructural humedad, tal y como estableció Calvo (2003), y afecta a todos los elementos del medio considerados.

3. Cobertura Final

a. Definición y justificación de la variable

Cuando un vertedero ha agotado su capacidad se procede a su clausura, lo que significa que no se recibirán más residuos y que habrá que seguir una serie de pasos para cerrarlo y reinsertarlo al medio; además se deberá continuar con el control ambiental y sanitario de los procesos que originan los residuos durante al menos treinta años, pudiendo ser mayor si no se demuestra la total estabilización del punto de vertido (Real Decreto 1481/2001; Directiva 31/99). Los procesos biológicos naturales que se producen en el vertedero, causarán finalmente la estabilización del mismo y podrá llegar a ser utilizado para otros fines

La capa de sellado o cobertura final se dispone sobre la superficie del vertedero, después de finalizada su explotación con la finalidad de (Álvaro y Fantelli, 2001; EPA, 1993; Jesionek *et al.*, 1995; Bendez *et al.*, 1997; Bozkurt *et al.*, 2000; Börgesson *et al.*, 1997):

- Dotar de una capa de baja permeabilidad que controle la infiltración del agua superficial en el residuo que suavice los tiempos de distribución de la lluvia, debido a la resistencia hidráulica y la capacidad de almacenamiento.
- Mitigar la oxidación y acidificación del residuo vertido y consecuentemente la liberación de metales tóxicos.
- Hacer frente a la erosión causada por la lluvia y evitar el encharcamiento.
- Retener la humedad necesaria para el crecimiento vegetal
- Prevenir incendios
- Reinsertar el vertedero en el medio natural evitando el impacto visual, el olor, las rebuscas, el vuelo de residuos, los pájaros e insectos.
- Reducir o incrementar la emisión de gas según los objetivos de diseño.

Con el fin de lograr estos objetivos, es necesario realizar un correcto diseño y construcción de la capa final del vertedero que facilite la canalización de los gases hacia los sistemas de evacuación y control, evite la entrada de agua en la masa de vertido y asegure su integridad a largo plazo respecto a cualquier emisión ambiental, además de adecuarse a los posibles usos posteriores, siendo el más común el cultivo de vegetación.

Esta variable de vertedero, considerada por Calvo (2003), afectará a todos los elementos del medio *aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo y salud y sociedad*. En la metodología EVIAVE se mantiene su definición y justificación y se ha clasificado como una variable de *diseño y explotación*.

b. Clasificación de la variable

Para conseguir las propiedades deseadas de cobertura se pueden aplicar varios tipos de materiales de cobertura y técnicas, lo que plantea diferentes modelos de sellado o cobertura final que suelen agruparse en dos: el denominado sistema mínimo de cobertura y el sistema mixto. En cualquier caso todos los materiales utilizados deberán ser resistentes a la degradación química, física y biológica (Montgomery y Parson 1989; Corser y Cranston 1991; Jessberger y Stone, 1991).

El **sistema mínimo de cobertura** presenta una cobertura que apunta a cubrir las mínimas necesidades de aislamiento de la masa de residuos. La implantación del sistema mínimo es económicamente más factible, pero no es aceptado por la Directiva 31/99/CE, para los vertederos de residuos no peligrosos y peligrosos, ya que básicamente se trata de la implantación de una capa con características franco arcillosas y otra de tierra vegetal. La primera, denominada subbase de arcilla compactada o multicapa, suele tener un espesor medio de 50-60 cm y son un excelente sistema de protección contra los escapes de los efluentes ya que dificultan el intercambio de gas por su típica expansión, que en condiciones húmedas reducen la porosidad y permite la formación de una barrera impermeable (Glysson, 2003; Szanto *et al.*, 1984; Davies y Corwell, 2003; Abad, 2002); se construyen con pendientes del 3 al 6%, de arcilla o multicapa, pudiendo completarse con la incorporación, en algunos casos, de geomembranas que mejoran la impermeabilización de la capa (Koerner y Daniel, 1992). Bajo este material puede colocarse suelo de cobertura, con la finalidad de homogeneizar la superficie y proporcionar un soporte al material impermeabilizante; en algunos casos dicho soporte puede ser sustituido por geotextiles y geomallas (Queiro y Lyndell, 1992; Carson, 1992).

Sobre la capa de tierra vegetal, no compactada y con un espesor medio de 20 cm, se plantarán las especies vegetales elegidas para la reinsertión del vertedero al medio. Esta capa permite aislarlas de la influencia del metano generado en la masa residuo y que se desplaza hacia arriba por ser menos denso que el aire.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Szanto *et al.* (1984), en la Guía metodológica de evaluación de vertederos, estableció una clasificación para el material de cobertura en tres categorías, basándose para ello en el espesor de la capa de arcilla:

- Espesor ≥ 0.6 m, a la que se asignaba el valor 0.
- Espesor < 0.6 m, a la que se asignaba el valor 6.
- Ausencia de capa de arcilla, a la que se asignaba el valor 15.

Hellden (1990), Daniel (1995), Jesionek *et al.* (1995), Othman *et al.* (1995) y Elander (1997) proponen un modelo de sistema final de cobertura con la distribución recogida en la Figura 4.5, ya en la línea de lo que serían las exigencias en lo que se refiere a la composición de una impermeabilización superficial establecidas en la Directiva 31/1999/CE de vertido, y al que se ha denominado **sistema mixto**. En la Tabla 4.10 se recogen las características de la cobertura final, en función del tipo de vertedero, exigidas por la citada Directiva. Dicha impermeabilización superficial puede ser reducida si la autoridad competente lo decide a partir de una evaluación de riesgos para el medio ambiente cuando la recogida y tratamiento de lixiviados no sean necesarios (Directiva 80/68/CEE, sección 2: "Control de aguas y gestión de lixiviados"), o si el vertedero no plantea peligros potenciales para el suelo, las aguas subterráneas ni superficiales.

Tabla 4.10: Recomendaciones para la impermeabilización superficial (Directiva 31/1999/CE)

Clase de vertedero	No peligroso	Peligroso
Capa de drenaje de gases	Exigida	No exigida
Revestimiento de impermeabilización artificial	No exigido	Exigido
Capa mineral impermeable	Exigida	Exigida
Capa de drenaje $> 0,5$ m	Exigida	Exigida
Cobertura superior de tierra > 1 m	Exigida	Exigida

Esta recomendación no ha sido incluida en el RD 1481/2001, que traspone la normativa en nuestro país, pero si lo hace el Decreto 1/97 de Cataluña, que establece la siguiente organización de la cubrición del residuo:

- Capa de asentamiento u homogeneización de espesor mínimo 50cm.
- Capa drenante de gases. Es recomendada pero no exigida.
- Capa mineral impermeable (capa arcillosa $k < 10^{-9}$ m/s) y con espesor mínimo de 90 cm.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Nivel drenante continuo protegido por un geotextil filtrante o por una capa de material granular, de un grosor mínimo de 30 cm. con gravas $k \geq 10^{-3}$ m/s.
- Capa de tierra de 50 cm. de grosor para soportar la vegetación.
- Capa vegetal de 30 cm. convenientemente abonada.

Pendiente final de la capa de sellado del 2% hacia el exterior del vertedero.

Para clasificar esta variable Calvo (2003) utilizó la organización de las capas establecida en el Real Decreto 1/97 de Cataluña. Para ello estableció tres categorías en función del mayor o menor grado de cumplimiento de los requisitos establecidos por el Decreto catalán:

- Adecuada, en caso de cumplir todos los requisitos indicados en la citada normativa. Se le asignaba valor 1.
- Deficiente, en caso de no cumplirse las citadas exigencias. Tomaba valor 2.
- Ninguna, si no existe esta capa. Se le asignaba valor máximo 3.

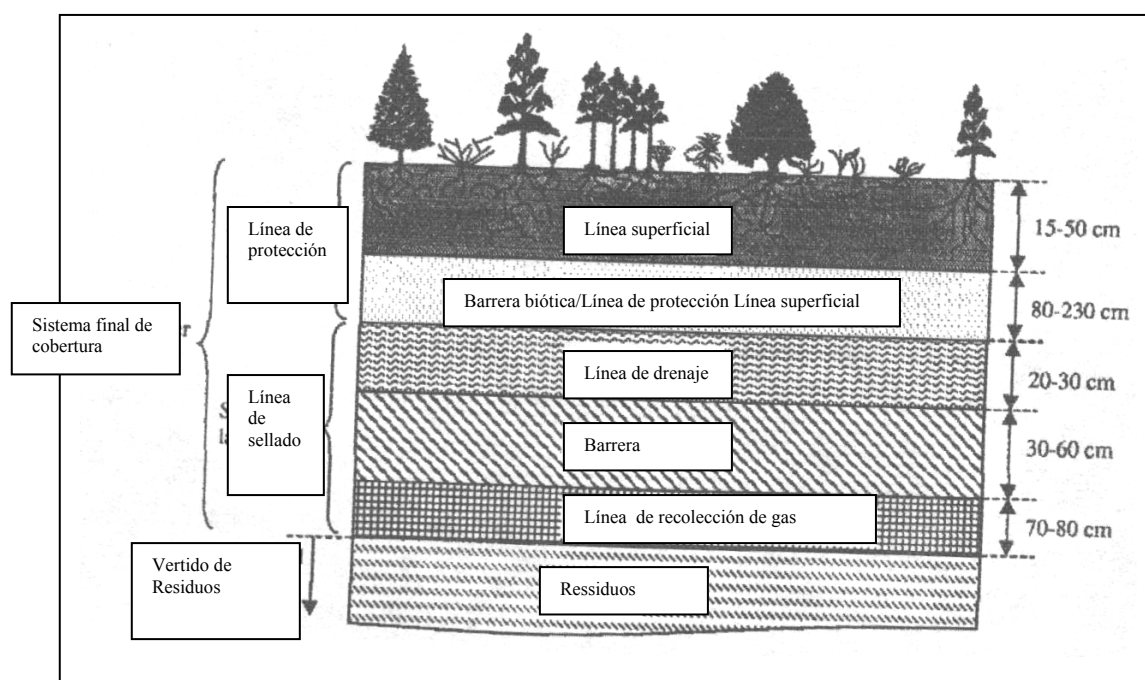


Figura 4.5: Distribución de capas en un vertedero (Bozkurt *et al.*, 2001)

Como puede observarse en la clasificación adoptada por Calvo (2003) no se consideraron situaciones intermedias en función del grado de cumplimiento de las condiciones establecidas previamente, por lo que se ha considerado necesario hacer una reclasificación que deberá contemplarlas. La bibliografía analizada anteriormente considera que el condicionante más importante en el sellado de un vertedero es la

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

existencia de la capa mineral impermeable (sistema de cobertura mínimo), así como una de drenaje que evite la acumulación de líquido sobre la misma; este aislamiento evitará que se produzcan emisiones de contaminantes líquidos (lixiviados), contaminación hídrica, migración de gases, olores, etc.

Teniendo en cuenta estas consideraciones se ha realizado una nueva clasificación de la variable, en las cinco categorías recogidas en la Tabla 4.11. La aplicación de la metodología original (Calvo *et al.*, 2005; Calvo *et al.*, 2007; Zamorano *et al.*, 2006) puso de manifiesto que había casos en los que no existía material de cobertura final ya que no existían frentes agotados y que por lo tanto había que sellar y reinsertar al medio, y los cuales no estaban contemplados en la clasificación de la metodología original. Para evitar esta situación, y en caso de no existir aún frentes de trabajo completos se considerará la variable clasificada como *muy adecuada*, tal y como se recogen en la Tabla 4.11.

Tabla 4.11: Clasificación de la variable *cobertura final*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Cobertura final	Muy bajo	1	Muy adecuada	Se cumplen todos los requisitos establecidos en el Decreto 1/97, incluida la existencia de la capa drenante de gases. No existen frentes de trabajo completos.
	Bajo	2	Adecuada	Se cumplen todas excepto la existencia de capa drenante de gases
	Medio	3	Regular	Se cumplen los requisitos relativos a la capa mineral impermeable, así como los del nivel drenante, pero no se cumplen todos los relativos al resto de las capas
	Alto	4	Deficiente	No se cumplen los requisitos relativos a la capa mineral impermeable y/o los del nivel drenante, pudiendo o no cumplirse los relativos al resto de las capas
	Muy alto	5	Inexistente	La capa de cobertura final es inexistente

c. Ponderación de la variable

Tal y como justificó Calvo (2003), esta variable está directamente relacionada con el elemento estructural humedad, por lo tanto su ponderación alcanza el valor máximo 2 para todos los elementos del medio.

4. Compactación

a. Definición y justificación de la variable

La compactación es una práctica habitual en los vertederos que consiste en comprimir o reducir el volumen de los residuos depositados con el fin de alargar la vida del vertedero, además de fijar los residuos para evitar migraciones y mal comportamiento de los mismos (Szanto, 2000; Carreras *et al.*, 2005). Se utilizó por primera vez durante la primera parte de la II Guerra Mundial, cuando el ejército estadounidense utilizó en los vertederos de los campamentos un equipo de trabajo denominado Bullcam (empujadora de almeja), que apisonaba los residuos y transportaba la tierra necesaria para su recubrimiento.

Posteriormente se pudo ver como esta práctica no sólo permitía un ahorro en el volumen de vertido, así como una mayor estabilidad, sino que además proporcionaba otras ventajas importantes asociadas a la minimización del impacto de la masa de residuos. Por ejemplo existen trabajos de campo y laboratorio que muestran que la producción de lixiviado de una masa de residuos, con densidad mayor a $0,7 \text{ tn/m}^3$, es del 15 al 20% de la precipitación anual, pero para densidades menores el lixiviado formado es del 25 al 50%, de ahí que vertederos con adecuadas compactaciones posean menor producción de lixiviados y consecuentemente menores riesgos de contaminación a flujos de agua superficial (Landfill design, construction and operational practice, 1995). También se ha podido comprobar como una adecuada compactación reduce el riesgo de asentamientos o hundimientos de la masa de residuos (Tchobanoglous, 1994; Landfill design, construction and operational practice, 1995), reduce el riesgo de explosiones e incendios así como el impacto de animales, insectos y pájaros (Stegman, 1983; Szanto, 2000). La reducción en la producción de biogás es otra de las repercusiones que tiene una buena compactación (El-Fadel *et al.*, 1997).

La densidad de los residuos sólidos al ser descargados por un vehículo normal de recolección está comprendida entre $0,3$ y $0,5 \text{ tn/m}^3$, dependiendo del equipo compactador utilizado en las operaciones de recolección y transporte (Szanto, 2000). Algunos operadores han conseguido densidades de $1,2 \text{ ton/m}^3$ en mezcla de residuos sólidos urbanos usando compactadores de ruedas metálicas, aunque hay algunos autores que defienden una densidad de $0,8 \text{ ton/m}^3$ como el valor ideal para un óptimo proceso de biodegradación, ya que el excesivo uso de compactadores evita la rápida

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

biodegradación, restringiendo el movimiento de lixiviados y gas, y produciendo encharcamientos en el vertedero (Landfill design, construction and operational practice, 1995).



Figura 4.6: Compactación realizada en el vertedero de la mancomunidad de municipios Ribera de Huelva. Elaboración propia.



Figura 4.7: Vertedero de alta densidad en balas de Casares (Málaga). Fuente: Inmaculada López Gea.

El grado de compactación que se alcanza en un vertedero está afectado por múltiples factores, entre los que se destacan (Espinace, 2000; Szanto, 2000; Palma 1995; Hontoria y Zamorano, 2000):

- Heterogeneidad en la composición y características de las basuras.
- Espesores de la célula de relleno. Szanto (2000) establece que no deben ser superiores a 0.60 m para que sea más efectiva aunque otros como Palma (1995) la cifran en 0.5m.
- Humedad del residuo y capacidad de campo del relleno.
- Tipo y metodología del relleno empleada, equipo usado en la operación de compactación y material de cobertura. Los equipos utilizados para la compactación de los residuos son fundamentalmente tractores con ruedas metálicas o bien los de cadenas que arrastran rodillos; tanto en un caso como en otro suelen tener elementos de pata de cabra; algunos rodillos pueden ser vibrantes, consiguiendo de esta manera una mayor efectividad. En la Tabla 4.12 se muestran los equipos utilizados en vertederos controlados y su ámbito de aplicación.
- El tipo y espesor del material de cobertura, relacionados con la evolución de la temperatura y humedad que influyen en el proceso de descomposición.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- La pendiente del área de trabajo de los equipos incide sobre el grado de compactación resultante. Siendo los mayores valores los que se obtienen con pendientes suaves.
- Condiciones climáticas, tanto pluviométricas como de temperaturas ambientales
- Edad del vertedero, condición fundamental en la estabilidad de éste.

Esta variable de vertedero fue ya considerada por Calvo (2003). Tal y como justifica la bibliografía consultada, y anteriormente citada, así como en su clasificación original, afectará a todos los elementos del medio *aguas superficiales y subterráneas, suelo, atmósfera y salud y sociedad* ya que una inadecuada compactación puede tener como consecuencia impactos que afectarán a los diferentes elementos del medio considerados (mayor producción de lixiviados, mayor riesgo de explosiones, baja estabilidad de la masa de residuos, etc.)

En la nueva metodología EVIAVE esta variable se ha clasificado como de *diseño y explotación*.

Tabla 4.12: Equipos utilizados en vertederos controlados (Tchobanoglous, 1994).

Población aproximada (miles)	Producción diaria (t)	Equipos			Accesorios ^a
		Nº	Tipo	Peso (t)	
Menos de 20	Menos de 50	1	Tractor de oruga	5-15	Pala empujadora. Pala cargadora (0,8-1,5m ³). Pala de basuras.
Entre 20 y 50	Entre 50 y 150	1	Tractor de oruga	15-30	Pala empujadora. Pala cargadora (1,5-3,0m ³). Pala de basuras.
Entre 50 y 100	Entre 150 y 300	1	Trailla o Dragalina ^b	Mayor de 15	Pala empujadora. Pala cargadora (1,5-4,0m ³). Pala de basuras.
		1	Camión de aljibe		
		1-2	Tractor de oruga		
Mayor de 100	Mayor de 300 ^c	1	Trailla o Dragalina ^b	Mayor de 20	Pala empujadora. Pala cargadora (1,5-4,0m ³). Pala de basuras.
		1	Camión de aljibe		
		1-2	Tractor de oruga		
		1	Trailla o Dragalina ^b Compactador pata de cabra		
		1	Camión de aljibe		
1 ^a	Motoniveladora				

^a Opcional dependiendo de las necesidades.

^b La elección entre trailla o dragalina dependerá de las condiciones locales.

^c Cada 500 toneladas de incremento en la producción diaria se debe aumentar en uno cada tipo de máquina.

b. Clasificación de la variable

Existen diferentes clasificaciones de los vertederos. Una de ellas se hace teniendo en cuenta la densidad que pueden alcanzar los residuos en el punto de vertido como consecuencia de las labores de explotación llevadas a cabo en el mismo, y que se oscilan desde las $0,4 \text{ tn/m}^3$, medidas en EEUU, a las $1,23 \text{ tn/m}^3$, medidas en Inglaterra (Biddle, 1985). En base a los valores que puede alcanzar la densidad de los residuos se van a diferenciar los siguientes tipos de vertederos:

- **Vertedero de baja densidad con cobertura:** en estas instalaciones el residuo se extiende por una pala cargadora que produce, únicamente por la acción de su propio peso, un desgarrado y una compactación débil, llegando a alcanzar densidades de 500 kg/m^3 (Szanto, 2000). Entre sus desventajas se destacan: la mayor necesidad de terreno, el incremento de la producción de lixiviados y biogás por la infiltración de la precipitación, mayor dificultad en la colocación de los residuos debido a que los camiones recolectores no llegan fácilmente al frente de vertido donde se producen importantes asentamientos (Fantelli y Álvaro, 2001).
- **Vertederos de media densidad con cobertura:** la maquinaria especializada permite alcanzar densidades medias in situ de 650 kg/m^3 y puede aceptarse como habitual densidades comprendidas entre 560 y 890 kg/m^3 (Glysson, 2003; Harrison, 1985). Entre sus ventajas, con respecto a los de baja densidad, se destaca: economía de espacio que aumentará la vida útil del vertedero, permite la circulación de vehículos por el vertedero y reduce la producción de lixiviados y biogás (Fantelli y Álvaro, 2001).
- **Vertederos de alta densidad sin cobertura:** este método consigue la fermentación aerobia de la basura reduciendo la anaerobia. Para ello los residuos se extienden y compactan en capas de 15 a 30 cm., con maquinaria específica que consigue la trituración. Una vez estabilizada se puede verter sobre ella pasadas de 1 a 2 semanas pero hay que evitar la cubrición porque impediría la oxigenación de la masa de residuos. Szanto (2000) considera que puede lograrse una densidad máxima del relleno de $0,9 \text{ tn/m}^3$ usando compactadoras y equipos pesados (“pata de cabra” con compactador-triturador in situ), aunque hay otras bibliografías que elevan esta cifra a 1.1 tn/m^3 (Fantelli y Álvaro, 2001). A pesar de precisar de grandes superficies de terreno, se destacan las siguientes ventajas (Fantelli y Álvaro, 2001): la baja producción de

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

lixiviados y olores, no requiere capa de cobertura, se asegura que no hay vuelo de papeles o plásticos, ausencia total de roedores y parcial de insectos.

- **Vertederos de alta densidad en balas, pacas o fardos:** el sistema consiste en alimentar una prensa con residuos para comprimirlos y empaquetarlos con alambres o cintas plásticas. Su forma prismática, con tamaño que ronda los 0,80 m de ancho por 1 m de alto y longitudes entre 1 y 2 metros (Hontoria y Zamorano, 2000) permite una fácil y ordenada colocación. Los residuos embalados alcanzan densidades superiores a 1100 kg/m^3 lo que se traduce en las siguientes ventajas (Fantelli y Álvaro, 2001): se elimina el lixiviado y los gases producidos por la descomposición de los residuos, por lo que se reduce altamente el potencial de contaminación a los elementos del medio, la no necesidad de cobertura diaria y la obtención de una mayor estabilidad de la masa de residuos para posteriores planes post-clausura (Figura 4.7).

Existen varios métodos para conocer la densidad de terreno, y que han sido aplicables en el caso de los vertederos, con la finalidad de estimar el grado de compactación de los residuos (Landfill design, construction and operational practice, 1995), por ejemplo el método de arena y/o de placa de carga (Manzanas, 2002) y el método del Análisis Espectral de Ondas Superficiales, AEOS, (Kim *et al.*, 2001). Sin embargo Calvo (2003), con la finalidad de establecer un criterio de clasificación que no precisase de pruebas de campo de este tipo, estableció una clasificación de la variable compactación, basándose en los estudios de Palma (1995) y Cossu *et al.* (1999) relativos al comportamiento geotécnico de los vertederos de residuos urbanos, considerando para ello características de la masa de residuos que podían ser fácilmente detectables con una visita a la instalación. Esto permitió diferenciar tres categorías en la variable:

1. Un punto de vertido se consideraba *sin compactación* cuando la masa de residuos poseía las siguientes características:
 - Los residuos no se encontraban compactados con maquinaria específica (buldózer compactadores- trituradores).
 - El número de pasadas por tongada era inferior a cuatro y/o los espesores de tongada superiores a 0,5m.
 - La superficie del punto de vertido poseía una heterogeneidad superficial y pendientes hacia el interior.
 - Se observaba la existencia de balsas superficiales.
 - La compactación era inferior a $0,7 \text{ tn/m}^3$ en la superficie del vertedero.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Existencia de grietas en superficie y/o taludes.
 - Mal estado de la maquinaria y operarios no especializados.
 - Existencia de varios frentes de trabajo no planificados y con dimensiones indefinidas.
 - Pendientes en los frentes de trabajo superiores al 40%.
 - Existencia de asentamientos pronunciados.
 - Residuos expuestos por la falta de material de cobertura diario.
 - Zonas del vertedero cuyo material de cobertura poseía características inadecuadas y espesores inferiores a 15 cm. con habitual presencia de aves en la superficie.
 - Inclinação de las chimeneas de drenaje de gases.
 - Agrietamiento superficial del sellado de las chimeneas de gases.
 - Dificultad de circulación en el vertedero de los vehículos de recolección de residuos.
2. Se consideraba *satisfactoria* cuando no se cumplían las anteriores características.
 3. Se consideraba compactación *limitada o deficiente* cuando el punto de vertido se encontraba en un estado intermedio en lo que se refiere al cumplimiento de las características anteriores.

El criterio establecido por Calvo (2003) se considera acertado desde el punto de vista de la simplicidad de evaluación de la variable, frente a la mayor dificultad y coste que tendría la necesidad de hacer medidas in situ de la compactación de la masa de residuos. Sin embargo el número de características contempladas ha mostrado ser demasiado elevado una vez que se lleva a la práctica; también es difícil diferenciar el grado de cumplimiento de las mismas que implica la clasificación de la variable como *satisfactoria* o como *limitada o deficiente*. Además se ha considerado necesario introducir el tipo de vertedero en el que se realizan las operaciones ya que, como hemos visto, nos proporciona una idea bastante clara de cuales pueden ser las ventajas e inconvenientes de sus sistema de explotación, y por tanto la mayor o menor afeción al medio que se pueda generar.

Por todo ello se ha combinado parte de la clasificación establecida por Calvo (2003) con la tipología de vertedero, en función de su grado de compactación y como resultado se propone una nueva clasificación de la variable en cinco categorías. Cada una de ellas combina el tipo de vertedero (en balas, alta, media o baja densidad) con

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

su estado de explotación. Se considerará que el estado de explotación es adecuado si se cumplen los siguientes requisitos:

- No existen balsas superficiales
- No hay grietas
- No hay asentamientos pronunciados.
- No se observa inclinación de chimeneas de extracción de gas
- No hay rebusca de aves
- La maquinaria no encuentra dificultad de movimiento.

Si se cumplen más del 50% de ellos, pero no todos, se considerará un estado de explotación regular, y finalmente si se cumplen menos del 50%, se considerará un nivel de explotación deficiente.

La clasificación de la variable compactación se recoge en la Tabla 4.13.

Tabla 4.13: Clasificación de la variable *compactación*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Compactación	Muy bajo	1	Compactación muy alta	El vertedero es de balas con adecuada explotación
	Bajo	2	Compactación alta	<ul style="list-style-type: none"> - El vertedero es de balas con explotación se considera regular - El vertedero es de alta compactación con buena explotación.
	Medio	3	Compactación media	<ul style="list-style-type: none"> - El vertedero es de balas pero la explotación es deficiente - El vertedero es de alta densidad cuya explotación se realiza de forma regular - Vertederos de media densidad con una explotación adecuada
	Alto	4	Compactación baja	<ul style="list-style-type: none"> - Vertederos de alta densidad con una explotación deficiente. - Vertederos de media densidad con una explotación regular. - Vertederos de baja densidad con una explotación adecuada.
	Muy alto	5	Compactación muy baja	<ul style="list-style-type: none"> - Vertederos de media densidad con una explotación deficiente. - Vertederos de baja densidad con una explotación regular. - Vertederos sin ninguna compactación

c. Ponderación de la variable

Esta variable está relacionada con el elemento estructural densidad, por lo tanto tendrá una ponderación máxima 2 para todos los elementos del medio, tal y como justificó Calvo (2003).

5. Control de gases

a. Definición y justificación de la variable

Los gases producidos en los procesos de fermentación que tienen lugar en los vertederos están constituidos en su mayoría por metano y dióxido de carbono (Nastev *et al.*, 2001, Hegde *et al.* 2003; Fourie y Morris, 2004) en porcentajes que oscilan entre el 50-70% y el 30-50% respectivamente (de la Rosa *et al.*, 2006; Carreras *et al.*, 2005). Esta composición depende de factores como: cantidad y composición de los residuos eliminados, pH, temperatura y contenido en humedad (Hoeks, 1983; US EPA, 1994; Meima *et al.*, 2002); los tratamientos de trituración previa al vertido aceleran la descomposición lo que supone un incremento en las concentraciones de metano (Catani *et al.*, 2002).

Además de los componentes indicados, existen pequeñas cantidades de otros compuestos (Tabla 4.14), denominados oligogases, entre los que se destacan fundamentalmente nitrógeno, amoníaco, hidrógeno, oxígeno, monóxido de carbono y ácido sulfhídrico, y trazas de compuestos que suelen ser fundamentalmente (Allen *et al.*, 1997; Taleghani y Shabani-Kia, 2005) hidrocarburos saturados e insaturados, hidrocarburos ácidos y alcoholes orgánicos y compuestos orgánicos volátiles (COV's) (Kreith, 1995) como el vinicloro, el benceno, las dioxinas y los furanos; éstos últimos son particularmente nocivos si el biogás es quemado o cuando los residuos depositados en los vertederos son quemados sin ningún control (Christensen *et al.*, 2000; Eikman 1994), por causar severos problemas de salud en los seres humanos (Zou *et al.*, 2003).

Existen estudios de vertederos en distintos países europeos y de EEUU donde se han identificado más de 100 tipos distintos de COV's (Willumsen *et al.*, 1988; Young y Parker, 1983; Schneider, 1988), la mayoría de los cuales son tóxicos y cancerígenos cuando están presentes en altas concentraciones. Estos datos no son extrapolables a vertedero españoles, ya que la producción y composición del gas está influenciada por

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

multitud de factores que varían de unas zonas a otras y mucho más de unos países a otros. Entre otros factores se encuentran, la composición de la masa de vertido, la edad del vertedero, las condiciones climatológicas de su emplazamiento, el sistema de tratamiento empleado, etc (Carreras *et al.*, 2005).

El metano es generado en las fases más tardías del vertedero y, una vez que sale a la atmósfera, se oxida parcialmente a dióxido de carbono por la presencia de oxígeno (Christensen *et al.*, 2000) por lo que es un contribuyente importante al efecto invernadero (Jaffrin *et al.*, 2003). Se estima que el calentamiento potencial capaz de producir es veinte veces más que el producido por el dióxido de carbono, ya que es más efectivo atrapando la radiación infrarroja (Bingemer y Crutzen, 1987) y tiende a persistir más en la atmósfera que otras especies, como por ejemplo el monóxido de carbono. Diferentes estudios han mostrado como los residuos contribuyen en un 32% a la producción global de metano, correspondiendo el 30% a las emisiones producidas por los vertederos (Christensen *et al.*, 2000) con un incremento anual del 1 al 2 % al año (IPPC, 1996; Augenstein, 1990; Kumar *et al.*, 2004).

Tabla 4.14: Composición de gas de vertedero (Tchobanoglous, 1994)

Componentes	Porcentaje (base volumen seco)
Metano	45-60
Dióxido de carbono	40-60
Nitrógeno	2-5
Oxígeno	0,1-1,0
Sulfuros, disulfuros, mercaptanos, etc.	0-1,0
Amoniaco	0,1-1,0
Hidrógeno	0-0,2
Monóxido de carbono	0-0,2
Constituyentes en cantidades traza	0,01-0,6

Dada la elevada inflamabilidad del metano, así como su capacidad para formar mezclas explosivas con el aire (Sivertsen, 2006), se pueden producir fuegos y explosiones en los sitios de vertido mal operados, como consecuencia del arrastre de aire y la formación de una mezcla de metano y oxígeno que permite que el fuego se mantenga (Stearns y Peyotan, 1984a; Colomer y Gallardo, 2005). El arrastre del aire se produce principalmente como resultado de una cubierta escasa y una mala

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

compactación, o debido a un excesivo índice de extracción del gas por los sistemas de control o por la recuperación del biogás; las grietas superficiales y los gradientes de temperatura pueden crear un efecto de chimenea y arrastrar el aire en el relleno (Ettala *et al.*, 1996).

Otra particularidad de los gases de vertedero es su tendencia a emigrar lejos de los límites del terraplén por difusión y advección. La difusión es una característica física que permite que el gas se mueva buscando una concentración uniforme a través del cuerpo del vertedero, por lo que el gas migra de las áreas de concentración más altas a las más bajas dentro del relleno. La advección resulta de los gradientes de presión por donde el gas se mueve desde zonas de más alta presión a zonas de más baja presión. La difusión y la advección dependen de las características físicas y las tasas de generación del gas dentro del vertedero, permeabilidad de la basura, temperatura interna del relleno, contenido de agua, formación o características del suelo circundante y de los cambios en la presión barométrica. Aunque la mayor parte del metano escapa a la atmósfera, ambos, metano y dióxido de carbono, se han encontrado en concentraciones de hasta el 40% en distancias laterales de hasta 150 m de los bordes de vertedero sin recubrimiento. En vertederos sin ventilación, la extensión de este movimiento lateral varía según las características del material de cubrición y del suelo circundante. Si se escapa el metano incontroladamente, y dado que su peso específico es mayor que el del aire, puede acumularse bajo edificios o en lugares cerrados próximos o dentro del vertedero formando bolsas de gas; también puede encontrar su salida a través de grietas en las cimentaciones de edificios, por las líneas de alcantarillado o bajo el pavimento en estaciones de servicio; estas situaciones causan peligros potenciales de explosiones (El- Fadel *et al.*, 1997; Puwels *et al.*, 1992; Espinace, 1992, Colomer y Gallardo, 2005).

Por otro lado, el dióxido de carbono es problemático por su densidad ya que tienden a moverse al fondo del vertedero desde donde puede alcanzar las aguas subterráneas en las que fácilmente soluble, reaccionando con ellas para formar ácido carbónico; esta reacción baja el pH del agua que incrementa la dureza y el contenido mineral del agua subterránea mediante disolución (Glysson, 2003).

Con una extracción correcta, se solventan los problemas indicados, salvo la influencia en el efecto invernadero. Para dar salida al metano se pueden construir vías de escape incorporadas a la recogida de efluentes hídricos, que también sirven de toma de muestra para su inspección. Las tomas de muestras para inspección están situadas

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

en el perímetro de la zona y entran en funcionamiento durante la actividad del vertedero. Otro método eficaz consiste en colocar las vías de escape en el punto más alto del vertedero cuando se haya completado el llenado del mismo, pero antes de su sellado (Glysson 2003). Estos sistemas de extracción de gases recogen los gases combustibles y otros gases potencialmente peligrosos, generados durante la degradación biológica de residuos orgánicos, y desviarlos a través de un sistema de tuberías hasta la capa de venteo (Glysson, 2003), consiguiendo así minimizar (Landfill design, construction and operational practice, 1995; Landfill design, construction and operational practice, 1997; Catani *et al.*, 2002; Tchobanoglous, 1994):

- El riesgo de migración del gas del vertedero del perímetro para evitar riesgos de explosión, combustión, asfixia o daños a la vegetación.
- El riesgo de fuego. Ésto se consigue con una buena ventilación mediante chimeneas, con la extracción de gas en las cercanías del fuego o con la construcción de trincheras rellenas de material arcilloso. El daño a los suelos y a la vegetación dentro del área de vertedero restaurado.
- El impacto de la calidad del aire y el efecto del gas invernadero en el clima global.
- El riesgo de olor, desarrollado durante la descomposición anaerobia de los residuos y debido a la presencia de compuestos como el metilmercaptano y ácido aminobutírico.

Calvo (2003) consideró esta variable de vertedero, que afectaba exclusivamente a los elementos del medio *atmósfera, suelo y salud y sociedad*. Pero tal y como ha quedado justificado anteriormente causaría afección a la *atmósfera, aguas subterráneas, suelo y salud y sociedad*. La revisión de la metodología EVIAVE la ha clasificado como de *diseño y explotación*.

b. Clasificación de la variable

Los sistemas destinados a la extracción de gases consisten básicamente en una capa de venteo formada por materiales de grado medio, materiales porosos o geosintéticos de característica equivalente de 30 cm de espesor, localizada entre la capa impermeable y la capa de residuos sólidos; la salida al exterior de los gases puede conseguirse empleando tuberías con disposición lateral a lo largo de la capa de venteo que conduzcan los gases que ascienden vertical y lateralmente. Cuando se empleen conducciones verticales deberá minimizarse su número, ya que pueden deteriorarse

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

fácilmente y acabar doblándose en su parte superior (Technical guidance document: final cobres on hazardous Waste landfills and surface inpoundments. EPA, 1999). Tchobanoglous (1994) establece controles activos, pasivos y de gestión (quema o producción de energía) recogidos en la Tabla 4.15. El Decreto 1/97, de Cataluña, prevé la existencia de una red de chimeneas para la correcta captación y evacuación de los gases de fermentación para los depósitos controlados con un contenido en materia orgánica mayor del 15% y para aquellos que se considere necesario.

Además del correcto diseño de las instalaciones para la captación de gases, será necesario llevar a cabo un adecuado mantenimiento y control de las mismas en la fase de explotación. Para ello el RD 1481/2001 establece:

- Tomar medidas adecuadas para controlar la acumulación y emisión de gases de vertedero.
- En vertederos que reciban residuos biodegradables se recogerán los gases, se tratarán y se aprovecharán. Cuando no sea aprovechable para producir energía se deberá quemar.
- La recogida, tratamiento y aprovechamiento de gases de vertedero se realizará de tal forma que se reduzca al mínimo el daño o deterioro del medio ambiente y el riesgo para la salud humana.
- En vertederos sin aprovechamiento energético de los gases, el control se realizará en sus puntos de emisión o quema. La frecuencia de la toma de muestras y análisis de forma general se recoge en la Tabla 4.16, aunque pueden contemplarse situaciones particulares:

El Decreto 1/97, de Cataluña, responsabiliza a La Junta de Residuos de la supervisión de cualquier sistema de captación y evacuación propuesto por la entidad explotadora del depósito controlado. Para ello se tomarán medidas adecuadas que controlen la generación, acumulación y migración de los gases de fermentación; trimestralmente se determinará la concentración de metano y dióxido de carbono de los gases de fermentación. Los puntos de control estarán especificados en el proyecto de autorización del depósito controlado y será la entidad explotadora del depósito controlado la que tratará, como norma general, los gases evacuados, siendo obligatorio siempre que los gases evacuados representen un impacto significativo para las personas y el medio.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.15: Controles activos y pasivos de un sistema de recogida de gases. Tchobanoglous (1994)

CONTROL PASIVO	CONTROL ACTIVO
Ventilación para rebajar la presión/quemadores en la cobertura del vertedero	Chimeneas perimétricas para extracción del gas y control de olores
Zanjas perimetrales de intercepción	Zanjas perimétricas para extracción del gas (en vertederos poco profundos de 8 o menos metros)
Zanjas perimétricas barrera	Chimeneas perimétricas con inyección de aire (en vertedero de profundidad de 7 o más metros)
Barrera impermeable dentro de vertederos	Chimeneas verticales para extracción del gas (en vertederos antiguos ya llenos)
Barrera absorbente para oligogases.	Chimeneas horizontales para extracción del gas (en vertedero donde se hayan completado 2 o más niveles)
	Gestión del condensado para recuperación de gas.

Tabla 4.16: Emisiones de gases en las fases de explotación y mantenimiento (R.D. 1481/2001)

	Fase de explotación	Fase de mantenimiento
Emisiones potenciales de gas y presión atmosférica CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , H ₂ S, H ₂ , etc.	Mensualmente	Cada seis meses

Szanto *et al.* (1984), en su Guía metodológica de evaluación de vertederos define una variable denominada *drenaje de gases*, que la clasifica en tres categorías, dependiendo de la situación de la misma: buen sistema de drenaje, limitado o deficiente sistema y sin drenaje, valorándola con 0 (en la mejor situación), 5 ó 9 (en la peor situación).

Calvo (2003), utilizó los criterios anteriores en la clasificación de esta variable, en la que diferenció tres casos:

- *Adecuado control y tratamiento.* Cuando para la cantidad de gas generado en el vertedero se disponga de la instalación de pozos de captación, conducciones, antorchas y estación de extracción, regulación y control. En ocasiones, la magnitud del vertedero es de escasa entidad y la generación de biogás pequeña, por lo que en el vertedero deben existir al menos pozos de captación y quema periódica de las emisiones de metano. Estos sistemas de control forman parte del diseño del vertedero.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- *Ninguna*. En aquellas situaciones en las que no existe sistema de recogida de gases.
- *Inadecuado*. El vertedero no está completamente dotado dicho sistema o que se encuentre en mal estado.

La clasificación expuesta por Calvo (2003) sólo considera un caso intermedio en el que el grado de cumplimiento de los requisitos relativos a la extracción y tratamiento de gases puede ser diferente. Además no indica los criterios de control que hay que exigir en la instalación, presentes en la normativa vigente. Por este motivo se ha realizado una nueva clasificación de esta variable, para la cual se ha tenido en cuenta fundamentalmente el RD 1481/2001, el Decreto 1/97 y Tchobanoglous (1998), tal y como se recoge en la Tabla 4.17.

Tabla 4.17: Clasificación de la variable *control de gases de vertedero*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Control de gases	Muy bajo	1	Muy adecuado	El vertedero posee y está en buen estado al menos uno de los controles pasivos y uno de los controles activos descritos en la tabla 4.15; además los gases se tratarán y se aprovecharán para energía, y si no puede aprovecharse se quemará antes de su salida al exterior; la frecuencia de medición y control es la siguiente: emisiones potenciales de gas y presión atmosférica CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , H ₂ S, H ₂ , etc mensualmente.
	Bajo	2	Adecuado	Se cumplen las indicaciones del caso anterior, excepto que no existe tratamiento de los gases ni recuperación de energía ni quemadores.
	Medio	3	Regular	Los controles activos y pasivos existen pero no están en buen estado ó bien no existe medición en la frecuencia que establece el punto muy adecuado.
	Alto	4	Bajo	Existe déficit en la recogida y en la frecuencia de medición de gases, pudiendo existir o no aprovechamiento de energía.
	Muy alto	5	Nulo	No existen controles de gases. No hay recogida, aprovechamiento ni tampoco mediciones.

c. Ponderación de la variable

La ponderación de la variable, siguiendo el criterio establecido por Calvo (2003), es máxima (2) para el elemento del medio *atmósfera*, mientras que para los elementos

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

del medio *aguas subterráneas, suelo y salud y sociedad* alcanza valor *mínimo* (1) por no tener relación directa con los mismos.

6. Control de lixiviados

a. Definición y justificación de la variable

El lixiviado en vertederos se genera como resultado de degradaciones microbianas, procesos de solución/precipitación de constituyentes y reacciones de absorción/deserción (DoE, 1995) producidos en la descomposición de la fracción orgánica y putrescible de los residuos (Glysson, 2003; Tchobanoglous, 1998 y Kiely, 1999; Jones *et al.*, 2005; Slack *et al.*, 2005) y acentuados por la percolación del agua debido a las precipitaciones, la escorrentía y la infiltración o entrada de aguas subterráneas (Ince, 1998; Oman y Rosqvist 1999; Wu *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2002; Fortuna, 2002).

Una de las características de los lixiviados es su fluctuación, tanto en cantidad producida, como en la composición de los mismos, algo que dificulta su tratamiento (Domínguez, 2.000; Tatsi y Zouboulis, 2002). Los datos de producción varían de unos autores a otros; por ejemplo el Ministerio de Obras Públicas de España, MOPU, (1981) fijó la tasa de generación en 0,1 l/s por hectárea de vertedero cubierto; mediciones sobre el vertedero de Meruelo (Cantabria) muestran una producción de 0,7 l/s por hectárea de vertedero cubierto (Fantelli y Álvaro, 2001); Lima *et al.* (2000) establecen unas tasas de generación durante la estación seca de 1,1 l/s y 31 l/s durante la estación húmeda. Estas diferencias están justificadas por la existencia de factores determinantes en la producción del lixiviado, entre los que se destaca el clima y el índice de compactación del vertedero (Fantelli y Álvaro, 2001), entre otros. Para el caso concreto de las compactaciones Stegman (1983) establece que para compactaciones menores a 800 kg/m³ del 25 al 40% de la precipitación anual se transforma en lixiviados; en compactaciones mayores se encuentra entre el 15 y el 25%. Por su importancia se han desarrollado métodos que simulan o calculan la probabilidad, magnitud y consecuencias potenciales de los escapes de contaminantes acuosos de residuos al medio ambiente (Nixon *et al.*, 1997).

La composición de los lixiviados es normalmente un cóctel de materia orgánica, nitrógeno amoniacal, metales pesados y componentes clorados orgánicos e inorgánicos (Harrington y Maris, 1986; Diamadopoulou, 1994; Wang *et al.*, 2002), con

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

presencia de líquidos inmiscibles (por ejemplo aceites), partículas pequeñas (sólidos suspendidos) y microorganismos (bacterias y virus) (Environment Agency, 1999). Los niveles de lluvia, pH, presencia de microorganismos, inhibidores, rango de movimiento de aguas, temperatura del vertedero, métodos de recolección y edad el residuo son factores que afectan a la composición del lixiviado (Jones *et al.*, 2005, Qasim y Chiang, 1994).

La exposición al medio ambiente del lixiviado puede ocurrir por diferentes caminos, de forma incontrolada, por escorrentía de lluvia, infiltración, etc. Su producción y gestión es uno de los grandes problemas asociados a la problemática ambiental de los vertederos que puede tener efectos de larga duración (Jones *et al.*, 2005), considerándose como una fuente potencial de contaminación para los suelos, aguas superficiales y aguas subterráneas, si no se recogen, tratan (Cortijo *et al.*, 2007) y disponen de manera adecuada ya que es capaz de filtrarse hasta capas profundas del terreno (Glysson, 2003). Por ello Calvo (2003) ya consideró esta variable que, en el caso de la metodología EVIAVE, se ha clasificado como de *diseño y explotación*.

El impacto del lixiviado en la flora y la fauna de las aguas superficiales y el suelo es muy alto y está gobernado por algunos factores como la alta cantidad de materia orgánica, metales pesados, alto contenido en nitrógeno y flujo de masa de contaminantes (Loizidou y Kapetanin, 1993; Kjeldsen y Grudtring, 1995; Isidoro *et al.*, 2003). Se justifica así la afección de esta variable de vertedero a los elementos del medio *aguas superficiales y subterráneas* (Hancock *et al.*, 1995; Flyhammar, 1997; Ding *et al.*, 2001; Isidoro *et al.*, 2003), *suelo* (Wang *et al.*, 2002) y *salud y sociedad* (Al-Yaquot y Hamoda, 2002).



Figura 4.8: Balsa de lixiviados. Planta de tratamiento de RSU de Villarrasa (Huelva).
Elaboración propia.



Figura 4.9: Fugas de la balsa de lixiviados. Planta de tratamiento de RSU de Villarrasa (Huelva).
Elaboración propia.

b. Clasificación de la variable

Bekaert *et al.*, 2002, establecen que los principios de gestión del lixiviado en un punto de vertido deben estar sustentados en la reducción de la cantidad de agua que llega a los residuos, durante y después de ser depositados en el vertedero, para reducir la cantidad de lixiviados producidos. Por ello es frecuente la detección de una serie de **riesgos** relacionados con la **gestión de los lixiviados** (Mavropoulos, 2002), entre ellos: utilización de un sistema erróneo para su recolección, la penetración en los sistemas de recolección durante la construcción, errónea estimación de la generación de lixiviados, fallos en la impermeabilización y fallos en los sistemas de recolección de lixiviados debidos a malas prácticas durante la operación. Por ello, para la correcta gestión de lixiviados, se necesita incidir en el diseño de un sistema de drenaje, almacenaje del lixiviado y tratamiento, así como un plan de control de dicho sistema (Tchobanoglous, 1998).

➤ Diseño del sistema de drenaje

La bibliografía consultada muestra diferentes recomendaciones destinadas a orientar en el diseño de los sistemas de drenaje de lixiviados, a partir de la cual se puede definir una serie de estándares para su diseño:

- *Nivel drenante continuo* de un grosor mínimo de 50 cm. y una permeabilidad $\geq 10^{-3}$ m/s según el Decreto de Cataluña 1/97; o de al menos 30 cm. de espesor con una permeabilidad comprendida entre 10^{-2} y 10^{-3} cm./s según la Guía de buenas prácticas en la ingeniería de vertederos (1994); o 30 cm. y conductividad hidráulica de 10^{-1} cm./s según Jessberger *et al.* (1995). Los materiales de este nivel drenante pueden variar según su disponibilidad y coste, pudiendo utilizarse gravas, material geosintético, e incluso de tierra con bajo contenido en nutrientes. Su tamaño deberá ser adecuado para evitar atascos de los drenajes por material fino, normalmente el tamaño medio de partícula debe ser superior a 0,95 cm (Pollution Control Objectives for landfill design, development and operation, 1995).
- En el seno del nivel drenante, y sobre el fondo del vaso del depósito controlado, se instalará una *red de tubos de drenaje* que faciliten la evacuación de los lixiviados hacia un colector principal. Los tubos deben ser resistentes al ataque químico y biológico de los lixiviados (Decreto 1/97 de Cataluña), serán lisos con un diámetro mínimo de 20 cm según la NRA (Nacional Rivers Authority) (1995) y de 10 cm según Tchobanoglous (1998) y colocados sobre la membrana. Dicho tubos

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

poseerán unas perforaciones contadas con láser sobre la mitad de la circunferencia, espaciados en 0,6 cm con tamaño de corte de 0,00025 cm., que es el tamaño más pequeño de la arena (Tchobanoglous, 1998). Los tubos de recogida se cubrirán con una capa de arena de 60 cm antes de comenzar el vertido, donde la primera capa de residuos no se compactará (Tchobanoglous, 1998). El diseño de los tubos contemplará la implantación de sistemas para inspección y mantenimiento, por ejemplo: pueden colocarse circuitos cerrados de televisión y control hidrométrico remoto para la inspección y limpieza en los trabajos de los tubos (Guía de Buenas Prácticas en la Ingeniería de Vertederos, 1994).

- Los flancos del depósito controlado se equiparán con un dispositivo de drenaje adaptado a su geometría para facilitar la evacuación de los lixiviados hacia el drenaje de fondo (Decreto 1/97 de Cataluña).
- La pendiente mínima de los sistemas de drenaje hacia el punto de evacuación de los lixiviados será del 2% (Glysson., 2003; NRA, 1995; Decreto 1/97), del 3% (Guía de buenas prácticas en la Ingeniería de Vertederos, 1994) o entre 1,2-1,8% (Tchobanoglous, 1998) para que el desagüe por gravedad sea eficaz durante el periodo de operación y después del mismo. Éste podría ser superior según las necesidades del lugar.
- Si fuese necesario se colocará una *capa filtrante protectora*, constituida por geotextil filtrante o por una capa de material granular fino. Se colocará sobre el sumidero de material de alta permeabilidad para prevenir la posible obstrucción física de materiales de grano fino (Glysson, 2003). Esta capa no estará en depósitos controlados que reciben residuos orgánicos fermentables con un contenido en materia orgánica superior al 15% (Decreto 1/97).

➤ Almacenamiento

Los lixiviados se suelen recoger en depósitos de retención o balsas de almacenamiento. Tchobanoglous (1998), indica que se pueden usar depósitos de pared sencilla o doble, y de plástico o metal, siendo los segundos los de mayor seguridad, con una tasa máxima de descarga permisible de 1 a 3 días durante el periodo de máxima producción de lixiviado.

En materia de diseño para estas instalaciones, la Directiva 31/99 así como el RD 1481 que la traspone en nuestro país, no recogen parámetros o directrices. Sí lo hace el Decreto de Cataluña 1/97 que establece que la balsa de almacenamiento tendrá una capacidad disponible suficiente para almacenar los lixiviados producidos durante una

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

semana en la época de explotación del depósito controlado y, en caso de que no estuviera cubierta, el volumen de agua de lluvia caída directamente sobre la balsa correspondiente a la precipitación máxima diaria para un periodo de retorno de 50 años. Estará rodeada por una valla metálica dotada de una puerta de entrada y elevada unos 20cm respecto a su entorno, con cuerdas o escaleras para facilitar la salida en caso de caída accidental. Además deberá impermeabilizarse de abajo a arriba teniendo en cuenta los siguientes requisitos:

- Se saneará, nivelará y extenderá sobre el terreno natural una capa de arcilla debidamente compactada. La pendiente no será inferior al 1% y la superficie afectada drenará en su totalidad hacia un punto concreto.
- Se extenderá un nivel drenante de 20 cm. de grosor con una red de tubos de drenaje conectadas a un pozo de registro de la estanqueidad de la balsa.
- Se extenderá una lámina sintética de impermeabilización debidamente protegida.

➤ **Tratamiento**

Existen numerosas soluciones aplicables a la reducción de la carga contaminante de los lixiviados (Wu *et al.*, 2004). Por ejemplo Kiely (1999) establece que el lixiviado se tratará in situ, de forma convencional, en una planta depuradora adyacente o bien se transportará hasta una planta de este tipo; sin embargo Glysson (2003) considera preferible enviarlos a plantas de tratamiento de aguas residuales ya existentes. La elección de soluciones dependerá de factores como (Cossu *et al.*, 1995):

- La alta concentración de materia orgánica e inorgánica. Una elevada carga orgánica impide su autodepuración.
- Producción irregular dependiendo de la lluvia.
- Variaciones en la biodegradabilidad de las sustancias orgánicas dependiendo de la edad del vertedero.
- La disminución o nula concentración en fosfato.

Tradicionalmente, el sistema que más se ha utilizado para su tratamiento ha sido la recirculación del lixiviado al propio vertedero, que se convierte en un gigantesco digestor anaerobio para el tratamiento de los lixiviados. Este sistema aporta importantes ventajas entre las que se destacan la reducción del tiempo necesario para la estabilización del vertedero, la reducción del volumen de lixiviados por evaporación y la reducción de los costes finales de tratamiento (Pohland y Kim, 1999). Los

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

inconvenientes más importantes que presenta este sistema son: el alto coste de mantenimiento de los sistemas de recirculación de lixiviados, emisión de olores en las balsas de almacenamiento, producción de insectos y diseño de sistemas de recogida de lixiviados para cargas hidráulicas más altas. El Decreto de Cataluña 1/97 prohíbe regar con lixiviados la masa de residuos vertida u otras zonas de la instalación o caminos de acceso. Sin embargo, otros como Jones *et al.* (2005) consideran esta práctica de manejo como ambientalmente aceptable, económica y una forma de tratamiento efectiva, aunque propongan estudios y pruebas experimentales para las limitaciones que han encontrado a largo plazo sobre la calidad de las aguas superficiales y subterráneas relativa a la sostenibilidad del suelo y supervivencia de las plantas.

La depuración conjunta con las aguas residuales urbanas, siempre que los sistemas utilizados sean compatibles con el tratamiento de los lixiviados, presenta problemas de funcionamiento relacionados con este tratamiento, como la producción importante de sólidos, corrosiones, reducción de la sedimentabilidad del fango, etc.; a todo esto se deberá añadir el coste del transporte en cubas del lixiviado (Martínez *et al.*, 2001).

Los tratamientos físico-químicos aplicados a los lixiviados se caracterizan por una serie de ventajas como: rápida puesta en marcha, fácil automatización, simplicidad de equipamiento y materiales y menor sensibilidad a cambios de temperatura (Domínguez, 2000); las desventajas fundamentales de estos sistemas son la producción de fangos y los altos costes de operación. Entre estos sistemas existen experiencias diversas aplicadas al tratamiento de lixiviados como la precipitación química, que permite, fundamentalmente, eliminar metales pesados y sólidos en suspensión (Quasim y Chiang, 1994); la coagulación floculación (Gálvez *et al.*, 2005; Hee-Chan *et al.*, 2001; Dae-Hee, *et al.*, 2002; Ebeling *et al.*, 2003); la oxidación química se ha utilizado para la destrucción de cianuros, fenoles y otros contaminantes orgánicos (Club de los Residuos, 2000; Steense, 1997); el carbón activo se aplica para la adsorción de aquellos compuestos orgánicos solubles que, por su carácter refractario, no han sido eliminados correctamente por métodos biológicos (Domínguez, 2000); existen también referencias en las que se han demostrado reducciones en el contenido de nitrógeno utilizando carbón activo (Horan *et al.*, 1997); stripping por vapor, indicado para separar el amonio de los efluentes (Leonhard *et al.*, 1994), sistema utilizado a escala real en el vertedero de Igorre (Vizcaya); y evaporación mediante monodestilación (Leonhard *et al.*, 1994).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Los sistemas de filtración por membrana se han utilizado también en el tratamiento de lixiviado. Existen referencias de su aplicación en estos efluentes de la ósmosis inversa (Domínguez, 2000), nanofiltración (Quasim y Chiang, 1994), ultrafiltración y microfiltración (Bueno *et al.*, 1995). Martínez *et al.* (2001) trabajó a nivel de planta piloto, con capacidad de tratamiento de 100 m³/día, que contaba con distintos pretratamientos y tecnologías de membrana; concretamente el tratamiento estaba compuesto por un tratamiento físico-químico (coagulación-floculación) con decantación lamelar, filtración sobre sílex, filtración sobre lecho mixto de sílex/antracita, microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa, y desinfección mediante radiación ultravioleta; los rendimientos del sistema proporcionan un efluente de gran calidad, con elevados costes de tratamiento, que dependerán del tipo de lixiviado y el uso o no de un segundo paso de membranas. Este sistema no resolvió el problema del tratamiento del rechazo así como la eliminación de las membranas, ambos con elevadas concentraciones de contaminación.

Finalmente, la utilización de diferentes sistemas biológicos, aplicados al tratamiento de lixiviados, presenta una limitación importante, ya que estos efluentes pueden contener elementos tóxicos para los microorganismos. No obstante se han utilizado sistemas biológicos basados en procesos aerobios como fangos activos, lechos bacterianos, biodiscos, nitrificación/desnitrificación o lagunas aireadas, que han producido resultados variables en reducción de DBO₅, metales pesados, nitrógeno, DQO y sólidos en suspensión (Urase *et al.* 1997); existen también numerosas referencias de la utilización de tratamientos biológicos anaerobios aplicados a los lixiviados (Pohland y Kim, 1999; Cossu *et al.*, 1995), que presentan ventajas como la capacidad de soportar altas cargas contaminantes, bajo coste energético, alta eficiencia en la depuración y facilidad de control y operación, aunque se observa en estos sistemas una lentitud en la puesta en marcha. Otras experiencias combinan sistemas biológicos aerobios y anaerobios que permiten una nitrificación-desnitrificación (Parra, 1999). Dentro de los sistemas biológicos, los sistemas de filtros biológicos inundados se han mostrado eficaces a la hora de tratar los efluentes procedentes de un vertedero (Matarán *et al.*, 2002; Gálvez *et al.*, 2006).

➤ **Control**

Con la finalidad de asegurar el correcto funcionamiento de los sistemas de gestión de lixiviados, el RD 1481/2001 de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, establece que deberán recogerse muestras

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

de lixiviados si los hay en puntos representativos (Tabla 4.18). La toma de muestra y medición (volumen y composición del lixiviado) deberá realizarse por separado en cada punto en que se descargue el lixiviado de la instalación, según Norma UNE-EN-25667:1995, sobre “Calidad del agua”. Muestreo. Parte 2: guía para las técnicas de muestreo (ISO 5667-2:1991).

Tabla 4.18: Frecuencia de muestreo en diferentes fases (RD 1481/2001)

	Fase de explotación	Fase de mantenimiento posterior
Volumen de los lixiviados	Mensualmente	Semestralmente
Composición de los lixiviados	Trimestralmente	Semestralmente

Nixon *et al.*, (1997) evaluaban el diseño del vertedero del siguiente modo: cuando la migración de contaminantes no ha ocurrido o está dentro de los límites de detección analíticos; cuando existen evidencias de migración pero su analítica demuestra que está dentro de los límites establecidos y por último aquellos casos en los que hay evidencias de metales pesados y/o pesticidas, radioactividad o componentes orgánicos a concentraciones que exceden los estándares legislativos o los umbrales de salud humana.

Szanto *et al.* (1984) en su Guía metodológica de evaluación de vertederos, establece una clasificación para la variable “control y tratamiento de lixiviados” en tres categorías: adecuado control y tratamiento; deficiente control y sin control. Valorándola con 0 (mejor situación), 5 ó 9 (peor situación).

En la clasificación anterior se basó Calvo (2003) para valorar la denominada “control de lixiviados”, estableciendo las siguientes categorías y criterios de clasificación:

- No existe, clasificación 3
- Deficiente control, clasificación 2
- Adecuado control y tratamiento, clasificación 1.

Se consideraba que el control era adecuado si, según el Decreto 1/97, el sistema de drenaje estaba situado sobre todo el vaso del vertedero y consistía en una capa de espesor aproximado de 50 cm, formado por gravas con una permeabilidad \geq a 10^{-3} m/s con una pendiente mínima del 2%; el diámetro mínimo de los tubos de drenaje debía ser de 20 cm; estaba constituido por materiales resistentes a la actividad química y biológica de los líquidos percolados; la balsa de almacenamiento debía estar diseñada

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

según la cantidad de lixiviado generado e impermeabilizada; los líquidos lixiviados debían recibir un tratamiento adecuado.

La clasificación anterior no permite introducir términos intermedios entre las categorías propuestas en función del grado de cumplimiento de los criterios establecidos; además no se hace alusión alguna a la existencia o no de controles ambientales relacionados con la gestión del lixiviado, establecidos en la normativa vigente. Por ese motivo, esta variable se va a clasificar de nuevo y para ello se estudiarán cuatro aspectos diferentes relacionados con las fases de gestión de los lixiviados: diseño de drenajes, almacenamiento, tratamiento y control, de los que se deriva la clasificación recogida en la Tabla 4.19. Para establecer los criterios de clasificación de la variable se tomará como referencia el RD 1/97 de Cataluña, así como el R.D. 1481/2001.

Tabla 4.19: Clasificación de la variable *control de lixiviados*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Control de lixiviados	Muy bajo	1	Muy adecuado	Existe control del volumen y composición del lixiviado (de acuerdo con los criterios fijados por el RD 1481/2001), los sistemas de drenaje están en buen estado, existen balsas de almacenamiento (de acuerdo con los criterios establecidos por el RD 1/97 de Cataluña) y hay tratamiento de los lixiviados excluyéndose la recirculación.
	Bajo	2	Adecuado	Existe control del volumen y composición del lixiviado (de acuerdo con los criterios fijados por el RD 1481/2001), los sistemas de drenaje están en buen estado, existen balsas de almacenamiento adecuadas y en buen estado de conservación (de acuerdo con los criterios establecidos por el RD 1/97 de Cataluña) y el tratamiento de los lixiviados es de recirculación.
	Medio	3	Medio	Existe sistema de drenaje y almacenamiento con tratamiento o recirculación con problemas de diseño y/o conservación (tomando como referencia el RD 1/97 de Cataluña). El control del volumen y composición se realizan pero no correctamente (tomando como referencia el RD 1481/2001).
	Alto	4	Bajo	Existe sistema de drenaje y almacenamiento con o sin recirculación, pero con mal diseño y conservación (tomando como referencia el RD 1/97 de Cataluña). No existe control del volumen y composición de los lixiviados.
	Muy alto	5	Nulo	No existe control, ni drenaje de lixiviados, ni almacenamiento ni tratamiento.

c. Ponderación

Es una variable está relacionada con todos los elementos del medio considerados, al igual que Calvo (2003) propuso. No obstante, se han cambiado las ponderaciones pues han pasado de ser 2 para *aguas subterráneas y superficiales* y 1 para *atmósfera, suelo y salud y sociedad* a 2 *aguas superficiales, aguas subterráneas, suelo y salud y sociedad* por estar afectados directamente y 1 para *atmósfera*.

7. Distancia del punto de vertido a infraestructuras

a. Definición y justificación de la variable

La proximidad de un vertedero a ciertas infraestructuras puede tener riesgos asociados. Por ejemplo si los puntos de vertido están próximos a aeropuertos las aves, en particular las gaviotas y buitres (Figura 4.10), se pueden ocasionar interferencias con los aviones durante el despegue y aterrizaje (Kontos, 2005; Davies y Cornwell, 1998; Álvarez y Chico, 2004).



Figura 4.10: Depósito controlado de Coll Cardús (Álvarez y Chico, 2004)

En el caso de oleoductos y gaseoductos es necesario crear un radio de protección por seguridad ya que existe un riesgo de comprometer la estructura de los conductos al realizar excavaciones y movimientos de tierras en la zona del trazado de éstos; además las posibles migraciones subterráneas de biogás desde el vertedero pueden ser un riesgo en el caso de su acumulación e inflamación en partes cercanas a los conductos (Silversten, 2006).

Las redes de abastecimiento deberán estar localizadas fuera del alcance de fuentes de contaminación (Ayala, 1990), como puede ser el caso de puntos de vertido.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Leao *et al.* (2004) establecen que es necesaria una distancia mínima entre las carreteras y los puntos de vertido que eviten impactos visuales así como otras incomodidades. En nuestro país el Reglamento 2414/61 de actividades molestas e insalubres, establece unas distancias mínimas para la ubicación de vertederos con respecto a redes de carreteras nacionales, provinciales y comarcales.

Calvo (2003) justificó la necesidad de localizar los vertederos fuera del radio de afección a diferentes infraestructuras, para lo cual definió la variable *distancia a infraestructuras* que en nuestro caso se ha clasificado como *variable de ubicación*, y que afectará al elemento del medio *salud y sociedad*.

b. Clasificación de la variable

Calvo (2003) empleó los estudios de Ayala (1990), el Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000) y los estudios de Szanto *et al.* (1997) para seleccionar las infraestructuras susceptibles de verse afectadas por la presencia de un vertedero: red viaria, abastecimiento y distribución de agua, distribución y suministro de energía eléctrica, saneamiento y vías de comunicación secundarias, primarias y ferroviarias, aeropuertos y aeródromos, oleoductos y gaseoductos.

Posteriormente, y con la finalidad de clasificar esta variable, se consideraron diferentes estudios y normativas españolas y europeas, como por ejemplo el Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000) y otros estudios de Szanto *et al.* (1997). Como resultado se obtuvo el establecimiento de unas distancias mínimas a infraestructuras, con respecto a la ubicación de vertederos, que se recogen en la Tabla 4.20. El valor de esta variable se consideraba nulo (0) si se cumplían todas las condiciones de distancia indicadas, y valor máximo (3) si no se cumple alguna de ellas.

La clasificación anterior no contemplaba casos intermedios, por lo que se ha considerado necesaria la revisión de la clasificación anterior. Además Kontos *et al.* (2005), en su metodología para ubicación de vertederos, incluye las infraestructuras relacionadas con la captación de aguas subterráneas, pozos, fuentes y manantiales, no consideradas por Calvo (2003).

Se ha estimado por tanto oportuno la inclusión de estas infraestructuras no consideradas, estableciendo para ello una distancia mínima mayor 2000 m aguas

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

arriba y mayor de 500 m aguas abajo, siguiendo un criterio conservador (Kontos *et al.*, 2005) abalado por prácticas internacionales que establecen un perímetro de protección de 500 m en torno a estas infraestructuras, en relación a la ubicación de vertederos. De acuerdo con los estudio de Kallergis (2001), se necesita un período de 50 a 60 días para la inactivación de patógenos, siempre y cuando las aguas subterráneas tengan una velocidad media que vaya desde unos cuantos centímetros a 10 m/día. La determinación espacial de este criterio es muy complicado, sin embargo en este trabajo se tomó en consideración la distancia recta desde la captación así como la dirección del flujo, dando como resultado la clasificación de la variable recogida en la Tabla 4.21, siguiendo el criterio establecido por Kontos *et al.*, (2005).

Tabla 4.20: Distancias a infraestructuras.

Infraestructura	Distancia mínima a punto de vertido	Justificación bibliográfica
Aeropuertos	Situados a mas de 3000 m.	Kontos <i>et al.</i> (2005); Davies y Cornwell (1998).
	Situados a 1,5 km de aeropuertos con pistas de aterrizaje y despegue de aeronaves de medio porte.	Fortuna (2002)
Aeródromos	Situados a más de 1500 m.	Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000) y los estudios de Szanto <i>et al.</i> (1997)
Estaciones eléctricas.	Situados a más de 1000 m.	Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000) y los estudios de Szanto <i>et al.</i> (1997)
Redes de alta tensión.	Situados a mas de 100 m.	Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000) y los estudios de Szanto <i>et al.</i> (1997)
		Nekhay <i>et al.</i> , 2007.
Oleoductos.		Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000) y los estudios de Szanto <i>et al.</i> (1997)
Gaseoductos.		Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000) y los estudios de Szanto <i>et al.</i> (1997)
Vías nacionales y provinciales ¹³	Situados a más de 1000 m.	Leao <i>et al.</i> (2004); RAMINP ¹⁴
	A más de 100m	Nekhay <i>et al.</i> , 2007.
Vías comarcales	Situados a más de 500 m.	Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000) y los estudios de Szanto <i>et al.</i> (1997)
Red ferroviaria.		

¹³ Ghose *et al.*, 2005, establece una clasificación de la red de carreteras en tres tipos. Las carreteras principales de anchura entre 5 y 7 m; las carreteras secundarias entre 2,5 y 5 m y otras menores de 2,5m.

¹⁴ RAMINP: Reglamento 2414/61 de actividades molestas, insalubres y peligrosas.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Se ha incluido también la infraestructura conducciones y redes de aguas para abastecimiento, no consideradas por Calvo (2003), cuyo perímetro de protección es de 1000 m.

Tabla 4.21: Criterios de ubicación de vertederos respecto a captaciones subterráneas (Kontos *et al.*, 2005).

Distancia	Valor
> 2000 m. aguas arriba y > 500 m. aguas abajo	10
1000-2000 aguas arriba	8
< 500 m. aguas abajo	6
500-100 aguas arriba	4
200-500 aguas arriba	2
< 200 m aguas arriba	0

Todas las infraestructuras consideradas susceptibles de verse afectadas por la presencia de un vertedero, y con la finalidad de establecer posteriormente la clasificación de la variable, se han agrupado en dos niveles; en el primero de ellos se han incluido aquellas que, según la bibliografía consultada, presentan afección a un número elevado de individuos, por ejemplo accidentes aéreos, explosiones o contaminación de aguas; en el segundo grupo o nivel se ha incluido aquellas en las que su presencia suponen una molestia o bien pueden estar relacionadas con riesgos de accidentes laborales y dificultad en las labores de operación si están situadas en las proximidades de los vertederos.

Tabla 4.22: Nuevas infraestructuras y criterios de distancia establecidos

Infraestructura		Distancia mínima a punto de vertido
Tipo I	Aeropuertos	> 3000 m
	Aeródromos	> 1500 m
	Estaciones eléctricas	>1000 m
	Conducciones y redes de abastecimiento de aguas	> 100 m
	Pozos, fuentes y manantiales	> 2000 m en dirección aguas arriba del flujo > 500 m. en dirección aguas abajo del flujo
	Oleoductos	> 100 m
	Gaseoductos	
Tipo II	Redes de alta tensión	> 100 m
	Vías nacionales y provinciales	> 1000 m
	Vías comarcales	> 500 m
	Red ferroviaria.	

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Para llevar a cabo la clasificación de la variable, dado el elevado número de infraestructuras incluidas en el listado, y al igual que en la clasificación realizada por Calvo, no se contemplarán situaciones intermedias en cuanto a distancias, pero a diferencia de éste, sí en cuanto al número de infraestructuras que puedan verse afectadas ya que cuanto mayor sea el número, mayor será la clasificación de la variable, ya que aumentará la probabilidad de afección al elemento del medio salud y sociedad. También se ha considerado el tipo de infraestructura afectada, ya que su naturaleza supone también un mayor o menor riesgo. La nueva clasificación se recoge en la Tabla 4.23.

Tabla 4.23: clasificación de la variable *distancia a infraestructuras*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Distancia a infraestructuras	Muy bajo	1	Infraestructuras con afección nula	No hay afección a infraestructuras porque se encuentran alejadas, teniendo en cuenta como distancia mínima de referencia las recogidas en la Tabla 4.22.
	Bajo	2	Infraestructuras con baja afección	Se cumplen todas las condiciones de distancia mínima de referencia para las infraestructuras del Tipo I, pero no para 1 ó 2 de las del Tipo II.
	Medio	3	Infraestructuras con afección media	Se cumplen todas las condiciones de distancia mínima de referencia para las infraestructuras del Tipo I, pero no para 3 ó más de las del Tipo II.
	Alto	4	Infraestructuras con afección alta	No se cumplen las distancias mínimas de referencia para una de las infraestructuras del Tipo I, independientemente del número de infraestructuras afectadas del Tipo II.
	Muy alto	5	Infraestructuras con afección muy alta	No se cumplen las distancias mínimas de referencia para dos o más de las infraestructuras del Tipo I, independientemente del número de infraestructuras afectadas del Tipo II.

c. Ponderación de la variable

Tal y como justificó Calvo (2003), esta variable tendrá ponderación máxima o 2 para el elemento del medio al que afecta, *salud* y *sociedad*, ya que está relacionada directamente él.

8. Distancia a masas de agua superficiales

a. Definición y justificación de la variable

La contaminación de masas de aguas superficiales por los lixiviados procedentes de los residuos es uno de los riesgos más importantes que puede generar un vertedero (Kjeldsen y Christophersen, 2001). Ésto es debido a que cuando los residuos o sus lixiviados tienen contacto directo con las corrientes de agua se produce un incremento de las cargas orgánicas así como una disminución del oxígeno disuelto, aumentando los nutrientes, nitrógeno y fósforo, lo que ocasiona el crecimiento descontrolado de algas que dan lugar a los procesos de eutrofización. Como resultado se produce una afección a la calidad del agua superficial y causando la muerte de peces como consecuencia de la tensión en la vida acuática (Hodgkiss y Lu, 2004; Barlaz *et al.*, 2002).

Son numerosas las referencias bibliográficas en las que se recogen datos relativos a la contaminación de masas de aguas superficiales como consecuencia de la presencia de puntos de vertido (Baker, 2005; Kao *et al.*, 2003; Zafar y Alappat, 2004). Por ejemplo el agotamiento del oxígeno en la superficie del agua provoca la sofocación de peces por acumulación de óxidos de hierro en las branquias (Christensen *et al.*, 2000) así como a la generación de malos olores y deterioro del aspecto de los cursos de agua (Jaramillo, 2002). La presencia de contaminantes de elevada toxicidad en el lixiviado procedente de vertederos, afecta también a la fauna presente en las aguas superficiales (Wake y Morowithz, 1990; Carey y Bryant, 1995).

Se justifica por tanto la elección de esta variable de vertedero, ya considerada por Calvo (2003), con la denominación *existencia de aguas superficiales*, utilizando como criterio de clasificación la distancia a las mismas. Cuanto mayor sea la cercanía del punto de vertido a los cauces superficiales mayor será el riesgo de contaminación del elemento hídrico superficial. En este sentido Laguna *et al.*, 2002, establece como uno de los principales factores para la localización de nuevos vertederos los canales hidrogeográficos, así como las distancias a las áreas de inundación costera potencial (Figura 4.11); otros autores como Leao *et al.* (2004) resaltan la importancia de mantener alejados los residuos de las masas de agua superficial para protegerlas de la contaminación por lixiviado; con este mismo criterio, Kontos *et al.* (2005), proponen en su metodología para ubicación de vertederos, la clasificación de esta variable en función de su mayor o menor grado de idoneidad en su ubicación, teniendo para ello

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

en cuenta la normativa aplicable que exige unas distancias de protección en masas de aguas superficiales en relación a la ubicación de vertederos.

Por este motivo se ha modificado la denominación de la variable que en la metodología original se denominaba *existencia de aguas superficiales* (Calvo, 2003) y que se ha renombrado a *distancia a masas de aguas superficiales*. Esta variable, que lógicamente afectará al elemento del medio *aguas superficiales* se ha clasificado en la metodología EVIAVE como variable relacionada con la *ubicación* del punto de vertido.



Figura 4.11: Vertedero de Ávalo. Isla de la Gomera (www.atan.org)

b. Clasificación de la variable

En el anexo I de la Directiva 31/1999, apartado 1, se dan las directrices generales y consideraciones que se deberán tener en cuenta para la ubicación de un vertedero indicando que deberán tomarse en consideración las distancias entre el límite del vertedero y las vías fluviales y masas de agua superficiales, no haciendo alusión alguna a cuales deben ser estas distancias.

Es por tanto necesario establecer una serie de requisitos destinados a fijar unas zonas de protección en los cursos de aguas significativos, embalses y la franja litoral. Para ello se ha consultado diferente bibliografía y normativa.

El *Manual de gerenciamiento integrado do lixo municipal* (IPT, 1995) establece como criterio de ubicación de un vertedero sanitario a más de 200 m, y en caso de que éste sea menor deberá estar autorizado por el organismo ambiental competente.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Petts (1993), Stegmann (1983) y Barcelona (1990) establecen tres criterios diferentes en lo que se refiere a la cercanía a los cauces superficiales. Petts (1993) establece que la distancia debe ser de 600 m a cualquier tipo de hidrogeología (principal o secundaria). Stegmann (1983) sugiere una distancia de seguridad de 900 m de cualquier tipo de hidrogeología superficial.

Leao *et al.* (2004) establece que áreas dentro de 300 m de cuerpos de aguas y humedales no son convenientes para la localización de un vertedero y establece una metodología en la que propone unos factores de sostenibilidad valorados entre 1 y 100; dicha sostenibilidad se incrementa linealmente con la distancia, alcanzándose la distancia más segura a los 1000 metros.

De acuerdo a la normativa Griega y Europea, Kontos *et al.* (2005) indican en su metodología desarrollada para la ubicación de vertederos, que la disposición de residuos en vertederos cerca de masas de aguas superficiales, no está permitida. Para llevar a cabo la clasificación de la variable consideraron, no sólo el tipo de masa de agua, sino también su tamaño, obteniendo así la clasificación y valoración de la variable, recogida en la Tabla 4.24, en las que las variables se clasifican en función de su mayor o menor grado de idoneidad (de 10 a 0 respectivamente) en su ubicación.

Tabla 4.24: Distancia del vertedero a las aguas superficiales (Kontos *et al.*, 2005)

Distancia	Valor
Distancia mayor a 500 m de pequeños ríos, gargantas, barrancos y arroyos, fuera de cualquier masa de aguas superficiales y fuera de cualquier cuenca hidrológica que proporciona agua a masas de agua superficiales	10
Distancia 200-500 m a pequeños ríos, gargantas, barrancos y arroyos	7
Distancia < 200 m a pequeños ríos, gargantas, barrancos y arroyos	5
Dentro de una masa de agua superficial	3
Dentro de una cuenca hidrológica que proporciona agua a masas superficiales	0

Szanto *et al.* (1984) en su Guía metodológica de evaluación de vertederos establece una clasificación para una variable del mismo nombre en las siguientes categorías: no existentes en las cercanías, residuos cercanos a las aguas superficiales, residuos en contacto con las aguas superficiales; fue valorada con 0 (mejor situación), 3 ó 9 (peor situación), respectivamente.

Basándose en la clasificación anterior, Calvo (2003) estableció la siguiente: *residuos en contacto directo; cercana*, si se encuentra a menos de 50 m, y se le asigna valor 3; *media* si se encuentra entre 50 y 700 metros, valorada con 1; *lejana*, si la masa de residuos se encuentra a más de 700 m. de cualquier masa de agua superficial y

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

valorada con 1. Cuando el residuo está en contacto directo con las aguas superficiales ya no será necesario valorar el resto de variables definidas para dicho elemento del medio porque la probabilidad será igual a la unidad. Esto será independiente de cual sea la condición del resto de las variables pues se está produciendo contacto.

Este último criterio supone que en caso de estar el residuo en contacto directo con la masa de agua no se analizan. El resto de variables del elemento del medio aguas superficiales, lo que supone un pérdida de información en relación a las mismas, por ejemplo compactación, existencia de impermeabilización y de sistema de drenaje superficial, control de lixiviados, presencia de un material de cobertura, pendientes adecuadas, etc. Por otro lado el intervalo de distancias fijado 700-50 m. es muy amplio, existiendo información en la que se observan intervalos menores.

Por los motivos expuestos se ha hecho una nueva clasificación de la variable en cinco categorías, para lo cual se han usado diferentes criterios de distancias analizados. El criterio de Leao *et al.* (2000) se ha considerado para establecer la distancia máxima, 1000 m, próxima a los 900 m. fijados por Stegman (1983); el criterio de 700 m establecido por Calvo (2003), próximo a los 600 m fijados por Petts (1993), ha sido utilizado para fijar el límite del siguiente intervalo; el criterio establecido por Leao *et al.* (2000) en relación a la distancia mínima, 300 m marca el penúltimo intervalo, próximo a los 200 m. fijados por Kontos *et al.* (2005) previo al contacto directo; finalmente el criterio establecido por Calvo (2003) como distancia crítica, previa al contacto directo ha servido para fijar el último valor del intervalo. La nueva clasificación se recoge en la Tabla 4.25.

Tabla 4.25: Clasificación de la variable *distancia a masas de aguas superficiales*.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Distancia a masas de aguas superficiales	Muy bajo	1	Muy alta	Aguas superficiales situadas a distancia superiores a 1000m
	Bajo	2	Alta	Aguas superficiales situadas a distancias comprendidas entre 1000-700m.
	Medio	3	Media	Aguas superficiales situadas a distancias entre 700-300m.
	Alto	4	Baja	Aguas superficiales situadas entre 300 – 50 m.
	Muy alto	5	Muy baja	Aguas superficiales situadas a menos de 50 m o bien residuos en contacto directo con las aguas superficiales

c. Ponderación de la variable

En el caso de la probabilidad de contaminación de las aguas superficiales, la variable relativa a la *distancia de la masa de residuos a aguas superficiales* tiene una ponderación máxima y de valor 2, ya que a pesar de no estar relacionada directamente con ninguno de los tres elementos estructurales definidos, influye directamente en la contaminación de las *aguas superficiales* (Calvo, 2003).

9. Distancia a núcleos poblados

a. Definición y justificación de la variable

La población que vive cerca de los lugares de vertido está expuesta a contaminantes que pueden llegar a ellos por el aire, el agua o el suelo. En la contaminación del aire incluye la migración de gases, polvo y productos químicos, especialmente durante la explotación. Las aguas superficiales y subterráneas se pueden contaminar, llegando a afectar a fuentes públicas para abastecimiento o bien a aguas con fines recreativos; por ejemplo Snack *et al.*, (2005) demuestra que buena parte de los compuestos presentes en el lixiviado pueden estar debidos a la existencia de residuos domésticos peligrosos. La contaminación del aire, agua y suelo puede también afectar al crecimiento y consumo de alimentos, agrícolas y ganaderos. Por todo lo indicado, un vertedero supone un riesgo para la salud de la población próxima (Upton, 1989).

A pesar de ello, hay pocos estudios que respalden el citado riesgo. Por ejemplo, es conocida la potencial teratogenidad de muchos de los productos químicos eliminados en vertederos, como metales pesados, pesticidas, disolventes, etc., pero es necesario desarrollar estudios que justifiquen niveles de afección. Entre la bibliografía consultada se puede encontrar los estudios realizados a mujeres embarazadas que vivían cerca de vertederos en Estados Unidos (Croen *et al.*, 1997; Geschwind *et al.*, 1992), incluyendo el conocido incidente en el Love Canal (Goldaman *et al.*, 1985) o el estudio de Geschwind *et al.* (1992). Estos estudios mostraron la existencia de anomalías cromosómicas en bebés nacidos de madres que vivían cerca de los vertederos, con un incremento mayor del riesgo si eran áreas localizadas cerca de las zonas de vertido de plásticos químicos como el estireno.

La percepción que el hombre tiene de los puntos de vertido incluye los aspectos relacionados con su posible afección a la salud humana. En una encuesta realizada en

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Nepal se muestra como el 59% de los encuestados consideraban los vertederos como un problema muy importante. En el estudio que Al-Yaqout *et al.* (2002) realizaron en Kuwait, en relación a la percepción pública de los vertederos y su efecto sobre la salud pública, se mostró que también más del 50% de los encuestados se sentía dentro del efecto de los impactos generados por los vertederos.

Por todo lo indicado es necesario considerar este aspecto a la hora de ubicar, diseñar y gestionar un vertedero (Upton, 1989). Se justifica así la elección de la variable *distancia a núcleos poblados* por Calvo (2003), que consideraba la distancia que existe desde el punto de vertido al núcleo poblado más cercano, incluyendo poblaciones aisladas, afectando al elemento del medio *Salud y Sociedad*. La justificación y definición de la misma se mantiene en la nueva metodología EVIAVE, en la cual se ha clasificado como variable de *ubicación*.

b. Clasificación de la variable

En la bibliografía consultada se recogen diferentes estudios y normativas relativos a los criterios que permiten establecer las distancias a las que se deben ubicar los vertederos, respecto a los núcleos de población, con la finalidad de reducir los efectos negativos de las posibles emisiones sobre sus habitantes.

En el estudio EUROHAZCON se analizaron 21 vertederos en 5 países europeos, con la finalidad de detectar la asociación entre distancias de residencia al vertedero y riesgo de anomalías cromosómicas, aplicando para ello un modelo de regresión binómico, para residentes en zonas de máxima exposición a vertederos de residuos peligrosos (menos de 3 km), frente a otras poblaciones localizadas a mayor distancia (3-7 km), definiendo para ello casos de nacimientos vivos, muertos y nacimientos con anomalías (Dolk H. *et al.*, 2002); se pudo observar un significativo incremento en el riesgo de anomalías congénitas para 295 de los 511 casos estudiados en zonas localizadas a menos de 3 km del punto de vertido; en el caso de zonas localizadas entre 3 y 7 km el riesgo de anomalías era de 794 sobre las 1855 analizadas, ligeramente inferior al anterior, pero todavía importante; finalmente estas cifras disminuían sustancialmente en áreas de estudio localizadas a más de 7 km de los puntos de vertido (Vrijheid M. *et al.*, 2000).

En España el Reglamento de actividades molestas e insalubres (Decreto 2414/61 de 30 de noviembre) recoge que los vertederos deben localizarse a una distancia no

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

inferior a 2,5 km de los núcleos urbanos, debido a la posibilidad de migración de gases de forma lateral y especialmente por las afecciones a estos núcleos colindantes por olores, ruidos y vectores contaminantes que contribuyen a la propagación de los efectos negativos.

Villalobos (1991) estableció una clasificación y valoración de la variable denominada *proximidad de vertederos a viviendas*, cuantificándolas en función de su cercanía y la presencia de edificaciones cercanas de baja o alta densidad. La clasificación y su valoración era la siguiente:

1. Edificaciones cercanas inexistentes.
3. Construcciones próximas muy escasas y dispersas.
5. Zona rural próxima con edificaciones dispersas.
7. Zona rural próxima con edificaciones abundantes o zona industrial urbana.
9. Núcleo urbano próximo de alta densidad.

Letón y Omotsho, 2004, establecieron que la localización de un vertedero no debía estar a menos de 280 m de viviendas humanas.

El Estudio de Localización de Vertederos de la Quinta Región de Valparaíso (MIMBU, 2000) clasificó la distancia medida desde el borde de la masa de residuos al borde del núcleo en tres zonas: distancia inferior a 2 km, media distancia comprendida entre 2 km y 3 km y lejana si era superior a 3 km.

Kontos *et al.* (2005) establecieron en su metodología para ubicación de vertederos, que de acuerdo con la normativa vigente de la Unión Europea, era necesaria una distancia mínima de 500 m con respecto a las áreas urbanas.

Nekhay *et al.* (2007) establece una división cuyo límite lo fija en 100 m, considerándolo como negativo para distancias inferiores.

Calvo (2003) utilizó los criterios establecidos por MIMBU (2000) en el Estudio de Localización de Vertederos de la Quinta Región de Valparaíso, para la clasificación de la variable, estableciendo para ello tres niveles. Sin embargo se ha considerado, que tal y como indica Villalobos (1991), sería necesario incluir en dicha clasificación, no solo las distancias, sino también referencia a la densidad de población.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

En base a los criterios mencionados en la bibliografía antes indicada, y teniendo en cuenta que se considerará alta densidad de población si se superan los 10.000 habitantes/km² (Diputación de Granada e Instituto GeoMinero de España, 2000), se establece una nueva clasificación que queda tal y como se recoge en la Tabla 4.26. En esta clasificación se establece un perímetro de protección alrededor de los núcleos de 3 Km. ya que es la distancia más utilizada en las metodologías y estudios anteriores; a partir de él se establecen el resto de los intervalos.

Tabla 4.26: Clasificación de la variable *distancia a núcleos poblados*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Distancia a núcleos de población	Muy bajo	1	Muy alta	Edificaciones inexistentes en un perímetro de protección con radio superior a 3 Km.
	Bajo	2	Alta	Edificaciones escasas y dispersas localizadas a más de 2 Km y a menos de 3km del vertedero.
	Medio	3	Media	Existencia de una zona rural próxima entre 2 y 3 Km.
	Alto	4	Baja	Localización de zona rural, de baja densidad de población, a una distancia menor a 2 Km. con edificaciones abundantes o zona industrial urbana.
	Muy alto	5	Muy baja	Existencia de un núcleo urbano, con alta densidad de población, a menos de 2 Km.

c. Ponderación de la variable

La ponderación de esta variable adquiere un valor máximo 2 para el elemento del medio al que afecta, *Salud* y *Sociedad*, ya que está relacionada directamente con la afección a la salud de los habitantes de los núcleos de población así como al rechazo social que su ubicación suele plantear (Calvo, 2003).

10. Edad del vertedero

a. Definición y justificación de la variable

La materia orgánica presente en un vertedero sufre un proceso de degradación, hasta su total estabilización. Por ello el vertedero puede considerarse como un biorreactor cuya vida varia en función de los residuos depositados, así como las condiciones del mismo, oscilando entre 10 a 20 años, según Hiseh y Huang (1991) o Lo (1996), e incluso llegar a alcanzar los 100 años (Mavropoulos, 2002). Como consecuencia, y a

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

medida que la materia orgánica se va degradando, se observan diferencias en el poder contaminante entre vertederos jóvenes y antiguos, siendo los segundos los menos agresivos con el medioambiente.

El lixiviado generado en un vertedero cambia su composición a lo largo del tiempo. Normalmente en los vertederos jóvenes, hasta los 5 años aproximadamente, la concentración de la materia orgánica (DBO₅ y DQO) es mayor, y posteriormente se va reduciendo gradualmente con la edad (Chen, 1996; Chian y DeWalle, 1997). Cuando los residuos se eliminan en el vertedero se inicia una degradación de la fracción orgánica, resultando un lixiviado con altas concentraciones de compuestos fácilmente biodegradables (ácidos volátiles). Con la edad se van encontrando mayores concentraciones de compuestos refractarios de alto peso molecular, en lugar de la materia orgánica biodegradable, debido a que los principales compuestos orgánicos presentes son largas cadenas de carbohidratos y/o sustancias húmicas que dan lugar a una disminución de la relación DBO₅/DQO (Gau *et al.*, 1991), indicativa de una menor biodegradabilidad del mismo. Por ejemplo la relación DBO₅/DQO inicialmente se encuentra entre 0,6 y 0,8; en vertederos con más de cinco años de explotación ésta baja hasta 0,2 a 0,4 (Chen, 1996). En la Tabla 4.27 se muestra la composición en diferentes estados de descomposición.

También la composición y generación del biogás se ve afectada por el paso del tiempo (Mor *et al.*, 2006). En la Figura 4.12 se representan los datos típicos sobre la distribución porcentual en función del tiempo de los principales gases encontrados en un vertedero recientemente agotado. Tal y como se observa, el nitrógeno y el dióxido de carbono disminuyen con el tiempo y la producción de metano presenta el efecto contrario. En condiciones normales, la velocidad de descomposición medida por la producción de gas llega a su cima dentro de los primeros dos años y después baja lentamente continuando en muchos casos durante periodos de hasta 25 años o más (Tchobanoglous, 1998).

En el caso concreto del metano, el componente más problemático de estas emisiones, se genera en la etapa de madurez del vertedero (Christensen *et al.*, 2000). Existen diferentes métodos que proporcionan datos relativos a las emisiones de gases en función de la edad del vertedero, calculadas a partir de datos como cantidades históricas, composición, prácticas de deposición en distintas décadas o balance de masas (Bingemer y Crutzen, 1987; Kumar *et al.*, 2004). La Figura 4.13 muestra una representación en la cual el área del triángulo es el equivalente del gas emitido en un

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

periodo por cada tonelada de residuo depositado, teniendo en cuenta el método denominado FOD (first order decay) (Kumar *et al.*, 2004); puede observarse como, tras alcanzar una producción máxima en la madurez del vertedero, se reduce la emisión de biogás en los vertederos más antiguos.

Tabla 4.27: Composición de lixiviados en distintas etapas (Bell, 1999)

Parámetro ¹⁵	Lixiviado de residuos recientes	Lixiviado de residuos antiguos.
pH	6.2	7,5
DQO	23800	1160
DBO	11900	260
TOC	8000	465
Ácidos grasos	5688	5
Nitrógeno amoniacal	790	370
Óxidantes	3	1
Fosfato	0,73	1,4
Cloruro	1315	2080
Sodio	960	1300
Magnesio	252	185
Potasio	780	590
Calcio	1820	250
Manganeso	27	2,1
Hierro	540	23
Niquel	0,6	0,1
Cobre	0,12	0,3
Cinc	21,5	0,4
Plomo	8,4	0,14

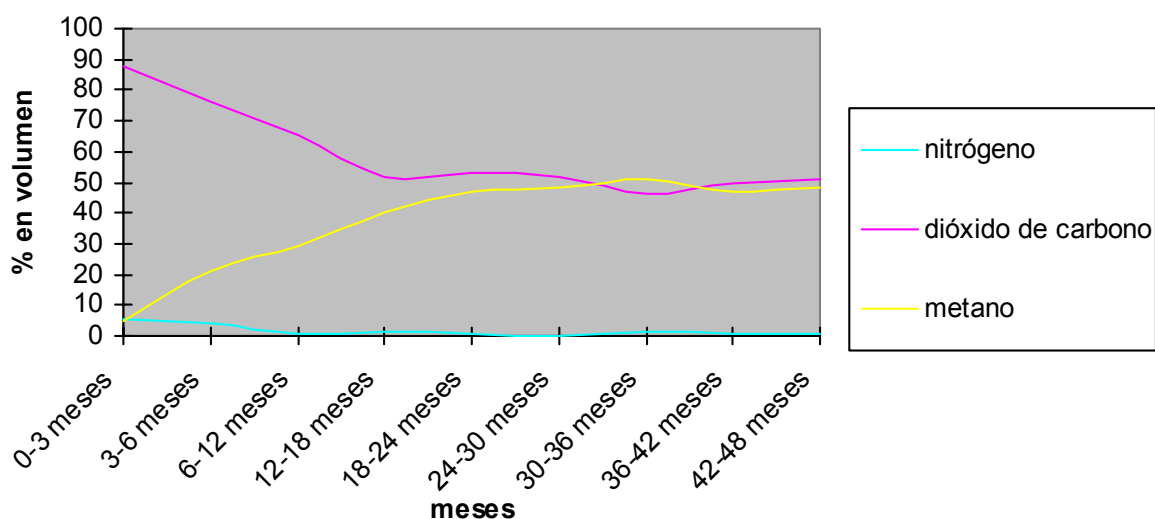


Figura 4.12: Distribución de biogás en el tiempo (Tchobanoglous, 1998)

¹⁵ Todos excepto el pH expresados en mg/l.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

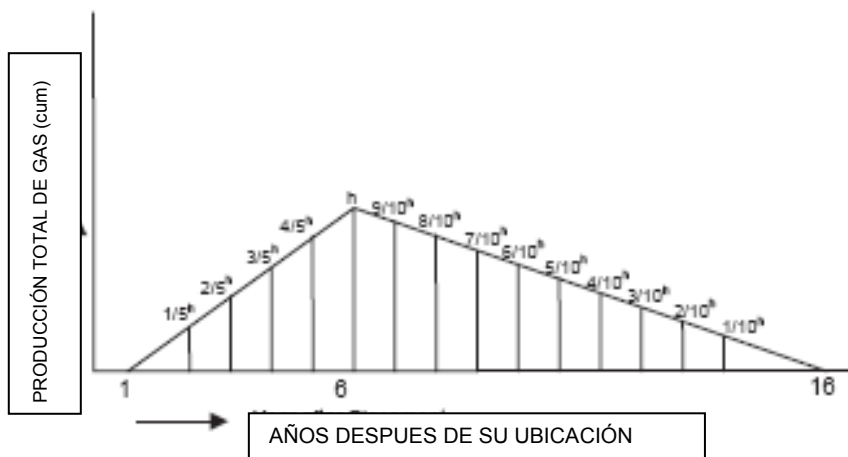


Figura 4.13: Emisión de gas en un vertedero (Kumar *et al.*, 2004)

Esta variable fue contemplada por Calvo (2003), afectado a todos los elementos del medio *aguas superficiales y subterráneas, suelo, atmósfera y salud y sociedad*, dada su implicación en la composición y generación de lixiviado y biogás. En el caso del elemento del medio suelo, esta variable se estudió combinaba con la composición de los residuos. En la revisión de la metodología se ha considerado oportuno mantener separadas ambas variables, ya que entre las hipótesis de partida está la utilización de variables independientes. La variable en la metodología EVIAVE se ha clasificado como de *diseño y explotación*.

b. Clasificación de la variable

Calvo estableció una clasificación de la variable definiendo para ello tres intervalos: *joven* (0-2 años), *edad media* (2-10 años) y *edad madura* (> 10 años), a los que se les asignaba los siguientes valores, respectivamente, 3, 2 y 1. Esta clasificación se basó en los criterios establecidos por Tchobanoglous (1998) que considera maduro un vertedero con más de 10 años y que difieren de otros consultados. Por ejemplo Bendz *et al.* (1997) consideran vertederos jóvenes a aquellos cuya edad está en torno a los 7 años. Por este motivo, y debido a la necesidad de hacer cinco intervalos de clasificación, se va a hacer una revisión de la clasificación de esta variable.

Tal y como se ha indicado la composición del lixiviado varía con la edad (Misgav *et al.*, 2001), decreciendo su contenido orgánico y consecuentemente disminuyendo su potencial contaminante (Kiely, 1999), tal y como se recoge en la Tabla 4.29. Se estima

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

que en los 2 o 3 primeros años la carga orgánica es mayor, y posteriormente va decreciendo, hasta estabilizarse entre los 6 y los 15 años (Bell, 1999).

En lo que se refiere a la producción de biogás, también se ha indicado que su producción decrece con el tiempo (Misgav *et al.*, 2001). En condiciones normales la producción de gas llega a su cima dentro de los primeros dos años y después baja lentamente continuando en muchos casos durante periodos de hasta 25 años o más (Tchobanoglous, 1998). Autores como Kiely (1999) realizan una descripción idealizada del metabolismo de un vertedero estableciendo para ello cuatro fases secuenciales, tal y como muestra la Tabla 4.28. La IPPC (1996) considera, sin embargo, que la degradación ocurre en dos fases; la primera comienza después de un año de deposición y el rango se incrementa de forma continua durante 6 años; la segunda se inicia cuando el rango de generación de gas decrece y sigue hasta la producción 0, pasados 15 años.

Tabla 4.28: Descripción del metabolismo de un vertedero (Kiely, 1999)

FASE	DURACIÓN	DESCRIPCIÓN
Aerobia inicial	Entre unos pocos días o unas semanas	Se permite la difusión del oxígeno en la masa de residuos o consume su contenido original ya que algunos de los orgánicos más desagradables se descomponen.
Primera transición	Entre unas semanas y meses	Sigue la fase aerobia y comienza la anaerobia. Esta fase también se llama ácida por el desarrollo de ácidos orgánicos, primero como ácidos grasos y luego como ácidos grasos volátiles.
Segunda transición	Entre 3 y 5 años	Desarrollan las bacterias metanogénicas y empiezan a convertir los ácidos simples como el acético y el fórmico y el metanol a gas metano. Este estadio es inestable hasta que se establece un equilibrio entre la generación del ácido y la producción del metano.
Fase del metano		Los ácidos orgánicos se consumen continuamente por la bacteria metanogénica. Los productos originados del proceso de estabilización se pueden encontrar en el lixiviado y en el gas de vertedero con un contenido en metano y dióxido de carbono del 45 al 65% en volumen.

Read *et al.* (1997) realizaron un estudio sobre el serio problema que constituían los vertederos en Inglaterra, en su manejo y disposición. Para ello llevaron a cabo una serie de encuestas a autoridades y a compañías del sector público o privado, en las que se planteaba una pregunta sobre la predicción de vida del vertedero. En los cuestionarios establecieron los siguientes rangos de edad en los vertederos:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- De 1 a 5 años.
- De 5 a 10 años.
- De 10 a 15 años.
- De 15 a 20 años.
- Más de 20 años.

En el mismo documento también se tiene en cuenta el tiempo que llevan usando el método de disposición del vertedero con los siguientes rangos:

- De 1 a 3 años.
- De 3 a 5 años.
- De 5 a 10 años.
- De 10 a 15 años.
- Más de 15 años.

La revisión de la bibliografía consultada marca más o menos el intervalo de 5 años como el más problemático en cuanto a la composición del lixiviado. Por ese motivo se establecerá en esta edad el primer intervalo. Teniendo en cuenta los criterios de Tchobanoglous (1994), el siguiente límite se fijará en 10 años. A partir de este valor no se han encontrado referencias bibliográficas que puedan ayudar a establecer más intervalos, salvo las encuestas realizadas por Read *et al.* (1997), que han sido usada para fijar el resto, tal y como se recoge en la Tabla 4.29.

Tabla 4.29: Clasificación de la variable *edad del vertedero*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Edad	Muy bajo	1	Muy viejo	Más de 20 años
	Bajo	2	Viejo	15-20 años
	Medio	3	Maduro	10-15 años
	Alto	4	Edad media	5-10 años
	Muy alto	5	Joven	Hasta 5 años

c. Ponderación de la variable

Tal y como justificó Calvo (2003), la ponderación de esta variable tiene valor mínimo (1) para todos los elementos del medio, ya que no afecta directamente a ninguno de

los elementos estructurales, ni tampoco influye directamente en los elementos del medio.

11. Erosión

a. Definición y justificación de la variable

La erosión es esencialmente un proceso de suavización o nivelación en el que el material puede ser transportado, rodado y arrastrado por la fuerza de la gravedad. Los principales agentes que intervienen en la disolución y ruptura de las partículas son el viento y el agua (Hudson, 1982).

López (1993) considera que los impactos sobre el suelo pueden verse incrementados o acelerados por la actividad humana secular en territorios de transición. Se consideran dos tipos de erosión:

1. La **erosión hídrica**, que se entiende como el proceso de disgregación y transporte de las partículas del suelo por la acción de las aguas en movimiento. Las gotas realizan un aporte continuo de disolventes limpios que favorecen la mezcla con las fracciones solubles de la basura (Jiménez, 2000). En ella se incluyen:
 - La *erosión laminar* que resulta poco perceptible aún cuando ocurre a velocidad bastante rápida sobre todo si el suelo se cultiva con frecuencia.
 - La *erosión por golpeteo o salpicadura*.
 - La *erosión en surcos y cárcavas*, que abre pequeños canales de algunos centímetros de profundidad en terrenos donde hay concentración de escorrentía. Esta erosión arrastra la capa superficial. Los surcos pueden desaparecer con los movimientos superficiales de la capa
 - *Movimientos de masas* (corrimientos de tierras, corrientes de fango y solifluxión).

Fournier (1960) analiza la relación entre producción de sedimentos y precipitación media anual, y pone de manifiesto la existencia de épocas de producción relacionados con los valores de precipitación propios de medios semiáridos. Este mismo autor diferencia dos tipos de procesos de erosión provocados por las avenidas:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- *Erosión lineal*. Producida en el lecho o fondo de los cauces, y en los márgenes de los mismos, están causada por la energía de la corriente que discurre por el cauce.
- *Erosión real*. Se produce en toda la superficie de la cuenca y está provocada por la precipitación al caer sobre los suelos. Con precipitaciones de alta intensidad se produce el despegue de las partículas de suelo debido al impacto de las gotas de lluvia. Cuando se acumula en alguna parte de la pendiente un flujo superficial suficiente se produce una pequeña socavación, y si la turbulencia del flujo es suficiente para sacar partículas del fondo y paredes del pequeño canal formado, se iniciará un proceso de erosión en cárcava. En estos materiales si la pendiente es suficientemente pronunciada se producirá flujo de agua en superficie y la pérdida de material por erosión. La vegetación ocupa un papel destacado pues impide el impacto directo de las gotas de lluvia sobre el residuo, retiene agua de precipitaciones, favorece la infiltración y sus raíces ejercen una función de sujeción de los suelos. El abandono del suelo deja condiciones muy favorables para la erosión.

2. La **erosión eólica**, que produce el arrastre de la capa superior u horizontal aumentando así la aridez y la desertización, con las consecuencias negativas que este efecto tiene para el medioambiente (Ledesma, 2000).

Glysson (2003) considera que el espesor de la capa de erosión depende de la profundidad de penetración en la aparición de escarchas y de la corrosión potencial. La capa de erosión también se denomina capa de repoblación o capa de vegetación, aunque en algunos casos también puede estar constituida por asfalto u hormigón, que solo podrán deteriorarse debido a expansión térmica y a deformaciones causadas por los usuarios.

Los procesos de erosión se dan también en los vertederos, siendo la denominada erosión hídrica real la que encontraremos en estos casos. Como consecuencia de ella las basuras pueden ser movilizadas o arrastradas con su consiguiente afección al medio. Por lo tanto es necesario buscar ubicaciones de vertederos en zonas con bajo riesgo de erosiones.

Calvo (2003) no consideró esta variable, sin embargo los motivos antes expuestos justifican su inclusión. Afectará al elemento del medio *suelo* y se ha clasificado como variable de *ubicación*.

b. Clasificación de la variable

Para llevar a cabo la clasificación de esta variable se ha tenido que acudir a estudios que definen diferentes niveles de erosión en los suelos, ya que no se ha encontrado bibliografía alguna que analice el riesgo de erosión en la masa de residuos.

Fournier (1968) realizó un mapa de distribución mundial de la erosión y refleja la distribución de las zonas de levantamiento cortical en áreas tectónicas activas ligadas a zonas de subducción. Así pues, el factor tectónico condiciona la erosión con independencia de situaciones climática variables con la latitud. No obstante existe influencia de la climatología, pudiéndose observar valores elevados de denudación en áreas estables sometidas a intensa meteorización en zonas tropicales. Las zonas continentales de mayor producción de sedimentos corresponden a los grandes sistemas montañosos activos. Las zonas de mayor erosión se corresponden principalmente con áreas de clima de montaña o con áreas tropicales, si existe asociación con accidentes productores de elevaciones litosféricas. La Tabla 4.30 recoge esta clasificación.

Tabla 4.30: Clasificación de la erosión expresado en toneladas/km²/yarda (Fournier, 1968)

Mayor de 2000	Entre 1000-2000	Entre 600-1000	Entre 60-600	Entre 10-60	Entre 0-10
---------------	-----------------	----------------	--------------	-------------	------------

La FAO (Food and Agricultura Organization of the United Nations) (1980) establece un factor de subsuelo al descubierto (áreas de suelo sin protección vegetal) expresado como porcentaje de área, tal y como se recoge en la Tabla 4.31. En estos casos la vegetación juega un papel importante puesto que impide el impacto directo de las gotas de lluvia sobre el residuo, retiene el agua de precipitación, favorece la infiltración y además las raíces ejercen una función de sujeción de los suelos (Ledesma, 2000). Este organismo también establece una clasificación del porcentaje del área total de cárcavas, recogida en la Tabla 4.32. En ambos casos los factores indicados están en relación directa con la erosión del suelo.

Tabla 4.31: Factor de suelo al descubierto expresado en % (FAO, 1980)

< 10%	10-25%	25-50%	> 50%
-------	--------	--------	-------

Tabla 4.32: área total de cárcavas (FAO, 1980)

< 10%	10-25%	25-50%	> 50%
-------	--------	--------	-------

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Storie (1970) establece una clasificación de la erosión que tiene la particularidad de considerar conjuntamente los factores hídricos y eólicos, y que se recoge en la Tabla 4.33.

Tabla 4.33: Clasificación de la erosión (Storie, 1970)

E.1	Erosión ligera: menos del 25% de la capa superficial eliminada; puede tener cárcavas poco profundas.
E.2	Erosión hídrica moderada: erosión laminar moderada con cárcavas poco o moderadamente profundas: hasta un 50% de la capa superficial eliminada; el subsuelo aparece en algunos lugares.
E.3	Erosión hídrica grave; con casi toda la capa superficial eliminada de tal manera que el subsuelo se muestra en más del 50% del área erosionada; cárcavas de tamaño moderado.
E.4	Erosión hídrica muy grave: pérdida de toda la capa superficial y parte del subsuelo; terreno cortado por cárcavas profundas
E.5	Deslizamientos de tierra, por lo general donde se ha acumulado excesivamente el agua en el subsuelo; con frecuencia ocurre en terrenos de arcilla endurecida.
2.W	Erosión eólica moderada: con formación de pequeñas dunas.
3.W	Erosión eólica intensa; apilamiento de material arenoso en grandes dunas. Depósito perjudicial de material del suelo arenoso en las tierras más bajas.

Debelle (1971) propugna una clasificación para la erosión de los taludes, en la que se tiene en cuenta la profundidad de los regueros o surcos provocados por la misma. Existe también otra clasificación que relaciona la erosión con el uso de maquinaria; en este caso los grados elevados de erosión corresponden a espesores efectivos reducidos a la capa superficial y el uso inmediato está limitado. Cuando la erosión se traduce a la presencia de surcos y barranqueras las limitaciones en el uso de la maquinaria son consecuencia de obstáculos físicos que ellas representan y por tanto son una limitación para la maquinaria que puede ser utilizada. En este sentido Monturiol *et al.* (1978) distinguen:

- *Erosión laminar*: diminutos reguerillos ocasionalmente presentes.
- *Erosión en reguerillos*: reguerillos de hasta 15 cm. de profundidad.
- *Erosión inicial en regueros*: numerosos pequeños regueros de 15 a 30 cm. de profundidad.
- *Marcada erosión en regueros*: numerosos regueros de 30 a 60 cm. de profundidad. No impiden aunque afectan al uso de maquinaria pesada.
- *Erosión avanzada*: regueros o surcos de más de 60cm de profundidad. Impiden el uso de maquinaria pesada pero afectan poco al uso de maquinaria ligera y de tracción animal.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Es esta última clasificación, con cinco condiciones, la que se ha empleado para definir la nueva variable, por su facilidad a la hora de cuantificarla en las visitas al vertedero. La Tabla 4.34 recoge los valores asignados en cada caso.

Tabla 4.34: Clasificación de la variable *erosión*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Erosión	Muy bajo	1	Muy baja	Existencia de diminutos reguerillos ocasionalmente presentes.
	Bajo	2	Baja	Existencia de reguerillos de hasta 15 cm. de profundidad.
	Medio	3	Media	Existencia de numerosos y pequeños regueros de 15 a 30 cm. de profundidad.
	Alto	4	Marcada	Existen numerosos regueros de 30 a 60 cm. de profundidad. No impiden aunque afectan al uso de maquinaria pesada.
	Muy alto	5	Avanzada	Se observan regueros o surcos de más de 60cm de profundidad. Impiden el uso de maquinaria pesada pero afectan poco al uso de maquinaria ligera y de tracción animal.

c. Ponderación de la variable

La ponderación de esta variable alcanzará valor máximo para el elemento del medio *suelo*, debido a tener relación directa con la contaminación de dicho elemento.

12. Estado de los caminos internos

a. Definición y justificación de la variable

Los caminos internos y de acceso al vertedero son focos de producción de ruido, polvo y material particulado debido al tránsito de los vehículos de recolección, transferencia o maquinaria de operación en vertedero. El material particulado (Figura 4.14) es desplazado por el viento a distancias considerables del perímetro del vertido causando impacto sobre plantas, medio hídrico, operarios del vertedero y poblaciones cercanas, accidentes por falta de visibilidad, e incluso dificultan el tránsito de los propios vehículos que transportan los residuos (Calvo, 2003; Fantelli y Álvaro, 2001; Glysson, 2003), que puede eliminarse con un adecuado diseño (Figura 4.15) (Glysson, 2003).

Calvo (2003) definió ya esta variable de vertedero, pero a diferencia de su metodología original, que estimaba afección únicamente a la atmósfera, la metodología EVIAVE

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

considerará los elementos del medio *aguas superficiales, atmósfera, suelo y salud y sociedad*, como susceptibles de verse afectados por la misma, tal y como se ha justificado anteriormente. Se ha clasificado como una variable de *diseño y explotación*.



Figura 4.14: Acceso a vertedero sin asfaltar del área de vertido de Puebla de Don Fadrique (Granada). Elaboración propia



Figura 4.15: Acceso al vertedero asfaltado de Dudai'm en Israel (Greedy y Nissim, 2005)

b. Clasificación de la variable

Es diversa la bibliografía en la que aparecen referencias a las condiciones que deben cumplir los caminos interiores. Entre los criterios que se han encontrado se destaca:

- En cuanto a las dimensiones, Glysson (2003) considera que los caminos del vertedero deben tener una anchura suficiente para permitir el tráfico propio de estas instalaciones. Otros autores especifican que el ancho debe ser suficiente para el paso de los vehículos con estacionamientos a intervalos de 50 m, así como pasos, líneas o señales, nuevas carreteras, etc. (Landfill design, construction and operational practice, 1995; Fantelli y Álvaro, 2001).
- En cuanto a su resistencia, deben construirse para soportar el tráfico pesado (Kiely, 1999; Glysson, 2003) aunque se deberán establecer límites al tamaño de los vehículos, al número de movimientos y al número de horas de trabajo en los que se genere polvo.
- En otras bibliografías consultadas (Landfill design, construction and operational practice, 1995; Fantelli y Álvaro, 2001) se concreta que la superficie debe estar hormigonada o alquitranada, y con pendientes adecuadas para facilitar el drenaje a los lados de la vía de acceso o camino. Hay referencias que recomiendan la pavimentación en todo el trazado hasta la zona de depósito (Kiely, 1999), aunque otros autores, como Glysson (2003), consideran que es

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

posible reducirlo, por ejemplo, hasta la caseta del guardabarrera, ya que así se proporciona un área limpia que facilita la tracción de los neumáticos llenos de barro de los camiones que salen del vertedero.

- Las vías temporales al área de depósitos pueden adecuarse con restos de construcción y las calles para los compactadores deben estar hechas con pavimento de piedra o gravilla debido a los dientes de acero que tienen en las ruedas (Kiely, 1999).
- Las pendientes adecuadas para este tipo y peso de vehículos deben ser de 1:10 (vehículo y cajas automáticas), aunque los vehículos de recogida son capaces de soportar pendientes típicas de 1:15 (Landfill design, construction and operational practice, 1995).

Además de un adecuado diseño, se pueden utilizar medidas correctoras destinadas a reducir la emisión de polvo y material particulado. Fantelli y Álvaro (2001) consideran apropiado aplicar cloruro cálcico. No obstante, se pueden aplicar otras medidas tales como limitar la velocidad de los vehículos, límite a los accesos a las carreteras, aceptación de material particulado en bolsas y regar con la finalidad de reducir los efectos negativos del polvo (Landfill design, construction and operational practice, 1995). En zonas habituales de viento se deben diseñar las pantallas vegetales o pantallas móviles que minimicen el polvo (reducen la velocidad del viento a nivel del suelo). Se pueden cambiar las zonas de vertido cuando las condiciones climáticas produzcan mucho polvo, considerando la orientación de las zonas habitadas cercanas y la vegetación existente que hace de pantalla.

Calvo (2003) estableció una clasificación de la variable *estados de los caminos internos* en deficiente, medio, adecuado e inoperativo. Para ello consideraba un camino de vertedero *deficiente* cuando se reunían las siguientes características:

- En el tránsito de los vehículos en los carriles de acceso al vertedero y en los internos se produce emisión de material particulado.
- No poseen drenaje de la escorrentía de aguas de lluvia o escorrentía.
- No poseen compactación adecuada para evitar asentamientos y formación de bacheados.
- No existe conservación de los mismos en lo que se refiere a la limpieza de materiales ligeros que se hayan acumulado en las cunetas, en el mismo carril o en los alrededores.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Se consideraba la condición de *adecuado* cuando no se cumplían las características nombradas anteriormente. Finalmente un camino tenía la condición de *inoperativo* cuando el vertedero se encontraba cerrado y no existía ninguna posibilidad de entrar al mismo. Calvo (2003) consideraba que esta condición se presentaba en vertederos cuyos accesos se encontraban bloqueados con una cancela o por montículos de tierra que impedían físicamente el acceso al predio. En este caso no se evaluaba la variable.

En la clasificación formulada por Calvo (2003) no se tiene en consideración otros criterios de diseño y medidas correctoras, que inciden en el impacto ambiental de esta variable, y que se han especificado anteriormente. Por ello, y teniendo en cuenta que por la formulación establecida en la metodología en la que hay que diferenciar cinco condiciones, se establece una nueva clasificación de la variable con los requisitos especificados en la Tabla 4.35. En ésta nueva clasificación se considerará que si un vertedero se encuentra cerrado, y no existe posibilidad de acceso al mismo, la probabilidad de afección de esta variable sobre el medio es *muy baja* ya que no hay tráfico de vehículos y se considerará que el vertedero está inoperativo, pero la variable será evaluada, a diferencia de la clasificación hecha por Calvo (2003). También se modifican los requisitos establecidos para considerar que un camino interno está bien diseñado y explotado; éstos son los siguientes:

- a) Existe drenaje para la evacuación de las aguas de lluvia o escorrentía.
- b) Existe conservación de los caminos, limpieza de materiales ligeros acumulados en las cunetas, en el carril o en los alrededores.
- c) Todo el camino está hormigonado o alquitranado hasta la zona de depósito, o al menos hasta la caseta del guardabarrera. Las vías temporales están hechas con restos de construcción compactados que evitan la formación de baches y asentamientos. Las calles para los compactadores deben estar hechas con pavimento de piedra o gravilla debido a los dientes de acero que tienen en las ruedas.
- d) En zonas habituales de viento existen pantallas vegetales o pantallas móviles que minimicen el polvo.

c. Ponderación de la variable

Calvo (2003) definió que esta variable solo afectaba a la atmósfera con valor mínimo de ponderación. Sin embargo, tal y como ha demostrado anteriormente, esta variable sigue ponderándose con un valor mínimo de 1, ya que no está directamente

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

relacionada con ninguno de los elementos estructurales, pero se amplía a los elementos del medio *aguas superficiales, atmósfera, suelo y salud y sociedad*.

Tabla 4.35: Clasificación de la variable *estado de los caminos internos*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
	Estado de los caminos internos	Muy bajo	1	Muy adecuado o innoperativo
Bajo		2	Adecuado	Se cumplen todas las condiciones establecidas camino bien diseñado y explotado, excepto: <ul style="list-style-type: none"> - las vías temporales están hechas con restos de construcción compactados - las calles para los compactadores estén hechas con pavimento de piedra o gravilla
Medio		3	Regular	Existe conservación de los caminos internos pero o no poseen drenaje de la escorrentía o el camino no está hormigonado o alquitranado hasta la zona de depósito
Alto		4	Deficiente	No existen pantallas vegetales o móviles, ni tampoco drenajes pero si existe conservación de los caminos internos del vertedero
Muy alto		5	Inadecuado	No se cumplen ninguna de las condiciones establecidas en el correcto diseño y explotación de los caminos internos

13. Fallas

a. Definición y justificación de la variable

Las fallas son superficies de fractura a lo largo de las cuales se desplazan los lechos de material, con movimientos relativos entre las dos secciones fracturadas, pudiendo ser desplazamiento de tan sólo de pocos centímetros o bien de muchos kilómetros (Legget *et al.*, 1986; Strahler, 1992).

La localización de los puntos de vertido en zonas donde existan fallas es un riesgo ambiental que afecta a la posible contaminación de aguas subterráneas, por ser estas líneas preferenciales de escurrimiento de los perfilados. Puede darse la situación, de que el terreno donde se encuentre ubicado el punto de vertido sea poco permeable, pero se encuentre muy fracturado por fallas de cierta entidad. Esta circunstancia es tanto o más grave que la existencia de terrenos permeables, ya que los líquidos

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

percolados alcanzarán zonas subterráneas a través de las fallas (Calvo, 2003; Tchobanoglous, 1994).

Calvo (2003) consideró que esta variable afectaba sólo a las aguas subterráneas al igual que la metodología EVIAVE. Dicha metodología establece que se clasifique como variable de *ubicación*. Se ha considerado que se trata de una variable que no afecta a los elementos del medio ni está directamente relacionada con los elementos estructurales, aunque sus efectos tienen su repercusión sobre el vaso de vertido y por tanto afectar a las *aguas subterráneas* tal y como se ha justificado anteriormente. Por ello se ha considerado que únicamente afectará a éste elemento del medio.

b. Clasificación de la variable

Teniendo en cuenta la actividad de las fallas, Keller y Pinter (1996) establecen la siguiente clasificación:

- Fallas activas si se ha movido durante los últimos 10.000 años ó durante la época del Holoceno.
- Fallas que se han movido durante el periodo del Cuaternario (los últimos 1.65 millones de años) pueden ser clasificadas como potencialmente activas. El Periodo del Cuaternario es el periodo más reciente del tiempo geológico, y muchos de nuestros relieves se han generado durante el.
- Fallas que no se han movido durante los pasados 1.65 millones de años son consideradas como inactivas. De todos modos, es difícil medir la actividad de una falla en ausencia de fenómenos fácilmente medibles como son terremotos históricos.

Una de las reglamentaciones de la Environmental Protection Agency (EPA), sobre la localización de vertederos, establece que los vertederos no deben localizarse a menos de 60 metros de una falla la cual haya tenido desplazamientos durante la época del Holoceno (EPA, 2000). Este fue el criterio considerado por Calvo (2003) para clasificar la variable, pero sin tener en cuenta el grado de actividad de las fallas. Diferenció los siguientes casos:

- Existente en el mismo vaso (fallas en un radio inferior a 60 m del vertido)
- Si hay fallas en un radio inferior a 60 m del punto de vertido pero escasas.
- No hay fallas en un radio inferior a 60 m del punto de vertido

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Con la finalidad de tener en cuenta también el grado de actividad de las fallas, se ha establecido un nuevo criterio de clasificación que considera las directrices de la EPA (2000), así como la clasificación de las fallas en función de su actividad y propuesta por Keller y Pinter (1996). Lógicamente la menor distancia de un vertedero de una falla, así como la mayor actividad de la misma, proporcionará valores más elevados en la nueva clasificación de la variable, recogida en la Tabla 4.36.

Tabla 4.36: Clasificación de la variable *fallas*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Fallas	Muy bajo	1	No existen	No existen fallas o están a más de 60 metros del vaso de vertido y fuera del perímetro del vertedero.
	Bajo	2	Existen en el entorno del vaso de vertido pero son de baja actividad	Existen fallas a más de 60 metros del vaso, dentro del perímetro del vertedero pero están inactivas desde la época del Terciario y anteriores (más de 1.650.000 años)
	Medio	3	Existen en el entorno del vaso de vertido con actividad media	Existen fallas activas a más de 60 metros del vaso, dentro del perímetro del vertedero (se han movido durante el Holoceno, en los últimos 10.000 años) o pueden estar potencialmente activas porque se han movido durante el Cuaternario (10.000-1.650.000 años)
	Alto	4	En el vaso de vertido pero inactivas	Existen fallas en el vaso de vertido, inactivas (no se han movido durante el Terciario) o potencialmente activas (no se han movido durante el Cuaternario)
	Muy alto	5	En el vaso de vertido	Existen fallas activas en el vaso de vertido (se han movido durante el Holoceno).

c. Ponderación de la variable

La ponderación de esta variable para el único elemento del medio al que afecta, aguas subterráneas, alcanza valor mínimo, ya que no está directamente relacionada con los elementos estructurales o con el elemento del medio considerado, presentando así la misma ponderación que la realizada por Calvo (2003).

14. Impermeabilización del punto de vertido

a. Definición y justificación de la variable

El Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, establece las condiciones que deben cumplir

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

estas instalaciones para evitar la contaminación. Entre estos requisitos se encuentra la necesidad de llevar a cabo una impermeabilización del vaso de vertido.

La impermeabilización de un vertedero consiste en un recubrimiento, con materiales naturales y/o artificiales, diseñado para evitar la migración del lixiviado y del biogás generado a consecuencia de la descomposición de los residuos (Koerner y Soong, 2000; Tchobanoglous, 1994; Hontoria y Zamorano, 2000). Dicha impermeabilización debe recubrir el fondo y las superficies laterales del vaso, tal y como puede observarse en las Figuras 4.16 y 4.17.



Figuras 4.16 y 4.17: Ejemplos de impermeabilización de vertederos (Zamorano *et al.*, 2007; Cuenca, 2001 respectivamente)

Autores como García y Laguarda (2002), se hacen eco de una nueva filosofía de vertederos que tiene poco que ver con las técnicas que buscan la estabilidad geológica y el diseño adecuado de los vasos de vertido. En este caso se propone que el vaso no esté impermeabilizado, ni tener garantizado su nivel de sellado en el tiempo, sino todo lo contrario. Este criterio considera al vertedero como algo vivo en el que se favorecería la movilidad hidráulica en la base, lo que implica un movimiento de flujo de los sustratos inferiores. No se trata de una afirmación de importancia frente a la garantía de vida de un vertedero, sino de plantear una verdadera alternativa al pensamiento actual.

Siguiendo la filosofía tradicional de diseño de vertederos, así como las directrices de la normativa actual, Calvo (2003) ya incluyó la variable impermeabilización del punto de vertido, que en la metodología EVIAVE se ha clasificado de *diseño y explotación*. Tal y como se consideró en la metodología original, estará relacionada con los elementos del medio *suelo*, *aguas subterráneas* y *aguas superficiales*, susceptibles de verse

afectados si no existe una impermeabilización del vaso de vertido (Real Decreto 1481/2001)

b. Clasificación de la variable

La impermeabilización del punto de vertido se conseguirá combinando una barrera geológica natural con un revestimiento artificial estanco bajo la masa de residuos. Se considera que existirá una barrera geológica natural adecuada cuando las condiciones geológicas e hidrogeológicas subyacentes, y en las inmediaciones, tengan capacidad de atenuación suficiente para impedir un riesgo potencial para el suelo y las aguas subterráneas (Decreto 1481/2001).

No obstante, se han encontrado diferentes criterios para diseñar el sistema de impermeabilización de un vertedero. En los últimos años se ha incrementado el uso de aislantes formados por una combinación mixta de geomembrana, geotextiles y arcilla, especialmente por la resistencia proporcionada por las geomembranas al movimiento del lixiviado y de los gases (Álvaro y Fantelli, 2001). No obstante existen riesgos asociados al uso de membranas, como los establecidos por Mavropoulos (2002) y entre los que se encuentra: la migración de lixiviados y flujos laterales hacia corrientes superficiales, así como fallos en la membrana por su delgadez o por el pobre control de calidad de los materiales usados. Esto supone que su uso debe estar controlado y justificado.

Szanto (2000) establece los valores aceptables de permeabilidad para el punto de vertido en función del método de vertedero practicado. Admite el uso de sistemas de impermeabilización artificial como láminas de PVC o bien la recompactación del suelo hasta conseguir permeabilidades inferiores. Dicho autor considera que los valores de permeabilidad expresados puede ser una característica natural del terreno, como ocurre en los suelos arcillosos o limo-arcillosos; en otros suelos, como arcilla-arenosa o limo arcilloso-limosos, puede recompactarse el soporte en un espesor de 0,6 m, trabajando en dos capas de 0,30 m, hasta lograr una recompactación del 90% del Proctor normal, o de forma práctica hasta que se observe el rebote de un rodillo compactador; finalmente, para suelos arenoso-limosos, se debe recurrir a la utilización de membranas o films de polietileno que aseguren la impermeabilización de las superficies soportes, con la precaución de controlar la continuidad de la película a colocar, tanto en su traslado y soldadura y su protección frente a elementos punzantes.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

El Real Decreto 1481/2001 establece las siguientes exigencias en relación a la impermeabilización del punto de vertido (Figura 4.18):

- En la base y los lados del vertedero se dispondrá una capa mineral con unas condiciones de permeabilidad y espesor cuyo efecto combinado en materia de protección del suelo, de las aguas subterráneas y superficiales sea por lo menos equivalente al derivado de la permeabilidad menor a 10^{-9} m/s con espesores mayores o iguales a 1 m. Este valor de referencia está avalado por los estudios de Catani *et al.* (2002) en los que el coeficiente de baja permeabilidad posee unos rangos que oscilan entre 10^{-8} y 10^{-9} m/s.
- Cuando la barrera geológica natural no cumpla las condiciones anteriores podrá completarse con una barrera geológica artificial formada por una capa mineral de un espesor no inferior a 0,5 m.

El Decreto 7/97 de Cataluña sobre "Residuos Industriales. Disposición del rechazo de residuos en depósitos controlados" completa las exigencias del RD 1481/2001 en los siguientes aspectos:

- La barrera geológica natural deberá tener una permeabilidad igual o inferior a 10^{-9} m/s para un espesor mayor al fijado en el RD 1481/2001, concretamente 2 m.
- En el caso de no cumplir la formación geológica natural las condiciones anteriores, se podrá instalar una capa mineral con un grosor de al menos 0,9m y una permeabilidad menor o igual a 5×10^{-10} m/s, siempre y cuando no se trate de una zona constituida por:
 - Materiales consolidados con elevada permeabilidad por karstificación o por intensa fisuración.
 - Materiales porosos no consolidados (depósitos aluviales y llanuras costeras actuales, terrazas y depósitos aluviales antiguos poco cimentados).
 - Capas de alteración superficial de materiales originalmente poco permeables (margas, rocas ígneas, etc.) o bien,
 - De una zona inundable por las crecidas de un curso de agua relativas a un periodo de retorno de 500 años.
- El revestimiento artificial se concreta en la colocación sobre todo el vaso del depósito una lámina sintética de impermeabilización de como mínimo 1,5 mm de grosor, mecánicamente resistente, y biológica y químicamente compatible con los lixiviados de los residuos almacenados; esta lámina deberá protegerse mediante

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

controles de calidad e instalación. La Norma UNE-104425 de puesta en obra de sistemas de impermeabilización de vertedero de residuos con geomembranas de polietileno de alta densidad será aplicable en estos casos.

- La pendiente máxima de la lámina sintética sobre los flancos laterales del depósito controlado o sobre los muros de contención será de 2:1. Con pendientes más importantes se pondrán dispositivos intermediarios de anclaje.

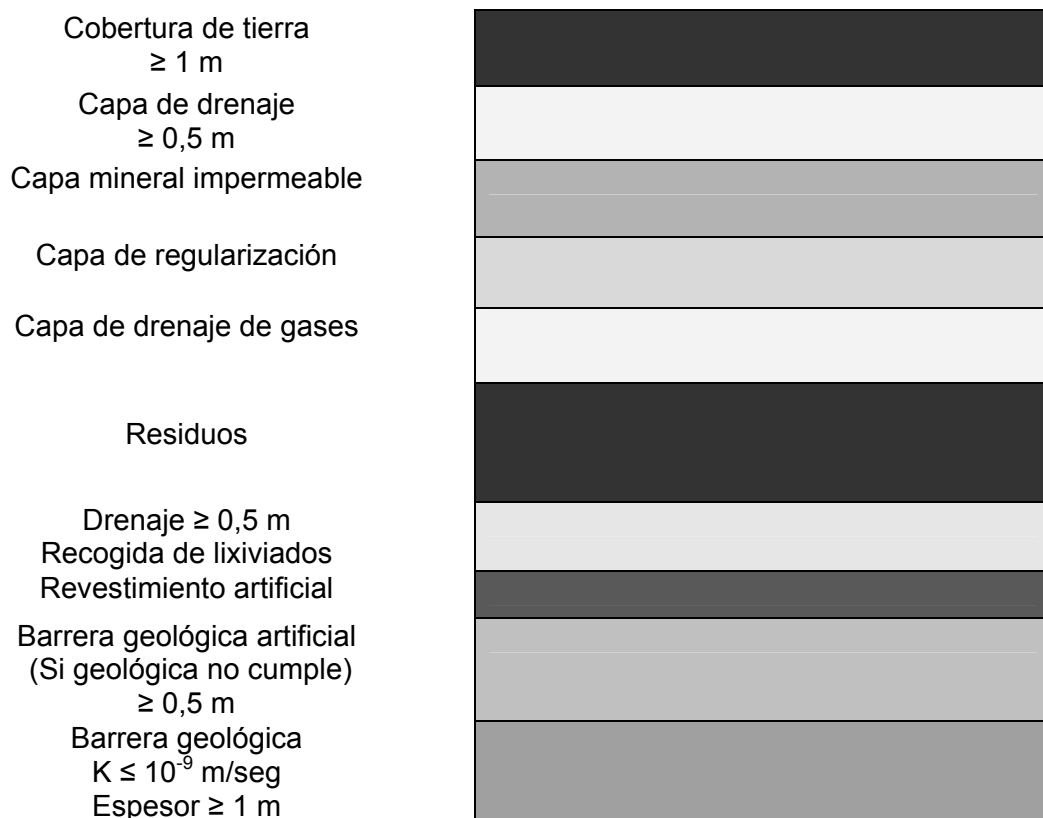


Figura 4.18: Esquema de barrera de protección en un vertedero de residuos no peligrosos (R.D. 1481/2001)

Szanto *et al.* (1984), en su Guía metodológica de evaluación de vertederos. Universidad católica de Valparaíso, establece la siguiente clasificación de esta variable: (i) sellado adecuado con sistemas de monitorero, (ii) sellado sin sistemas de monitoreo y (iii) sin ningún tipo de sellado. Los valores asignados a cada uno serán 0, 6 y 12, respectivamente, desde la mejor situación a la peor.

Calvo (2003) estableció la clasificación de esta variable en base al Decreto 1481/2001, para lo cual distinguió tres categorías: óptima, media y no existe. Se consideraba que la impermeabilización de un vertedero era *óptima* cuando poseía las siguientes características:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- En el caso de ser solo barrera natural (capa mineral) se requería un espesor de 1 m de sustrato impermeable (compactado al 95% Proctor modificado) con un coeficiente de 10^{-9} m/s
- Cuando no cumplía las condiciones anteriores podría completarse con una barrera geológica artificial consistente en una capa mineral no inferior a los 0,5 m de espesor más un revestimiento artificial de iguales condiciones de impermeabilidad que el punto anterior.
- Existencia de un sistema de recogida de lixiviados que minimizase la acumulación de éstos en la base del punto de vertido, gracias a una capa drenante superior o igual a 0,5 m de espesor.

La impermeabilización se consideraba *media* cuando alguna de las características anteriores no se cumplía o cuando había antecedentes sobre emisiones de líquidos percolados o gases a través del vaso de vertido. La consideración de *no existe* dependía de la existencia o no de un proyecto que especificase el tipo de impermeabilización que posea el vertedero.

Con la finalidad de completar esta clasificación, basada exclusivamente en el RD 1481/2001, se han considerado los requisitos fijados en el Decreto de Cataluña 7/97, lo que ha permitido establecer una nueva clasificación que combina las dos normativas, y que además contempla situaciones intermedias en cuanto al grado de cumplimiento de los requisitos expuestos. Esta clasificación se recoge en la Tabla 4.37.

c. Ponderación de la variable

La ponderación de esta variable para los elementos del medio *aguas superficiales y subterráneas* alcanza valor máximo 2 ya que, pese a no estar directamente relacionada con los elementos estructurales, si posee una relación directa con la contaminación a las aguas superficiales y subterráneas por la emisión libre de lixiviados (Calvo, 2003). En el caso del elemento del medio *suelo* toma valor mínimo (1) ya que no está directamente relacionada con ninguno de los elementos estructurales ni afecta directamente a la contaminación del suelo (Calvo, 2003).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.37: Clasificación de la variable *impermeabilización del punto de vertido*.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Impermeabilización del punto de vertido	Muy bajo	1	Muy alta	Existe una barrera geológica natural con permeabilidad \leq a 10^{-9} m/s y espesor de 2m. Si esto no se cumplen se podrá instalar una capa mineral \geq 0,9m y permeabilidad \leq 5×10^{-10} m/s, cuando no sean materiales consolidados con elevada permeabilidad, materiales porosos no consolidados (depósitos aluviales y llanuras costeras actuales, terrazas y depósitos aluviales antiguos poco cimentados), capas de alteración superficial de materiales originalmente poco permeables (margas, rocas ígneas, etc.) o zona inundable por las crecidas de un curso de agua relativas a un periodo de retorno de 500 años. Revestimiento artificial colocado sobre todo el vaso \geq 1,5mm de grosor y sobre los flancos laterales o los muros de contención de 2:1.
	Bajo	2	Alta	En la base y los lados del vertedero se dispondrá de una capa mineral con condiciones de permeabilidad y espesor \leq a 10^{-9} m/s y 1m. respectivamente. Cuando la barrera geológica natural no cumpla las condiciones se completa con una barrera geológica artificial formada por una capa mineral de espesor \geq 0,5m y permeabilidad \leq a 5×10^{-10} m/s.
	Medio	3	Regular	La impermeabilización natural en el vaso y en los laterales está en buen estado, aunque no así la impermeabilización artificial que presenta desperfectos.
	Alto	4	Baja	La impermeabilización natural del vaso y de los laterales no cumple los requisitos establecidos en el punto de impermeabilización alta pero si las especificaciones de impermeabilización artificial.
	Muy alto	5	Muy baja	No se cumplen ninguno de los requisitos de impermeabilización natural y artificial para el vaso y los laterales del punto de vertido establecidos en el punto de impermeabilización alto.

15. Morfología a cauces superficiales

a. Definición y justificación de la variable

La variable morfología a cauces superficiales es una nueva variable que no contempló Calvo (2003) del mismo modo en el que ha sido utilizada en la metodología EVIAVE. La razón es que dicha variable engloba tanto a la pendiente a aguas superficiales como a la escorrentía superficial, dos variables usadas originariamente por Calvo y consideradas como una sola. La razón de esta unión es que están íntimamente relacionados ambos conceptos tal y como va a explicarse a continuación.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

En aquellos casos en los que la velocidad de precipitación excede a la capacidad de absorción de agua en el suelo (flujo terrestre hortiano), el nivel freático asciende hasta la superficie del suelo e impide la infiltración de la lluvia (flujo terrestre de saturación) o bien las conductividades de suelo son muy altas (flujo subsuperficial de tormenta), formándose en consecuencia el agua de escorrentía superficial (Steel 1981; Catalá, 1989). Ésta se mueve sobre el terreno ladera abajo como una lámina irregular de flujo, donde la velocidad es función de la pendiente del suelo y las pérdidas por fricción, pudiendo acumularse eventualmente dentro de pequeños riachuelos y arroyos que fluyen hacia grandes riachuelos y ríos (Body Buyer's Guide, Waste Age, 1981). Se puede considerar escorrentía directa superficial a la lluvia neta, o lo que es lo mismo, el exceso de precipitación tras fluir a través de la superficie de la cuenca (Ven Te Chow, 1994).

La variable morfología se puede ver afectada por el arrastre de materiales, en los que unas altas pendientes favorecen el drenaje de lixiviados a cuerpos de aguas y causar así su contaminación (Calvo, 2003; Fantelli y Álvaro, 2001; Leao *et al.*, 2004). Para solventar esta dificultad, algunos autores establecen la necesidad de compactar, minimizar la infiltración de aguas de lluvia y elevar el rendimiento de residuos dispuestos por unidad de superficie, lo que obliga siempre a producir elevaciones en el terreno natural (Leao *et al.*, 2004; Laguna *et al.*, 2002; Szanto 2000). Por otro lado, se estima que el residuo puede absorber entre 45 y 80 kilos de agua cada 45 kilos de residuo, lo que corresponde a un contenido de humedad entre el 50 y el 64%. La cantidad de agua retenida por los residuos en el vertedero dependerá en la capacidad de campo de la masa¹⁶ en la que el exceso se emitirá en forma de lixiviado (Tchobanoglous, 1994).

Las razones anteriormente expuestas, son las que han servido de base para englobar bajo un mismo nombre dos variables que Calvo (2003) establecía en su metodología por separado. Éstas son pendientes a cauces superficiales y escorrentía superficial. El nombre elegido no ha sido al azar sino el mismo que emplea Kontos (2005) en su metodología: morfología. Generalmente las zonas asociadas a escorrentía elevada corresponden a localizaciones del punto de vertido en zonas montañosas, barrancos, vaguadas, laderas, acantilados, etc. Los vertederos situados en zonas de escorrentía son aquellos que no han tenido un adecuado proyecto de diseño (Calvo, 2003).

¹⁶ Capacidad de campo de la masa: cantidad total de humedad que puede ser retenida por una muestra de residuos sometida a la acción de la gravedad y depende del grado de descomposición del residuo y el grado de presión aplicado.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La escorrentía superficial se tendrá en cuenta como criterio geotécnico en el diseño de:

- Subbases.
- Paredes impermeables para evitar filtraciones.
- Sistemas de captación y control de lixiviados
- Cimientos de básculas, estaciones de bombeo, túneles de servicio, estanques y captadores de lixiviados, y tuberías de conducción.
- Fuentes de monitoreo.
- Instrumentación geotécnica para monitorear asentamientos y fijar la estabilización.

Para evitar la penetración de la escorrentía en la masa de residuos se debe:

- Mantener un frente de trabajo tan pequeño como sea posible (menor a 50 m) (Fantelli y Álvaro, 2001).
- Aplicar y dar pendiente hacia el exterior a la cobertura diariamente (Fantelli y Álvaro, 2001).
- Realizar el mantenimiento de las coberturas diaria, intermedia y final para evitar hundimientos en el terreno por acumulaciones de agua. (Fantelli y Álvaro, 2001).
- Mantener y limpiar las zanjas perimetrales, que podrán ser abiertas (de perfil curvo o en uve) o cerradas; en cualquier caso deberá vigilarse que no haya filtraciones en cotas inferiores. Las pendientes mínimas de estos canales serán del 0,5% a 1% (Fantelli y Álvaro, 2001).
- Reducir los tiempos de la precipitación sobre el suelo para disminuir la infiltración, para ello se usarán buenos sistemas de drenaje (Szanto, 1987).

Esta nueva variable por tanto se clasificará como de *ubicación del punto de vertido* y se repercute sobre eventos hidrogeológicos importantes como precipitaciones, deshielos, en el arrastre de residuos, etc. Puede afectar a las aguas superficiales, subterráneas y al suelo. Sin embargo en su justificación sólo se ha considerado la formulación de esta variable para el elemento del medio *aguas superficiales* ya que para definir sus efectos en las *aguas subterráneas* se ha definido la variable *vulnerabilidad a los acuíferos*, y para el caso del *suelo* se ha definido la variable *erosión*.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

b. Clasificación de la variable

A la hora de clasificar la variable morfología se ha recurrido en primer lugar la clasificación establecida por Kontos *et al.* (2005). Ellos establecen una clasificación de la pendiente en función de su grado de idoneidad o no para la ubicación de un vertedero, recogidos en la Tabla 4.38. Los menores grados de idoneidad corresponden a los valores más bajos de una clasificación comprendida entre 0 y 10.

Tabla 4.38: Pendientes y grado de idoneidad.

Pendientes mayores de 45°	1
Pendientes comprendidas entre 26.5° y 45°	2
Pendientes comprendidas entre 18.5° y 26.5°	4
Pendientes comprendidas entre 9.5° y 18.5°	8
Pendientes menores a 9.5°	10

Tabla 4.39: Clasificación de las *pendientes a cauces superficiales*.

VARIABLE	AUTORES	CLASIFICACIÓN
Pendientes a cauces superficiales	Glysson, 2003	0-3%
		4-7%
		8-11%
		12-15%
	SIMAMBA ¹⁷ , 1996	< 3%
		3-7%
		7-15%
		15-30%
		>30%
	Fortuna, 2002	Pendiente recomendada entre 1 y 20%
		Pendiente no recomendada menor del 1% y superior al 20%
	Mc Harg, 1992	0-5%
		5-15%
		15-25%
		Más del 25%

¹⁷ Los métodos de cálculo empleados para conocer las pendientes hacia cauces superficiales son muy variados y pueden ser desde los que atienden a la densidad de las curvas de nivel (SINAMBA, 1995), los que extraen los datos a partir de publicaciones, los que calculan las pendientes para cada una de las ocho direcciones principales (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW) usando la siguiente expresión matemática (García y Laguarda, 2002):

$$I_{12} = (C_2 - C_1) / D_{12}$$

Siendo:

- I: pendiente calculada entre los puntos indicados en el subíndice.
- C: Cota de los puntos indicados en el subíndice.
- D: distancia entre los puntos indicados en el subíndice.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Aparte de lo establecido por Kontos *et al.*, (2005) otros autores como Leao *et al.* (2004) establecen que pendientes superiores al 20% son inadecuadas para la ubicación del vertedero.

En las Tablas 4.39 y 4.40 se ofrecen las diferentes clasificaciones establecidas por diversos autores y propuestas tanto para la escorrentía superficial como a pendientes a cauces superficiales.

Tabla 4.40: Clasificación de la escorrentía superficial.

VARIABLE	AUTORES	CLASIFICACIÓN	
Escorrentía superficial	Glysson, 2003	Bajo potencial de escorrentía	Suelos con alta velocidad de infiltración incluso cuando están completamente mojados, siendo principalmente galerías profundas, pozos con arenas o gravillas excesivamente drenadas.
		Suelos con velocidad de infiltración moderada.	Suelos completamente mojados. Son principalmente suelos moderadamente profundos a profundos, suelos moderadamente a bien drenados y con textura de moderadamente fina a moderadamente gruesa.
		Suelos con baja velocidad de infiltración	Suelos con una capa que impide el movimiento vertical del agua o suelos de textura de moderadamente fina a fina.
		Elevado potencial de escorrentía	Suelos con una velocidad de infiltración verdaderamente baja cuando se encuentran mojados. Suelen ser: suelos arcillosos con elevado potencial de esponjamiento, suelos con un nivel freático permanentemente alto, suelos con una bolsa o capa de arcilla en o cerca de la superficie y suelos poco profundos sobre material casi impermeable.
	Soil Conservation Service (1972)	Suelo tipo A	Muy baja capacidad de escurrimiento superficial, arena profunda con escaso limo y arcilla.
		Suelo de tipo B	Baja a moderada capacidad de escurrimiento superficial, incluye suelos arenosos menos profundos que los de Tipo A y con cierto contenido de limos y arcillas.
		Suelo de tipo C	Alta capacidad de escurrimiento superficial. Comprende suelos delgados o suelos con alto contenido de arcillas.
		Suelo de tipo D	Muy alta capacidad de escurrimiento superficial, comprenden arcillas impermeables. Por extensión representan caminos pavimentados y zonas urbanas con alta densidad de población.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La Metodología propuesta por Calvo (2003) clasificaba las variables *pendientes a cauces superficiales* y *escorrentía superficial* del siguiente modo:

- Pendiente: *alta pendientes* (>10%), *media* (5-10%), *baja* (1-5%) y *no se consideraba* cuando los cauces de flujos superficiales no existían o estaban a una distancia superior a 1000 m.
- Con una correcta localización cartográfica del punto de vertido es posible identificarlo como *zona de elevada escorrentía* (generalmente zonas montañosas, barrancos, vaguadas, laderas, acantilados, etc.), *escasa escorrentía* o *ausente escorrentía*.

Al unificar ambas variables en una sola es preciso volverla a clasificar y para ello se han usado de referencia las clasificaciones establecidas por Fortuna (2002) y por Glysson (2003), quedando del siguiente modo (Tabla 4.41).

Tabla 4.41: Clasificación de la *morfología de cauces superficiales*.

VARIABLE	CLASIFICACIÓN		CONDICIÓN	
Morfología de cauces superficiales	Muy baja	1	Muy apropiada	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y bajo potencial de escorrentía
	Baja	2	Apropiada	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y suelos con velocidad de infiltración moderada. Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y bajo potencial de escorrentía
	Media	3	Media	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y suelos con baja velocidad de infiltración Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y suelos con velocidad de infiltración moderada.
	Alta	4	Inapropiada	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y suelos con elevado potencial de escorrentía. Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y suelos con baja velocidad de infiltración
	Muy alta	5	Muy inapropiada	Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y elevado potencial de escorrentía

c. Ponderación

La nueva variable morfología a cauces superficiales adquiere un valor máximo de 2 al estar relacionada directamente con este elemento del medio.

16. Pluviometría

a. Definición y justificación de la variable

La pluviometría es el principal factor que condiciona el ciclo hidrológico, la ecología y los usos del suelo en una región. Se define como el agua, tanto en forma líquida como sólida, que cae sobre la superficie de la tierra. Va siempre precedida por fenómenos de condensación y sublimación o por una combinación de los dos (Guía para la elaboración de estudios del medio físico, 1992).

El exceso de lluvia es uno de los riesgos de operación en los vertederos, debido a que incrementa la producción de lixiviados, Figura 4.19 (Mavropoulos, 2002; Uriarte *et al.*, 2004; Gandolla y Gfeller, 2005) que pueden afectar a diferentes elementos del medio. En lugares donde la pluviometría es escasa se han encontrado vertederos que carecen de un contenido en humedad suficiente para producir lixiviados y se encuentran inactivos respecto a las reacciones bioquímicas (Calvo, 2003). Sin embargo la mayor humedad, provocada por precipitaciones altas, supone un incremento en la generación del lixiviado en periodos de tiempo más largos (Szanto *et al.*, 1986), repercutiendo directa o indirectamente en todos los elementos del medio.

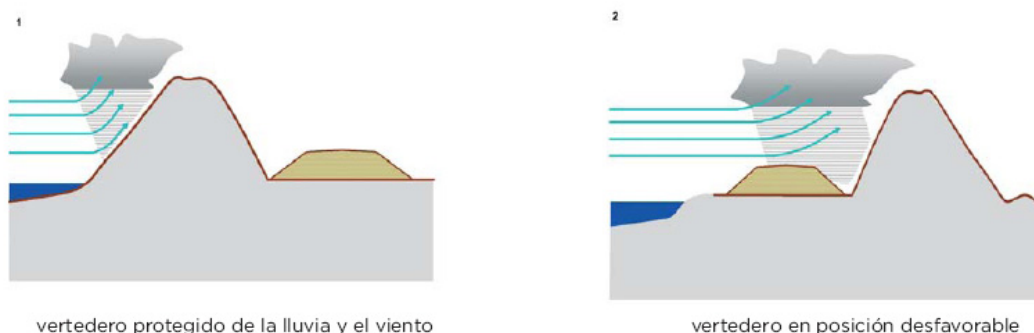


Figura 4.19: influencia de la precipitación en un vertedero (Gandolla y Gfeller, 2005)

Por todo lo indicado esta variable interviene en la planificación y diseño de un vertedero, por lo cual requiere estudios de su distribución espacio-temporal, cantidad y calidad, intensidad, duración, frecuencia, etc (Calvo, 2003). EVIAVE la considerada como una variable de *ubicación*.

Calvo (2003) consideraba que afectaba a los elementos del medio *aguas superficiales*, *subterráneas* y *atmósfera*, sin embargo, por las razones anteriormente expuestas y justificadas en la revisión metodológica se ha ampliado también al *suelo* y *salud y sociedad*

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

b. Clasificación de la variable

La bibliografía muestra diferentes criterios de clasificación de las precipitaciones; algunos lo hacen en función de su estado, naturaleza, tamaño, duración, intensidad e incluso su origen (Gil y Oncina, 1997), otros considerando el tamaño de gota y su agrupación, en función de su intensidad (mm/h), su origen, distribución temporal, y finalmente la frecuencia de repetición (Ledesma, 2000). Sin embargo lo que más importa desde el punto de vista del análisis y dimensionamiento de las infraestructuras de un vertedero es la obtención de la lluvia neta, que es la que se convierte en escorrentía directamente superficial; con ella se obtienen los hidrogramas, que deben ser evacuados o almacenados (Calvo, 2003).

Teniendo en cuenta el criterio de intensidad de lluvia se han seleccionado de entre la bibliografía consultada las siguientes clasificaciones:

- Ledesma (2000) distingue la clasificación en la que diferencia cuatro condiciones en el caso de lluvia y tres en el caso de nevadas (Tabla 4.42).

Tabla 4.42: Clasificación de la lluvia y de las nevadas según su intensidad (Ledesma, 2000)

PARA EL CASO DE LA LLUVIA			PARA EL CASO DE LAS NEVADAS	
Llovizna	Intensidad despreciable		Débiles	Copos pequeños y dispersos. La cubierta de nieve aumenta en menos de 0,5 cm/h.
Lluvias y chubascos	Débiles	Intensidad \leq 2mm/h		
	Moderadas	2-15 mm/h.	Moderadas	Copos de mayor tamaño. La cubierta de nieve aumenta hasta 4 cm/h.
	Fuertes	15-30 mm/h.		
	Muy fuertes	> 30 mm/h.	Fuertes	La cubierta de nieve por encima de 4 cm/h.

- El Instituto Nacional de Meteorología en nuestro país (INM) establece una clasificación del clima basada en sus precipitaciones. Los rangos de precipitaciones que utiliza se muestran en la Tabla 4.43.

Tabla 4.43: Clasificación del clima según sus precipitaciones (www.mma.es)

Muy seca	Seca	Normal	Húmeda	Muy húmeda
< 600 mm	Entre 600 y 660 mm	660 y 725 mm	Entre 725 y 800 mm.	> 800mm

- Los estudios de la Junta de Andalucía (SINAMBA 1996) establecen unos rangos de distribución de la precipitación media anual diferentes a los del Ministerio de Medio Ambiente (Tabla 4.44).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.44: Clasificación de la precipitación media anual (SINAMBA, 1996).

< 300 mm	Entre 300 y 500 mm	Entre 500 y 700 mm	Entre 700 y 1000 mm	Entre 1000 y 2000 mm	> 2000mm
----------	--------------------	--------------------	---------------------	----------------------	----------

- Calvo (2003) realizó una clasificación de esta variable considerando la lluvia neta. Para ello justificó las siguientes categorías:
 - Clasificación *muy alta* para lluvias superiores a 700 mm/año ya que provocan problemas debido a la gran cantidad de líquidos percolados que generan.
 - Clasificación *alta* si la intensidad de lluvia se encontraba entre 500 y 700 mm/año.
 - Entre 500 y 400 mm/año esta variable se consideraba *media*.
 - El rango de 300-400 mm/año permitía clasificar la variable como *baja*.
 - Y finalmente si la lluvia neta media es inferior a 300 mm/año esta variable era *muy baja*.

La clasificación establecida por Calvo (2003) se ha rechazado por usar los datos de lluvia neta, cuyo empleo implicaría tener en cuenta diferentes factores para su cálculo, que la práctica ha demostrado no siempre es posible obtener (Calvo *et al.*, 2005; Garrido *et al.*, 2005; Zamorano *et al.*, 2006); con el fin de establecer una variable cuyos valores sean fáciles de consultar se han elegido los valores de precipitación total anual.

Para ello se han considerado las diferentes clasificaciones de la variable precipitación analizadas anteriormente, así como los datos anuales de precipitación en diferentes ámbitos geográficos:

- En Andalucía las precipitaciones oscilan entre los 300 y los 600 mm (Capel y Andujar, 1978). El Plan anual de medio ambiente de la Junta de Andalucía (1995–2000) establece que los rangos más frecuentes de precipitación son los menores de 700 mm, siendo muy limitados los superiores de 1500 mm.
- En la Península Ibérica se muestran los siguientes rangos (Yebes A, 1993; Ayala, 1990):

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- La precipitación aumenta de sur a norte y la vertiente atlántica supera netamente a la mediterránea.
 - La isolínea de 700 mm anuales marca la frontera entre la “Ibérica seca y húmeda”.
 - Se superan los 2000 mm en núcleos de Galicia, norte de Portugal, Cantabria, Sistema Central, Gredos y la Sierra de Ubrique.
 - El área más seca se localiza al sureste español, con niveles inferiores a 300 mm que se reducen a 130 mm en el Cabo de Gata.
- Las precipitaciones medias anuales en países de la Unión Europea muestran los siguientes valores medios: Portugal 855 mm, Francia 866,7 mm, Inglaterra 1219,8 mm.
 - A nivel mundial la precipitación media anual en ámbitos intertropicales es de 11.980 mm en Monte Wai en Hawai y 11.873 en Mawsynram en India. En el continente africano en la zona del Sahel se distinguen tres zonas: zona de transición Sahara-Sahel 100-200 mm, Sahel 200-400mm y zona de transición sudano-Sahel 400-600 mm (Gilabert, 1993).

Estos datos muestran como las clasificaciones del INM y de la Junta de Andalucía (SINAMBA) son las más idóneas a la hora de establecer las categorías de la variable ya que permiten la valoración de precipitaciones totales anuales muy variadas, tanto de climas secos como húmedos, así como marcar la frontera entre la “Ibérica seca y húmeda” en la isolínea 700 mm, considerada como pluviometría media, tal y como establece Ayala (1990); también permite considerar el área más seca localizada al sureste español, con niveles inferiores a 300 mm (Ayala, 1990).

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores la nueva clasificación de la variable queda tal y como se recoge en la Tabla 4.45.

Tabla 4.45: Clasificación de la variable *pluviometría*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
	PLUVIOMETRÍA	Muy bajo	1	Pluviometría muy baja
Bajo		2	Pluviometría baja	300-600 mm
Medio		3	Pluviometría media	600-800 mm
Alto		4	Pluviometría alta	800-1000 mm
Muy alto		5	Pluviometría muy alta	Más de 1000 mm

c. Ponderación de la variable

Calvo (2003) valoraba esta variable con valor máximo de ponderación y cuya afección recaía sobre las aguas superficiales, las aguas subterráneas y la atmósfera. La metodología EVIAVE consideró que por afectar directamente al elemento estructural humedad, su ponderación sería máxima (2) y con incidencia en todos los elementos del medio.

17. Punto situado en áreas inundables

a. Definición y justificación de la variable

Las inundaciones se producen cuando una gran cantidad de agua, en relación con una situación meteorológica, se acumula en zonas bajas y desborda los límites naturales o artificiales. Se pueden producir súbitamente¹⁸ o lenta y gradualmente¹⁹ (Ledesma, 2000).

Para una correcta evaluación de actividades basadas en la construcción de vertederos es importante tener conocimiento de los procesos fluviales. De este modo se pueden evitar impactos nocivos en el vertedero como es la entrada de agua en la masa de residuos (Gandolla y Gfeller, 2005), y que puede dar como resultado situaciones como (Moya *et al.*, 2001):

- Arrastre de residuos hacia cauces superficiales.
- Generación de líneas preferenciales para el flujo de lixiviados hacia cauces superficiales.
- Generación de lixiviados.
- Daños económicos cuantiosos.
- Saturación de la capacidad de campo del vertedero.
- Inestabilidades de las obras.
- Entrada de agua en la masa de residuos, especialmente por flujo subsuperficial de las zonas inundadas hacia la masa de residuos con la consiguiente generación de lixiviados y saturación de la capacidad de campo del vertedero.

¹⁸ Inundaciones repentinas, debidas a fuertes trombas de agua, descargadas de una intensa tormenta, sobre algún ponto de una cuneca hidrológica o en terrenos con una estructura peculiar de barrancos y fuertes declives por los que discurre la avalancha de lluvias torrenciales.

¹⁹ Inundaciones graduales, debidas al desbordamiento de los ríos como consecuencia de las descargas de agua que legan a la cuenca procedentes de aborrascas e intensas precipitaciones de larga duración, producidas allí mismos o en zonas distantes aguas arriba.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Para evitar inundaciones y mejorar el comportamiento de las cuencas de drenaje frente a estos fenómenos se puede llevar a cabo, a nivel de determinados cauces individuales o de toda la cuenca de drenaje, la reforestación y la construcción de embalses, así como construcciones de diques laterales (Azañón *et al.*, 2002). Otros autores, como Ledesma (2000), consideran que la mejor solución es evitar la construcción de vertederos en las llanuras de inundación de los ríos.

Gandolla y Gfeller (2005) establecen como solución para zonas con alto riesgo de inundación levantar el fondo del vertedero hasta una zona de seguridad de al menos 1 m sobre el nivel máximo de inundación. De igual modo, no consideran como una solución adecuada los diques protectores.

La ubicación de un vertedero en una zona inundable puede afectar a tres elementos del medio como son las *aguas superficiales*, las *aguas subterráneas* y el *suelo*. Calvo (2003) ya consideró esta variable, que ha sido clasificada en la nueva metodología EVIAVE como de *ubicación*.

b. Clasificación de la variable

Desde el punto de vista de la ubicación de los vertederos, lo que se necesita es conocer la existencia de zonas inundables, para alejar el vertedero de ellas lo más posible. Vamos a analizar diferente bibliografía en la cual se clasifican las zonas en función de su riesgo de inundación.

Calvo (2003) utilizó los criterios establecidos por el MIMBU (2000) para la clasificación de la variable, en función de su distancia a áreas inundables, para lo cual era necesario hacer el estudio cartográfico y la correcta localización cartográfica del punto de vertido. La clasificación que proponía era la siguiente:

- Si se encontraba en una zona inundable se asignaba a la variable valor 3.
- No se encontraba en zona inundable pero se localizaba cerca (en un radio de 500 metros de la misma) se le asignaba valor 2.
- No se encontraba en zona inundable y que además se localizaba alejada de ella (más de 500 metros) se le asignaba valor 0.

Tras la aplicación de la metodología de Calvo (2003) se pudo observar que se pueden dar dos circunstancias. En primer lugar que se dispongan de datos relativos a riesgos

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

de inundaciones de la zona de estudio. En este caso se va a utilizar la clasificación realizada por el Soil Survey Manual del USGS (1951) que describe de forma cualitativa las zonas inundables localizadas sin datos cuantitativos en función de la frecuencia y la regularidad de las inundaciones, y que se recoge en la Tabla 4.46. La información para su aplicación puede obtenerse a partir del conocimiento de los habitantes de la zona en relación a las inundaciones que se han producido en las últimas décadas.

Tabla 4.46: Soil Survey Manual del USGS (1951)

Muy baja	No hay inundaciones
Baja	Las crecidas son raras pero probables.
Media	Inundaciones durante ciertos meses del año o en cualquier periodo de condiciones meteorológicas poco usuales, las cuales son suficientes para destruir los cultivos o impedir el uso del suelo.
Alta	Inundaciones frecuentes, que ocurren en forma irregular durante ciertos meses del año de modo que el suelo puede usarse para el cultivo el tiempo restante.
Muy alta	Inundaciones frecuentes e irregulares, que hacen incierto el uso del suelo para el cultivo agrícola.

Por otro lado, se puede dar la circunstancia en la cual se tengan datos relativos a las inundaciones. En este caso se utilizará la clasificación de zonas inundables por razón de riesgo recogida en la Resolución de 31 de enero de 1995, de la Secretaría de Estado de Interior, por la que se dispone la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros por el que se aprueba la Directriz Básica de Planificación de Protección Civil ante el Riesgo de Inundaciones. La clasificación de la variable en este caso se recoge en la Tabla 4.47.

c. Ponderación de la variable

Esta variable tendrá ponderación máxima 2 para los elementos del medio a los que afecta, *aguas superficiales*, *aguas subterráneas* y *suelo*, ya que está directamente relacionada con la contaminación de los mismos (Calvo, 2003).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.47: Clasificación de la variable *riesgo de inundaciones*.

Variable	Clasificación		Condición
Punto situado en zona inundable	Clasificación muy baja	1	De riesgo bajo Zona C: Son aquellas no coincidentes en las zonas A ni con las zonas B, en las que la avenida de los 500 años produciría impactos en viviendas aisladas, y las avenidas consideradas en los mapas de inundación, daños significativos a instalaciones comerciales, industriales y/o servicios básicos.
	Clasificación baja	2	De riesgo significativo Zona B: Son aquellas zonas, no coincidentes con las zonas A, en las que la avenida de los cien años produciría impactos en viviendas aisladas, y las avenidas de período de retorno igual o superior a los 100 años, daños significativos a instalaciones comerciales, industriales y/o servicios básicos.
	Clasificación media	3	De riesgo alto excepcional Zonas A.3. Son aquellas zonas en las que las avenidas de quinientos años producirán graves daños a núcleos de población importante, impactos a viviendas aisladas, o daños importantes a instalaciones comerciales o industriales y/o a los servicios básicos.
	Clasificación alta	4	De riesgo alto ocasional. Zonas A.2. Son aquellas zonas en las que las avenidas de 100 años producirán graves daños a núcleos de población importante, impactos a viviendas aisladas, o daños importantes a instalaciones comerciales o industriales y/o a los servicios básicos.
	Clasificación muy alta	5	De riesgo alto frecuente Zona A.1. Son aquellas zonas en las que las avenidas de cincuenta años producirán graves daños a núcleos de población importante. También se considerará zonas de riesgo máximo aquellas en las que las avenidas de 50 años produciría impactos a viviendas aisladas, o daños importantes a instalaciones comerciales o industriales y/o a los servicios básicos.

18. Riesgo sísmico

a. Definición y justificación de la variable

La estabilidad mecánica de un vertedero está determinada por un factor de seguridad que representa la relación entre fuerzas que tienden al movimiento gravitacional de la masa de relleno y las fuerzas resistentes propias del material que conforma el relleno. Entre las fuerzas que inducen el movimiento gravitatorio de la masa del relleno se encuentran las provocadas por las vibraciones sísmicas (Calvo, 2003) que pueden afectar a los sistemas de recogida de lixiviados, el riesgo potencial de deslizamiento de la masa de vertido (EPA 530-R-93-017, 1993), los sistemas de captación de aguas superficiales, captación de gases, la cobertura, etc. Es por tanto que las infraestructuras deben resistir aceleraciones horizontales máximas (EPA y Engecorps,

1996). Autores como Gandolla y Gfeller (2005) recomiendan evitar estas zonas para el emplazamiento de un vertedero.

Por la incidencia sobre el tipo de uso postclausura del vertedero, Calvo (2003) consideraba la peligrosidad sísmica como una de las características utilizadas en el cálculo del valor ambiental del elemento del medio suelo. Teniendo en cuenta que los efectos que se pueden producir por un vertedero como consecuencia de un movimiento sísmico se extienden también a la etapa de explotación, se ha considerado necesaria su inclusión como variable de *ubicación* relacionada con todos los elementos del medio, *aguas superficiales, aguas subterráneas, suelo, atmósfera y salud y sociedad*, ya que afectaría a diferentes infraestructuras relacionadas con la minimización del riesgo ambiental sobre los cuatro primeros, así como a la pérdida de estabilidad de la masa de residuos, afectando por ello al último de ellos.

b. Clasificación de la variable

En el diseño del vertedero debe primar la resistencia a la máxima aceleración sísmica horizontal en el estrato superficial del suelo del lugar (Calvo, 2003). La interpretación de sismogramas ha posibilitado el cálculo de las cantidades de energía liberadas en forma de movimiento ondulatorio por terremotos de diversas magnitudes. La bibliografía consultada muestra diferentes modos de clasificación de las magnitudes de los terremotos.

En 1935, Richter ideó una escala graduada de magnitudes de los terremotos, que puede relacionarse con la energía liberada en el foco del terremoto. La **escala de Richter**, recogida en la Tabla 4.48, consiste en números que van desde valores menores del 0 a más de 8,5. No existen ni un máximo ni un mínimo fijos, pero los terremotos de máxima magnitud hasta ahora medidos se han cifrado en 8,9 de esta escala. Los de magnitud 2 son los menores normalmente detectados por los sentidos humanos, pero los instrumentos pueden detectar temblores tan pequeños como -3. La magnitud de Richter se mide a partir del sismograma del terremoto y la escala es logarítmica, es decir, la amplitud de las ondas registradas aumenta diez veces por cada aumento de un entero en la escala. La capacidad real de destrucción de un terremoto depende de factores distintos a la liberación de energía expresada por esta magnitud, por ejemplo la proximidad al epicentro y naturaleza de los materiales terrestres. Por ello, y para aspectos relacionados con la sismología, es importante una

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

escala de intensidad diseñada para medir los efectos observados de movimientos del terreno.

Tabla 4.48: Escala de Richter (Strahler, 1992)

Magnitud, escala de Richter.	Liberación de energía, julios	Observaciones.
2,0	$2,5 \times 10^7$	Magnitud mínima detectada normalmente por personas.
2,5-3	$10^8 - 10^9$	El terremoto puede sentir se si es cercano. Se producen unos 100000 seísmos someros de esta magnitud cada año.
4,5	10^{11}	Puede producir daños localizados
5,0	10^{12}	Liberación de energía aproximadamente igual ala a de la primera bomba atómica (Alamogordo, N.M., 1945)
6,0	$2,5 \times 10^{13}$	Destructivo en una extensión pequeña. Unos 100 seísmos someros anuales de esta magnitud.
7,0	10^{15}	Por encima de esta magnitud los terremotos se califican de fuertes. El seísmo puede detectarse en todo el mundo. Cada año se registran unos 14 de esta magnitud o más fuertes.
8,25	$6,0 \times 10^{16}$	Terremoto de San Francisco de 1906.
8,5	$1,5 \times 10^{17}$	Chile 1960, Alaska 1964. Cercanos al máximo conocido.
8,9	$8,8 \times 10^{17}$	Máximo nunca registrado. Sólo se conocen dos: en la frontera Colombia-Ecuador en 1906 y en Japón en 1933.

En Estados Unidos se utiliza de forma generalizada la denominada **escala de Mercalli** que identifica 12 niveles de intensidad, designados por números romanos (Strahler, 1992; Bell, 1999) y que se recoge en la Tabla 4.49.

En España el Decreto 3209/1974, de 30 de agosto, por el que se aprobó la Norma sismorresistente P.D.S.-1 así como la constitución de la Comisión Permanente de Normas Sismorresistentes, consideraba que las intensidades sísmicas se expresaban en grados de la **Escala Macrosísmica Internacional** (M.S.K.), recogidos en la Tabla 4.50. En la actualidad en Europa se utiliza la **Escala Macrosísmica Europea** (EMS-98), cuyos grados de intensidad los definen en función de una descripción de los efectos típicos observados y está en consonancia con la escala MSK (http://www.gfz-postdam.de/pb5/pb53/Project/ems/guide/short/ems_shrt.htm); esta clasificación es utilizada por diferentes organismos, por ejemplo el Instituto Andaluz de Geofísica y prevención de desastres sísmicos de Granada en su cartelería divulgativa, que clasifica en territorio andaluz en cinco niveles según el grado de la escala MSK (menor de VI, entre VI y VII, entre VII y VIII, entre VIII y IX y mayor de IX).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.49: Escala de Mercalli

GRADO	CONSECUENCIAS
I	No se siente. Efectos marginales y de periodo largo de terremotos fuertes.
II	Lo sienten personas quietas en pisos altos o favorablemente situadas.
III	Se siente en interiores. Objetos suspendidos se balancean. Vibración como la del paso de camiones livianos. Se puede calcular su duración pero no identificarse como terremoto.
IV	Se balancean objetos suspendidos. Vibración como la de paso de camiones pesados; o sensación de golpeteo como si una bola pesada golpeará las paredes. Los coches parados se sacuden. Ventanas, platos y puertas crujen. Los vidrios y la cristalería tintinean.
V	Se siente en exteriores; puede deducirse la dirección. Los que duermen se despiertan. Los líquidos se agitan, algunos se derraman. Objetos pequeños inestables se desplaza o vuelcan. Las puertas baten, se cierran, se abre. Se mueven contraventanas y cuados. Los relojes de péndulo se paran, vuelven a funcionar, cambian de ritmo.
VI	Lo siente todo el mundo. Muchos se alarman y salen corriendo de la casas. Las personas caminan inseguras. Se rompen ventanas, platos y cristalerías. Los objetos decorativos y los libros saltan de los estantes. Caen cuadros de las paredes. Los muebles se mueven o caen. En enyesado débil y construcciones con adobe, escasa cementación se agrietan. Suenan campanas pequeñas. Árboles y arbustos se balancean ostensiblemente o se oyen crujir.
VII	Resulta difícil tenerse en pie. Lo notan los conductores. Los objetos suspendidos tiemblan. Se rompen los muebles. Daños a las estructuras de adobe y de escasa cimentación con agrietamiento. Se caen las chimeneas débiles a la altura del techo. Caen el enyesado, ladrillos sueltos, piedras, tuberías, cornisas, parapetos no reforzados y ornamentos arquitectónicos. Aparecen algunas gritas en estructuras de cimentación ordinarias. Olas en charcas, agua enturbada con barro. Pequeños desprendimientos y oquedades en márgenes de arena o grava. Suenan campanas grandes. Daños en acequias de cemento.
VIII	Los conductores de vehículos se sienten afectados. Daños en estructuras de cimentación ordinaria; desplomes parciales. Algunos daños en estructuras rehechura y cimentación buenas; ninguno en estructuras de hechura, cimentación y diseño buenos. Caen el estucado y algunas paredes de albañilería. Torsión o caída de chimeneas domésticas o de fábricas, monumentos, torres y cisternas elevadas. La armazón de las casas se mueven sobre los cimientos o se cae; salen despedidos tabiques sueltos. Los edificios deteriorados se derrumban. Son arrancadas ramas de los árboles. Cambios de caudal o temperatura de manantiales y pozos. Grietas en suelo húmedo y en taludes abruptos.
IX	Pánico general. Destrucción de estructura de adobe; gravísimos daños en estructuras de cimentación y hechura ordinarias a veces con desplome total; daños graves en estructuras de hechura y cimentación buenas. Daños generalizados en los cimientos. Los armazones de los edificios, si no se caen, se desplazan de sus cimientos. Grietas en los armazones. Graves daños en embalses. Rotura de tuberías subterráneas. Gritas patentes en el suelo. En zonas aluviales, emisión de arena y barro, manantiales debidos al terremoto, cráteres de arena.
X	Se destruyen junto con sus cimientos la mayor parte de edificios de albañilería y de armazón. Algunos edificios bien construidos y puentes de madera se destruyen. Daños graves en embalses, presas, terraplenes. Grandes desprendimientos. Se desborda el agua sobre márgenes de canales, ríos, lagos, etc. Traslación horizontal de arena y barro en playas y terrenos llanos. Los raíles se tuercen un poco.
XI	Los raíles se tuercen mucho. Las tuberías subterráneas se estropean completamente.
XII	Destrozo casi total. Se desplazan masas rocosas grandes. Distorsión de las líneas visual y de nivel del paisaje. Son arrojados objetos al aire.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

OPS, 2003, utiliza la clasificación de **Petrovski** para daños provocados por terremotos y establece seis categorías:

- DC1: daño en todos los vidrios, en el techo y en los marcos de las ventanas hasta no más del 33%.
- DC2: daños en el techo y en los marcos de las ventanas hasta no más del 66%.
- DC3: Daños en la estructura de soporte de techo hasta el 50%, agujeros en paredes, daños en el techo y en los marcos de las ventanas hasta el 100%.
- DC4: Daños en la estructura general hasta el 15%.
- DC5: daños en la estructura general desde 15-50%
- DC6: daños en la estructura general desde el 50-100%.

En el año 2002 España aprueba la nueva **norma de construcción sismorresistente (NCSR-02)** por el Real Decreto 997/2002. En este caso la peligrosidad sísmica del territorio nacional se define en el mapa de peligrosidad sísmica de la Figura 4.20. Dicho mapa suministra la aceleración sísmica básica σ_b , un valor característico de la aceleración horizontal de la superficie del terreno y expresado en relación al valor de la gravedad (g), así como el coeficiente de contribución (K) que tiene en cuenta la influencia de los distintos tipos de terremotos esperados en la peligrosidad sísmica de cada punto. Además en su Anexo 1 detalla por municipios los valores de la aceleración sísmica básica iguales o superiores a 0,04 g , junto con los del coeficiente de contribución K organizados por comunidades autónomas. Teniendo en cuenta el citado valor característico (σ_b) el R.D. 997/2002 proporciona una clasificación de la peligrosidad sísmica en cinco niveles, recogidos en la Tabla 4.50.

La Resolución de 17 de septiembre de 2004, de la subsecretaría, por la que se ordena la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 16 de julio de 2004, por el que se modifica la Directriz básica de planificación de protección civil ante el riesgo sísmico, aprobada para el Acuerdo del Consejo de Ministros de 7 de abril de 1995, establece la distribución mostrada en la Figura 4.21. En dicha figura se establecen cuatro grados de intensidad

Para llevar a cabo la clasificación de la variable, y con la finalidad de que pueda ser aplicable en lugares con diferentes escalas sísmicas de referencia, se han usado las correspondencias que entre las escalas de Mercalli modificada, la escala M.S.K., contemplada en el Decreto 3209/1974 (Tabla 4.52), y la clasificación de peligrosidad

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

sísmica recogida en el Real Decreto 997/2002 por lo que queda la clasificación que es mostrada en la Tabla 4.53.

Tabla 4.50: Grados de intensidad M.S.K.

GRADOS	DESCRIPCIÓN
I	La sacudida no es percibida por los sentidos humanos, siendo detectada y registrada solamente por los sismógrafos.
II	La sacudida es perceptible solamente por algunas personas en reposo, en particular en lo pisos superiores de los edificios.
III	La sacudida es percibida por algunas personas dentro de los edificios y sólo en circunstancias muy favorables fuera de ellos. La vibración percibida es semejante a la causada por el paso de un camión ligero. Observadores muy atentos pueden notar ligeros balanceos de objetos colgados, más acentuados en los pisos altos de los edificios.
IV	El sismo es percibido por muchas personas dentro de los edificios y por algunas en el exterior. Algunas personas que duermen se despiertan pero nadie se atemoriza. La vibración es comparable al paso de un camión pesado con carga. Las ventanas puertas y vajillas vibran. Los pisos y muros producen chasquidos. El mobiliario comienza a moverse. Los líquidos contenidos en recipientes abiertos se agitan ligeramente. Los objetos colgados se balancean ligeramente.
V	a) El sismo es percibido dentro de los edificios por la mayoría de las personas y por muchas en el exterior. Muchas personas que duermen se despiertan y algunas huyen. Los animales se ponen nerviosos. Las construcciones se agitan con una vibración general. Los objetos colgados se balancean ampliamente. Los cuadros golpean sobre los muros o son lanzados fuera de su emplazamiento. En algunos casos los relojes de péndulo se paran. Los objetos ligeros se desplazan o vuelcan. Las puertas o ventanas abiertas batien con violencia. Se vierten en pequeña cantidad los líquidos contenidos en recipientes abiertos y llenos. La vibración se siente en la construcción como la producida por un objeto pesado arrastrándose. b) En las construcciones Tipo A son posibles ligeros daños (clase 1). c) En ciertos casos se modifica el caudal de los manantiales.
VI	a) Lo sienten la mayoría de las personas, tanto dentro como fuera de los edificios. Muchas personas salen a la calle atemorizadas. Algunas personas llegan a perder el equilibrio. Los animales domésticos huyen a los establos. En algunas ocasiones, la vajilla y la cristalería se rompen, los libros caen de sus estantes, los cuadros se mueven y los objetos inestables vuelcan. Los muebles pesados pueden llegar a moverse, las campanas pequeñas de torres y campanarios pueden sonar. b) Se producen daños moderados (clase 2) en algunas construcciones del tipo A. se producen daños ligeros (clase 1) en algunas construcciones del tipo B y en muchas del tipo A. c) En ciertos casos, pueden abrirse gritas de hasta 1 cm. De ancho en suelos húmedos. Pueden producirse deslizamientos en las montañas. Se observan cambios en el caudal de los manantiales y en el nivel de agua de los pozos.
VII	a) La mayoría de las personas se aterroriza y corre a la calle. Tienen dificultad para mantenerse en pie. Las vibraciones son sentidas por personas que conducen automóviles. Suenan las campanas grandes. b) Muchas construcciones tipo A sufre daños graves (clase 3) y algunas incluso destrucción (clase 4). Muchas construcciones del tipo B sufren daños moderados (clase 2). Algunas construcciones del tipo C experimentan daños ligeros (clase 1). c) En algunos casos, se producen deslizamientos en las carreteras que transcurren sobre laderas con pendientes acusadas, se producen daños en las juntas de las canalizaciones y aparecen fisuras en muros de piedra. Se aprecia oleaje en las lagunas y el agua se enturbia por remoción del fango. Cambia el nivel del agua en los pozos y el caudal de los manantiales. En algunos casos, vuelven a manar manantiales que estaban secos y se secan otros que manaban. En ciertos casos se producen derrumbes en taludes de arena o grava.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.50: Grados de intensidad M.S.K. *Continuación.*

GRADOS	DESCRIPCIÓN
VIII	<p>a) Miedo y pánico general, incluso en las personas que conducen automóviles. En algunos casos se desgajan las ramas de los árboles. Los muebles, incluso pesados, se desplazan o vuelcan. Las lámparas colgadas sufren daños parciales.</p> <p>b) Muchas construcciones tipo A sufren destrucción (clase 4) y algunas colapso (clase 5). Muchas construcciones tipo B sufren daños graves (clase 3) y algunas destrucción (clase 4). Muchas construcciones de tipo C sufren daños moderados (clase 2) y algunas graves (clase 3). En ocasiones, se produce la rotura de algunas juntas de canalizaciones. Las estatuas y monumentos se mueven y giran. Se derrumban muros de piedra.</p> <p>c) Pequeños deslizamientos en las laderas de los barrancos y en las trincheras y terraplenes con pendientes pronunciadas. Grietas en el suelo de varios centímetros de ancho. Se enturbia el agua de los lagos. Aparecen nuevos manantiales, vuelven a tener agua pozos secos y se secan otros existentes. En muchos casos cambia el caudal y el nivel de agua de los manantiales y pozos.</p>
IX	<p>a) Pánico general. Daños considerables en el mobiliario. Los animales corren confundidamente y emiten sonidos peculiares.</p> <p>b) Muchas construcciones del tipo A sufren colapso (clase 5). Muchas construcciones tipo B sufren destrucción (clase 4) e incluso colapso (clase 5). Muchas construcciones tipo C sufren daños graves (clase 3) y algunas destrucción (clase 4). Caen monumentos y columnas. Daños considerables en depósitos de líquidos. Se rompen parcialmente las canalizaciones subterráneas. En algunos casos los carriles de ferrocarril se curvan y las carreteras quedan fuera de servicio.</p> <p>c) Se observa con frecuencia que se producen extrusiones de agua, arena y fango en los terrenos saturados. Se abren grietas en el terreno de hasta 10 cm. De ancho y de más de 10 cm. En laderas y en las márgenes de los ríos. Aparece además, numerosas grietas pequeñas en el suelo. Desprendimiento de rocas y aludes. Muchos deslizamientos de tierras. Grandes olas en lagos y embalses. Se renuevan pozos secos y se secan otros existentes.</p>
X	<p>b) La mayoría de las construcciones de tipo A sufren colapso (clase 5). Muchas construcciones de tipo B sufren colapso (clase 5). Muchas construcciones de tipo C sufren destrucción (clase 4) y algunas colapso (clase 5). Daños peligrosos en presas, daños serios en puentes. Los carriles de las vías férreas se desvían y a veces se ondulan. Las canalizaciones subterráneas son retorcidas o rotas. El pavimento de las calles y el asfalto forman grandes ondulaciones.</p> <p>c) Grietas en el suelo de algunos decímetros de ancho que pueden llegar a ser de 1m. Se producen anchas grietas paralelamente a los cursos de agua. Deslizamientos de tierras sueltas en las laderas con fuertes pendientes. En los ribazos de los ríos y en laderas escarpadas se producen considerables deslizamientos. Desplazamientos de arenas y fangos. Cambio de nivel de agua en los pozos. El agua de canales y ríos es lanzada fuera de su cauce normal. Se forman nuevos lagos.</p>
XI	<p>b) Daños importantes en construcciones, incluso en las bien realizadas, en puentes y líneas de ferrocarril. Las carreteras importantes quedan fuera de servicio. Las canalizaciones subterráneas quedan destruidas.</p> <p>c) El terreno queda considerablemente deformado tanto por desplazamientos horizontales como verticales y con anchas grietas. Muchas caídas de rocas. Para determinar la intensidad de las sacudidas sísmicas se precisan investigaciones especiales.</p>
XII	<p>b) Prácticamente se destruyen o quedan gravemente dañadas todas las estructuras, incluso las subterráneas.</p> <p>c) La topografía cambia. Grandes grietas en el terreno con importantes desplazamientos horizontales y verticales. Caídas de rocas y hundimientos en los escarpes de los valles, producidas en vastas extensiones. Se cierran valles. Aparecen cascadas y se desvían los ríos. Para determinar la intensidad sísmica se precisan investigaciones especiales.</p>

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.51: Clasificación de la peligrosidad sísmica (R.D. 997/2002)

Peligrosidad sísmica	1	$\sigma_b \geq 0,16g$
	2	$0,12g \leq \sigma_b < 0,16g$
	3	$0,08g \leq \sigma_b < 0,12g$
	4	$0,04g \leq \sigma_b < 0,08g$
	5	$\sigma_b < 0,04g$



Figura 4.20: Mapa sísmico de la norma sismorresistente (R.D. 997/2002)

Tabla 4.52: Correspondencias entre escalas del R.D. 997/2002

M.M. (Mercalli Modificada)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
M.S.K. (Internacional)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12

c. Ponderación de la variable

Esta nueva variable no está relacionada con los elementos estructurales y no afecta directamente a los elementos del medio, así que tomará para todos ellos la ponderación mínima 1.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL



Figura 4.21: Mapa de peligrosidad sísmica para un periodo de retorno de 500 años (Resolución de 17 de septiembre de 2004)

Tabla 4.53: Clasificación de la variable *riesgo sísmico* para todos los elementos del medio

Variable	Clasificación (C _j)		Condición		
Riesgo sísmico	Muy bajo	1	Muy bajo	Escala EMS, MSK o Mercalli	< VI
				σ_b	< 0,04g
	Bajo	2	Bajo	Escala EMS, MSK o Mercalli	VI-VII
				σ_b	0,04g-0,08g
	Medio	3	Medio	Escala EMS, MSK o Mercalli	VII-VIII
				σ_b	0,08g-0,12g
	Alto	4	Alto	Escala EMS, MSK o Mercalli	VIII-IX
				σ_b	0,12g-0,16g
	Muy alto	5	Muy alto	Escala EMS, MSK o Mercalli	>IX
				σ_b	>0,16g

19. Seguridad

a. Definición y justificación de la variable

Las cuestiones de salud y seguridad pública están relacionadas con la presencia de riesgos ambientales, generándose cuando se producen cambios cualitativos y cuantitativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los diversos componentes del medio que ponen en peligro la salud, la seguridad o el bien público.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La gestión de los residuos municipales comprende varias etapas, cada una de las cuales plantea problemas ambientales y de salud específicos (Al-Yaquot y Hamoda, 2002). Entre ellos se destacan los generados en la fase de recolección (Mustajbegovic *et al.*, 1994; Poulsen *et al.*, 1995) y los asociados al tratamiento y eliminación de los mismos en vertederos.

Entre los problemas de salud asociados a la gestión de los residuos, y más frecuentes entre los trabajadores del sector, se incluyen: insuficiencia respiratoria debido a la presencia de virus, bacterias, hongos, endotoxinas (Rajan *et al.*, 2005; Poulsen *et al.*, 1995; Krajewski *et al.*, 2001) y partículas en suspensión que además pueden pasar al torrente circulatorio; obstrucciones pulmonares (Williams y Jose, 2001), bronquitis y tos crónica; irritación en los ojos y la piel y problemas gastrointestinales (Poulsen *et al.*, 1995) debido a la presencia de altos niveles de parásitos intestinales como *Ascaris lumbricoides*, *Entamoeba histolytica*, *Klebsiella*, y *Escherichia coli* así como un amplio espectro de patógenos humanos (Adeyeba y Akinbo, 2002) y huevos de helmintos (Poulsen *et al.*, 1995); alteraciones sistémicas que incluyen síntomas neurológicos, debidos en la mayor parte de los casos a la presencia de sólidos en suspensión; recientes estudios han mostrado también los daños cerebrales debido a contaminantes presentes en el aire o la relación existente entre partículas y riesgo creciente de cáncer .

En muchos países la ausencia de políticas de gestión de residuos modernas y realistas, es uno de los principales puntos débiles del sistema, con producciones de residuos sin apenas tratamiento y con disposiciones finales en vertederos con graves problemas de ubicación, diseño y explotación, en los que existen importantes grupos marginales que realizan actividades de recuperación de residuos en el mismo vertedero, con los riesgos sanitarios que ésto conlleva (Zepeda *et al.*, 1997; Calvo *et al.*, 1998; Díaz, 1998). En estos casos, la implantación de sistemas apropiados para la eliminación de residuos urbanos se ve retrasada por la ausencia de tecnologías apropiadas y la inexistencia de personal cualificado así como de suficientes recursos económicos (Patil y Shekdar, 2001).

La salud y la seguridad de los trabajadores en los vertederos son por tanto cruciales en la explotación de los vertederos. Existen normas, como las Occupational Safety and Health Administration (de aquí en adelante OSHA), que son desarrolladas mediante

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

programas en diferentes países. Pero además los accidentes en los entornos de los vertederos han generado la puesta en marcha de una serie de medidas para mejorar la seguridad de los mismos.

Calvo (2003) consideró la variable denominada *equipamiento personal* entendiendo que el mayor o menor riesgo de los trabajadores de la instalación dependía de la dotación de los mismos en materia de prevención de riesgos. En nuestro caso, se ha denominado *seguridad* debido a que se va a incluir también una serie de medidas relacionadas con la seguridad de las instalaciones, ya que el paso de personas ajenas a la explotación puede traer consigo accidentes, tal y como se ha indicado. Esta variable afectará al elemento del medio *salud* (Calvo, 2003) y está relacionada con el *diseño y explotación* del vertedero.

b. Clasificación de la variable

En las normas OSHA se recogen una serie de requisitos relacionados con las pautas de comportamiento que deben cumplir los trabajadores de los vertederos de residuos urbanos. Estos requisitos cambian continuamente, y por eso se deberán consultar las normativas más recientes para el correcto desarrollo de programas de seguridad y salud laboral. En ellas se presta una especial atención a los tipos de ropa y de botas protectoras, al equipamiento para la cabeza de filtro-aire y los guantes a prueba de pinchazos suministrados a los trabajadores (Tchobanoglous, 1996).

Además, para evitar los accidentes en los entornos de los vertederos se han puesto en marcha una serie de medidas, entre las que se incluyen: acceso restringido mediante guardias o mediante monitores las 24 horas, existencia de barreras artificiales o naturales que controlen la entrada y salida, vallados y señalizaciones de prohibido el paso y otras advertencias. En algunas localizaciones se usan cámaras de televisión para supervisar el funcionamiento del vertedero y el acceso al lugar (British Standard 135, 1722; EPA, 2005).

En materia de seguridad el RD 1481/2001 indica que el vertedero deberá disponer de medidas que impidan el libre acceso a las instalaciones, las entradas estarán cerradas fuera de las horas de servicio, y el sistema de control de acceso deberá incluir un programa para detectar y disuadir el vertido ilegal en la instalación. En este aspecto Szanto (2000) estableció la necesidad de evitar la entrada de personas ajenas a la

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

instalación e impuso la necesidad de construir un cerco perimetral a toda la superficie de la misma.

Calvo (2003) estableció la clasificación de la variable en función del equipamiento del personal que accede al vertedero. Para ello previamente estableció las causas principales de los problemas en la salud que se pueden producir en las operaciones de vertido. La variable se clasificaba en tres categorías: *adecuada*, valorada con 1; *inadecuada*, valorada como 2; y *sin equipamiento*, con valor 3. Se consideraba adecuada cuando en la visita a vertedero no se encontraba ninguna de las características siguientes, referidas al equipamiento del personal:

- Inadecuado diseño de las operaciones de limpieza en las diferentes instalaciones del vertedero y la falta de instrumentación para realizar estas operaciones.
- Falta de instrucción adecuada en cuanto a la prohibición del consumo de alimentos durante la jornada de trabajo.
- Falta de instrucciones precisas en cuanto a la prohibición de recuperación de residuos.
- Falta de supervisión por parte del equipo profesional asesor o del jefe de operaciones.
- Ausencia de equipos de trabajo adecuados, tales como ropa específica, mascarillas, guantes, botas, etc.
- Falta de sanitarios y vestuarios.

Se consideraba sin equipamiento cuando no se cumplía más de la mitad; en el resto de las situaciones se considera como inadecuada. Puede darse el caso de que el vertedero se encuentre en estado de abandono, en esta situación se considerará inoperativo el vertedero respecto a esta variable y no se computará en el cálculo de la probabilidad de contaminación del elemento salud.

En relación a la clasificación de la variable, es necesario completarla teniendo en cuenta también la seguridad de la instalación, además de los riesgos de salud de la misma. Por otro lado la consideración de no contemplarla en el caso de que el vertedero no esté operativo se considera poco adecuada ya que, en estos casos, puede darse la circunstancia de que la instalación presente graves problemas de seguridad y salud debido al acceso incontrolado de personas al mismo.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Teniendo en cuenta las consideraciones de Calvo (2003), así como la bibliografía anteriormente comentada en relación a la prevención de riesgos en trabajadores de vertederos, y de accidentes, se establece un nuevo listado de requisitos que deberán cumplir las instalaciones y que permitirán clasificar la variable (Tabla 4.54):

- Los trabajadores contarán con equipos de protección individual (EPI's) tales como ropa especial, botas protectoras, equipamientos para la cabeza de filtro- aire, guantes a prueba de pinchazos,...
- Existirán accesos restringidos (vallados y señalizados con prohibiciones de paso y advertencias) cámaras de televisión para supervisar el funcionamiento y acceso del vertedero.
- Se prohibirá el consumo de alimentos durante la jornada de trabajo.
- Existirá una supervisión por parte del equipo profesional asesor o jefe de operaciones.
- La instalación estará dotada de un número adecuado de sanitarios y vestuarios.

c. Ponderación de la variable

La ponderación de esta variable en relación al elemento del medio *salud* tiene valor máximo 2 ya que está directamente relacionada con la misma (Calvo, 2003).

Tabla 4.54: Clasificación de la variable *seguridad en el vertedero*.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Seguridad	Muy bajo	1	Seguridad muy alta	Es la situación más favorable, donde se cumplen todos los aspectos mencionados en la lista anterior.
	Bajo	2	Seguridad alta	Se cumplen todas excepto una, pero queda excluida la inexistencia o mal estado de EPI's.
	Medio	3	Seguridad media	Se cumplen todas excepto dos de los aspectos mencionados en la lista, quedando excluida la inexistencia o mal estado de los EPI's.
	Alto	4	Seguridad baja	No se cumplen tres de los requisitos establecidos en el listado de forma completa o en algunos aspectos de su descripción.
	Muy alto	5	Seguridad muy baja	No se cumplen cuatro o más de los condicionantes establecidos.

20. Sistema de drenaje superficial.

a. Definición y justificación de la variable

Uno de los factores más importantes que condicionan la cantidad y composición del lixiviado generado en los vertederos es el aporte de humedad que recibe la masa de residuos, entre los que se encuentran las precipitaciones (Al-Yaqout y Hamoda, 2003; Tränkler, 2005) y las aguas procedentes de la escorrentía superficial (Huber y Dickinson, 1988).

El sistema de drenaje superficial en un vertedero es el conjunto de infraestructuras diseñadas y construidas con el objetivo de recoger las aguas pluviales y de escorrentía superficial, para evitar su entrada en la masa de residuos, minimizando su infiltración y la consecuente generación de lixiviados (Tchobanoglous, 1994).

Para que ésto se lleve a cabo de forma adecuada, este tipo de infraestructuras deben diseñarse y construirse considerando la descarga máxima de las tormentas según el periodo de retorno de diseño, que Glysson (2003) estimó estadísticamente en 25 años, así como el drenaje de aguas al menos durante las 24 horas posteriores a dicha tormenta. Además, para asegurar un correcto funcionamiento, será necesario el mantenimiento del buen estado de conservación y limpieza de dichas infraestructuras en la fase de explotación.

Es por tanto una variable de *diseño y explotación*, que estará relacionada con los elementos del medio *aguas superficiales y subterráneas*, tal y como contempló Calvo (2003).

b. Clasificación de la variable

Según Tchobanoglous (1994) deben diseñarse instalaciones de drenaje que limiten el recorrido del agua superficial. Para ello, propone el uso de canales interceptores que dirijan el flujo hacia un canal principal más grande para apartarlo del lugar. Estos canales pueden ser abiertos o recubiertos, con diferentes formas: trapezoidal, en forma de “uve” y los de “uve curvos”.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Las aguas pluviales que no hayan entrado en contacto con la zona activa del vertedero no deben mezclarse con los efluentes líquidos del mismo, sometiéndose a un control de sedimentación antes del vertido definitivo (Glysson, 2003). Tchobanoglous (1994) propone la construcción de estanques para contener los flujos desviados del agua pluvial, minimizando así las inundaciones río abajo. Normalmente, se deben recoger las aguas pluviales, tanto en las proporciones completadas del vertedero como en las zonas aún no rellenas.

En la metodología formulada por Calvo (2003) esta variable se clasificó en tres categorías:

- Red de drenaje existente, y en buen estado, cuando se había diseñado de acuerdo con las precipitaciones locales, se encontraba perimetralmente recogiendo las aguas de escorrentía que penetraban en el punto de vertido, poseía dimensiones y pendientes adecuadas para recoger y evacuar la escorrentía de la cuenca del vertedero y estaba en un estado de conservación adecuado en lo referente a limpieza y desperfectos. En este caso la variable se calificaba con el menor valor 1.
- La segunda clasificación de la variable, calificada con valor 2, era la de existente y en mal estado, cuando no se cumplían las anteriores características de diseño y mantenimiento.
- Finalmente se calificaba con valor 3 si no existía infraestructura alguna para el drenaje de las aguas superficiales.

Con la finalidad de contemplar los criterios de diseño y mantenimiento de este tipo de infraestructuras, y en base a los criterios establecidos por Calvo (2003), Glysson (2003) y Tchobanoglous (1994) se ha formulado una nueva clasificación de la variable, que incluye además situaciones intermedias a las consideradas por Calvo en su clasificación existente y en mal estado. De este modo, la clasificación porpueta en la Tabla 4.55 atenderá al cumplimiento en mayor o menor medida de los siguientes criterios:

- a) El sistema de drenaje recoge las aguas de escorrentía que penetran en el punto de vertido, con dimensiones y pendientes adecuadas para acumular y evacuar la escorrentía de la cuenca del vertedero, diseñado de acuerdo con las precipitaciones locales

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- b) El estado de conservación es adecuado en lo que se refiere a limpieza y control de desperfectos.
- c) Existen canales interceptores que dirigen el flujo hacia un canal principal más grande para apartarlo del lugar.
- d) El vertedero cuenta con estanques para contener los flujos desviados del agua pluvial, minimizando así las inundaciones río abajo. Normalmente, se deben recoger las aguas pluviales tanto en las proporciones completadas del vertedero como en las zonas aún no rellenas.

Tabla 4.55: Clasificación de la variable *sistema de drenaje superficial*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Sistema de drenaje superficial	Muy bajo	1	Muy adecuado	Existen canales interceptores y canales principales con dimensiones y pendientes adecuadas para acumular y evacuar la escorrentía de la cuenca, de acuerdo con las precipitaciones locales. Su estado de conservación es adecuado en lo que se refiere a limpieza y control de desperfectos. El vertedero cuenta con estanques de contención de pluviales.
	Bajo	2	Adecuado	Existen canales interceptores y principales con dimensiones y pendientes adecuadas, de acuerdo con las precipitaciones locales. Su estado de conservación es adecuado. No existe estanque de contención de pluviales.
	Medio	3	Regular	Existe sistema de drenaje superficial con canales interceptores y principales con dimensiones y pendientes adecuadas. Su limpieza y control de desperfectos no es el más idóneo. No existe estanque para la contención de pluviales.
	Alto	4	Inadecuado	Existe sistema de drenaje superficial muy básico, no diseñado específicamente de acuerdo a las precipitaciones locales, independientemente del estado de conservación. No existe estanque para la contención de pluviales.
	Muy alto	5	No existe	No existe infraestructura para la recogida de aguas superficiales

c. Ponderación de la variable

Calvo (2003) consideraba para el caso de contaminación de las aguas superficiales de esta variable un valor de ponderación mínima (1), al estimar que no estaba relacionada con ninguno de los elementos estructurales definidos y no influía directamente en la contaminación de los recursos hídricos superficiales. Pero ha quedado demostrado que una mala explotación de este sistema puede repercutir tanto

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

en las aguas superficiales como subterráneas, lo que ha motivado un cambio en la definición, de tal modo que su ponderación será 2 al estar relacionada con los elementos del medio *aguas superficiales y subterráneas* ya que afectan directamente a la producción de lixiviados .

21. Taludes del vertedero

a. Definición y justificación de la variable

La colocación de los residuos y la formación de taludes se consideran esenciales para la estabilidad del vertedero, en particular para evitar deslizamientos (R.D. 1481/2001; Calvo *et al.*, 2004). Es por ello que se realizan análisis paramétricos de distintas conformaciones geométricas con el objetivo de establecer inclinaciones de taludes de residuos urbanos estables que a su vez optimicen la capacidad de deposición en vertederos sanitarios (Fortuna, 2002).

La pendiente de vertedero juega un papel importante ya que distribuye los esfuerzos. La alta compresibilidad del residuo y los procesos de degradación deben estudiarse por el riesgo de desplazamientos de las líneas del sistema (Jones y Dixon, 2005). Fortuna (2002) establece que los declives de los taludes tienden a disminuir con el tiempo debido a los grandes recalques.

El ángulo de rozamiento interno unido a la cohesión de la masa de residuos, son los parámetros intrínsecos más importantes en la estabilidad de dicha masa. Éstos junto con la maquinaria, darán lugar a taludes con características idóneas de estabilidad que evitará la movilización de la masa de residuos que puede afectar a las aguas superficiales, aguas subterráneas, suelo, atmósfera y salud y sociedad. Calvo (2003) exclusivamente consideró la variable en la afección sobre el suelo.

La presencia de pendientes inestables generan costes adicionales de mantenimiento para conseguir una estabilidad adecuada del sistema, que a largo plazo encarezcan el mantenimiento del mismo (Glysson, 2003). Por otro lado, cuanto mayor sea la pendiente de los taludes laterales menor será la relación área superficial/volumen, con el consiguiente ahorro de material. Se trata por tanto de una variable relacionada con el *diseño y explotación* del punto de vertido.

b. Clasificación de la variable

Existen diferentes consideraciones relativas a los taludes que deben adoptarse (todas ellas han sido recogidas en la Tabla 4.56). Por ejemplo Fortuna realiza un estudio de la estabilidad de los taludes en tres conformaciones geométricas:

- Altura de la masa de residuos mayor de 20 m con inclinaciones de taludes 1V:1H y bermas de 6 m de longitud cada 10 m de altura.
- Altura de la masa de residuos 30 m encima de la superficie, taludes 1V:1H con 6 m de longitud también cada 10 metros.
- Altura de la masa de residuos más de 30 metros por encima de la superficie, taludes con inclinación 1V:1,5 H y bermas semejantes a las anteriores.
- Finalmente, para alturas mayores, se debe hacer un análisis. La inclinación máxima operacional para taludes de RSU simplemente con uso de tractores es de 1V:1H. Taludes más inclinados necesitan de excavaciones durante la ejecución.

Álvaro y Fantelli (2001) establecen que los lados superiores e inferiores de cada celda deberán ser horizontales y los laterales inclinados. La inclinación adoptada dependerá de la naturaleza del residuo, composición, compactación, naturaleza de las movilizaciones, la inclusión de sistemas de revestimiento y posibles fallos o el desarrollo de porosidades en el suelo debido a la presencia de agua a lo largo de las superficies.

Basándonos en los rangos establecidos por los autores mencionados anteriormente se ha modificado la clasificación establecida por Calvo (2003) quedando del siguiente modo (Tabla 4.57):

c. Ponderación de la variable

La metodología EVIAVE pondera esta variable con un valor de 2 o máximo en relación al elemento del medio *suelo* ya que está directamente relacionada con el elemento estructural porcentaje de materia orgánica en el vertedero, y que coincide con lo propuesto por Calvo (2003). Sin embargo, la metodología EVIAVE considera la afección para el resto de elementos del medio por los motivos anteriormente expuestos y se le aplica una ponderación mínima 1 debido a que no está relacionada

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

directamente con los elementos estructurales y tampoco afecta directamente a los elementos del medio.

Tabla 4.56: Clasificaciones de la variable taludes de vertedero según diferentes autores.

AUTORES	CLASIFICACIÓN
Davies y Cornwell (1998)	Rangos típicos de pendientes de taludes de basura de 1,5:1 a 2:1 (H:V)
Landfill design, construction and operational practice (1995)	Rangos típicos entre 2:1 y 3:1
Álvaro y Fantelli (2001)	Establecen que las mejores pendientes de trabajo para alcanzar buenas compactaciones son del 10%, aunque lo normal es trabajar con pendientes del 30%.
Hontoria y Zamorano (2000)	Las pendientes del vertedero terminado deberán ser 3:1, y la altura del vertedero, hasta la parte más alta, no mayor a 200 m.
Fortuna (2002)	Verifica como taludes adecuados los de inclinaciones de 1V:1H (45°) para vertederos de hasta 20 metros de altura. La necesidad de bermas de equilibrio cada 10 metros de altura con extensión de 6 metros. Aceptan incluso inclinaciones de 1'5H: 1V.
Oweis <i>et al.</i> (1990)	Recomienda que para residuos domésticos, industriales y comerciales la pendiente de 4:1 proporcionará generalmente un factor aceptable de seguridad ²⁰ .
Jones y Dixon (2005)	Rango de pendiente adecuado es la relación 3:1 ya que otras geometrías podrían sufrir un fallo global de estabilidad que deformaría la masa del residuo. Los estudios realizados por estos autores los han hecho en cinco categorías de pendientes distintas ²¹ : <ul style="list-style-type: none"> ○ 3:1 ○ 2.5:1 ○ 2:1 ○ 1.5:1 ○ 1:1
Calvo (2003)	Taludes del vertedero son adecuados cuando poseen una pendiente inferior a 3:1 (H:V); si se sitúa entre 3:1 y 2:1 se considerará media; y si es superior a 2:1, su consideración de estabilidad se estimará como no adecuada.

²⁰ Oweis et al. (1990) consideran necesaria la comprobación geotécnica durante la colocación de los materiales así como de los sistemas sobre los que se ubican. Para residuos cuyas propiedades geotécnicas son conocidas se pueden justificar distintas pendientes siempre y cuando puedan demostrarse dichos factores de seguridad.

²¹ Esta clasificación es dada por el efecto de la geometría del vertedero en el desarrollo de las movilizaciones de la interface. Los principales valores de movilización pueden ser calculados por la base y los lados de la pendiente en el peso de la lengua de la interface dentro de cuatro estados. Esto sirve para calcular la cumbre, el residual y el 50% de la reducción del ángulo de fricción y adhesión y multiplicar los valores obtenidos por el porcentaje de la interface con estas condiciones.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.57: Clasificación de la variable *taludes de vertedero*.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Taludes de Vertedero	Muy bajo	1	Pendiente muy adecuada	Pendiente de talud inferior a 4:1 (H:V)
	Bajo	2	Pendiente adecuada	Pendiente de talud comprendida entre 4:1 y 3:1.
	Medio	3	Pendiente de adecuación media	Pendiente de talud comprendida entre 3:1 y 2:1
	Alto	4	Pendiente de baja adecuación	Pendiente de talud comprendida entre 2:1 y 1,5:1.
	Muy alto	5	Pendiente no adecuada:	Pendiente de talud superior a 1,5:1.

22. Tamaño del vertedero

a. Definición y justificación de la variable

Calvo (2003) no consideró esta variable, sin embargo en las conclusiones de su trabajo, tras la aplicación de la metodología a vertederos en España (Calvo *et al.*, 2005) y Chile (Calvo *et al.*, 2007) justifica la necesidad de tener en cuenta el tamaño del vertedero de alguna manera.

El tamaño del vertedero podría ser incluido en la metodología, bien como una variable, o bien considerándolo como un coeficiente que es aplicado a los índices finales calculados en función de la mayor o menor severidad o importancia que se pretende dar a la misma, tal y como se hizo en la metodología desarrollada para El Catálogo de Sellado de Vertederos de la provincia de Granada (Plan Director de Gestión de Residuos Urbanos de la Provincia de Granada, 2001). Los resultados analizados por Ayala (2006), tras la aplicación y el análisis comparado de esta metodología con la desarrollada por Calvo (2003) mostraron una pérdida de información proporcionada por otras variables ya que este coeficiente hace que finalmente el índice final de valoración del impacto sea proporcional al tamaño de la población.

Por ello en la presente metodología se ha considerado la inclusión del tamaño del vertedero como una nueva variable, que afectará a todos los elementos del medio y que se clasifica como variable de *diseño y explotación*.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

b. Clasificación de la variable

El Anexo C de la UNE 150008:2000 EX establece una clasificación de la población en cinco categorías:

- Despoblado/doblamiento disperso
- Baja densidad (pequeños núcleos aislados)
- Densidad media.
- Densidad alta.
- Densidad muy alta.

El Catálogo de vertederos incontrolados de la provincia de Granada define el Coeficiente de magnitud del vertedero (CP) en virtud de la población vertedora estableciendo unos rangos de población que permiten valorar el tamaño del vertedero en relación al volumen del mismo. Este coeficiente oscila entre 1 y 10, siendo más significativo que la superficie afectada, ya que ésta depende de la morfología. Los rangos establecidos se recogen en la Tabla 4.58.

Tabla 4.58: Coeficiente de magnitud del vertedero en función de los rangos de población (Catálogo de vertederos incontrolados de la provincia de Granada)

Rango de población	Valor de CP
>25000 h.	10
10000-24999 h.	9
5000-9999 h.	7
1000-4999 h.	5
500-999 h.	3
<500 h.	2

Esta clasificación se realizó, tal y como se ha indicado, para puntos de vertido incontrolados, presentes en prácticamente todos los municipios de la provincia de Granada. En la Figura 4.22 se observa como en número de núcleos de población en los intervalos inferiores y superiores es bajo, siendo mayor en los que se encuentran entre 1000 y 4999 habitantes.

Para llevar a cabo la clasificación de la variable vamos a considerar la cantidad de residuos depositados en vertedero. Lógicamente esta cantidad es proporcional a la población servida por la instalación, sin embargo las tasas de generación de residuos pueden variar considerablemente de unos núcleos a otros (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Glysson, 2003; Hontoria y Zamorano, 2000), así como de las prácticas de

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

recuperación de los mismos (Hontoria y Zamorano, 2000; Tchobanoglous *et al.*, 1994). Para clasificar la variable hemos considerado los últimos datos publicados por el Ministerio de Medio Ambiente en relación con las toneladas de rechazo de residuos depositados en las plantas de recuperación de residuos existentes en España en el año 2004 (Tabla 4.59).

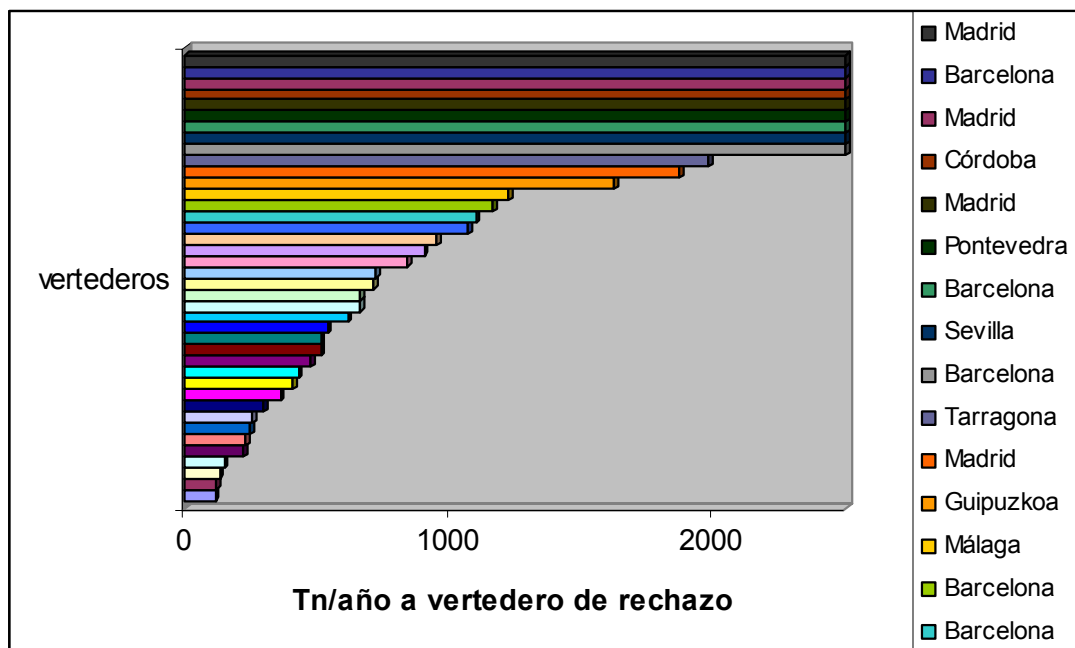


Figura 4.22: Gráfica de distribución de vertederos de rechazos por provincias.

Esos datos se han clasificado en cinco grupos homogéneos, permitiendo así llevar a cabo una clasificación de tamaño de los vertederos. Lógicamente en el caso de no existir planta de tratamiento las toneladas depositadas serán mayores y por tanto nos iremos a condiciones más desfavorables dentro de la clasificación.

La clasificación que se ha llevado a cabo para esta variable es únicamente aplicable en el caso de nuestro país, siendo necesario hacer una clasificación semejante en el caso de aplicar la metodología en ámbitos territoriales diferentes (Tabla 4.60).

c. Ponderación de la variable

La ponderación de esta variable toma valor máximo 2 para todos los elementos del medio ya que, aunque, no tiene relación directa con los elementos estructurales, sí causa afección directa a los elementos del medio.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.59: Cantidad de rechazos que van a vertederos distribuidas por provincias.

POBLACIÓN	Tn/año a vertedero de rechazo
Barcelona	112,91
Lérida	118,16
Cantabria	129,68
Las Palmas	148,37
Córdoba	221
Gerona	230,90
Cantabria	246,97
Córdoba	255
Las Palmas	294,31
Córdoba	360
Alicante	405,69
Cantabria	429,45
Ciudad Real	473,00
Sevilla	513,48
Guipuzkoa	514,00
Menorca	540
Oviedo	617
Jaén	660,79
Valencia	664,38
Álava	712,00
Vizcaya	725,00
Barcelona	843,24
Mallorca	905,07
Gerona	951,85
Barcelona	1.070,94
Barcelona	1.100,46
Barcelona	1.162,23
Málaga	1.224,00
Guipuzkoa	1.624,48
Madrid	1.870,00
Tarragona	1.983,83
Barcelona	2.592,39
Sevilla	2.941,09
Barcelona	4.580,89
Pontevedra	6.620,00
Madrid	6.817,00
Córdoba	7.914,00
Madrid	12.337,00
Barcelona	12.950,00
Madrid	14.816,00

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.60: Clasificación de la variable *cantidad de residuos depositados en vertedero*.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Cantidad de residuos depositados en Vertedero	Muy bajo	1	Vertedero de muy baja capacidad	< 300 Tn/año
	Bajo	2	Vertedero de baja capacidad	300-600 Tn/año
	Medio	3	Vertedero de capacidad media	600-1000 Tn/año
	Alto	4	Vertedero de alta capacidad	1000-2500 Tn/año
	Muy alto	5	Vertedero de gran capacidad	> 2500 Tn/año

23. Tipo de residuo

a. Justificación y clasificación de la variable

El tipo de residuo dispuesto en el vertedero es determinante en lo que se refiere a la toxicidad del lixiviado y a la producción de biogás. En el caso de existir grandes cantidades de residuos peligrosos el lixiviado se transforma en muy agresivo frente a los elementos del medio, de ahí la importancia de considerar la tipología de los residuos a la hora de analizar su riesgo de contaminación.

De igual modo, el conocimiento del porcentaje de materia orgánica en el residuo es importante ya que esta fracción es biodegradable y se transforman mediante procesos microbiológicos (fases aerobias, ácida y metanogénica) produciendo:

- Lixiviados; cuanto mayor se el porcentaje de materia orgánica en el vertedero, mayor será la capacidad de producir lixiviados bajo unas condiciones determinadas.
- Biogás; la composición de los residuos influye directamente sobre la calidad del biogás y sus características contaminantes.
- Produce en ocasiones presencia de animales (vectores sanitario). Pueden afectar directamente sobre la salud, higiene y seguridad en el trabajo de los operarios y recuperadores, en caso de existir.
- Olores.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Asentamientos diferenciales que pueden afectar directamente sobre la salud de la comunidad o indirectamente a través del sustrato edáfico.

Calvo (2003) consideró esta variable, que en la metodología EVIAVE ha sido clasificada como de *explotación*. En la metodología original se consideró que esta variable de vertedero afectaba a todos los elementos del medio excepto al suelo. Sin embargo se entiende que los problemas ambientales que se van a generar como consecuencia del tipo de residuo depositado en el vertedero afecta también al elemento del medio suelo; por ejemplo la contaminación por lixiviados, asentamientos, etc. Por lo tanto, y a diferencia de la metodología propuesta por Calvo, se considerará que esta variable afecta a todos los elementos del medio *aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo y salud y sociedad*.

b. Clasificación de la variable

La Directiva 31/99/CE clasifica los vertederos en función de los residuos admisibles en los mismos, estableciendo criterios diferentes en cuanto a ubicación, diseño y explotación de los mismos; esta clasificación se recoge en el artículo 4 del RD 1481/2001 y distingue:

- **Vertederos para residuos peligrosos.** Sólo admitirán residuos peligrosos que cumplan los requisitos fijados en el anexo II del RD 1481/2001 para dicha clase de vertederos, es decir los que se ajusten a la definición de residuo peligroso incluida en el artículo 3, párrafo c), de la Ley 10/1998, de residuos, y mostrarán un contenido total o lixivabilidad de componentes potencialmente peligrosos lo suficientemente bajos como para no suponer un riesgo para la salud de las personas o para el medio ambiente.
- **Vertederos para residuos no peligrosos.** Podrán admitir (Directiva 31, 1999): residuos urbanos, residuos no peligrosos de cualquier otro origen que cumplan con los requisitos fijados en el anexo II del RD 1481/2001 para dicha clase de vertederos, residuos peligrosos no reactivos, estables o provenientes de un proceso de estabilización, cuyo comportamiento de lixiviación sea equivalente al de los residuos no peligrosos mencionados anteriormente, y que cumplan los criterios de admisión establecidos en el anexo II del RD 1481/2001. La Decisión del Consejo de 19 de diciembre de 2002 completa los criterios y procedimientos relativos a la admisión de residuos en los vertederos con arreglo a los principios establecidos en la Directiva 1999/31/CE y recogidos en el RD 1481/2001.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- **Vertederos para residuos inertes.** Sólo admitirán residuos inertes que cumplan los criterios de admisión fijados en el anexo II para dicha categoría de vertederos, es decir, deberán ajustarse a la definición de residuo inerte incluida en el artículo 2, párrafo b), del RD 1481/2001; este RD los define como aquellos residuos no peligrosos que no experimentan transformaciones físicas, químicas o biológicas significativas.

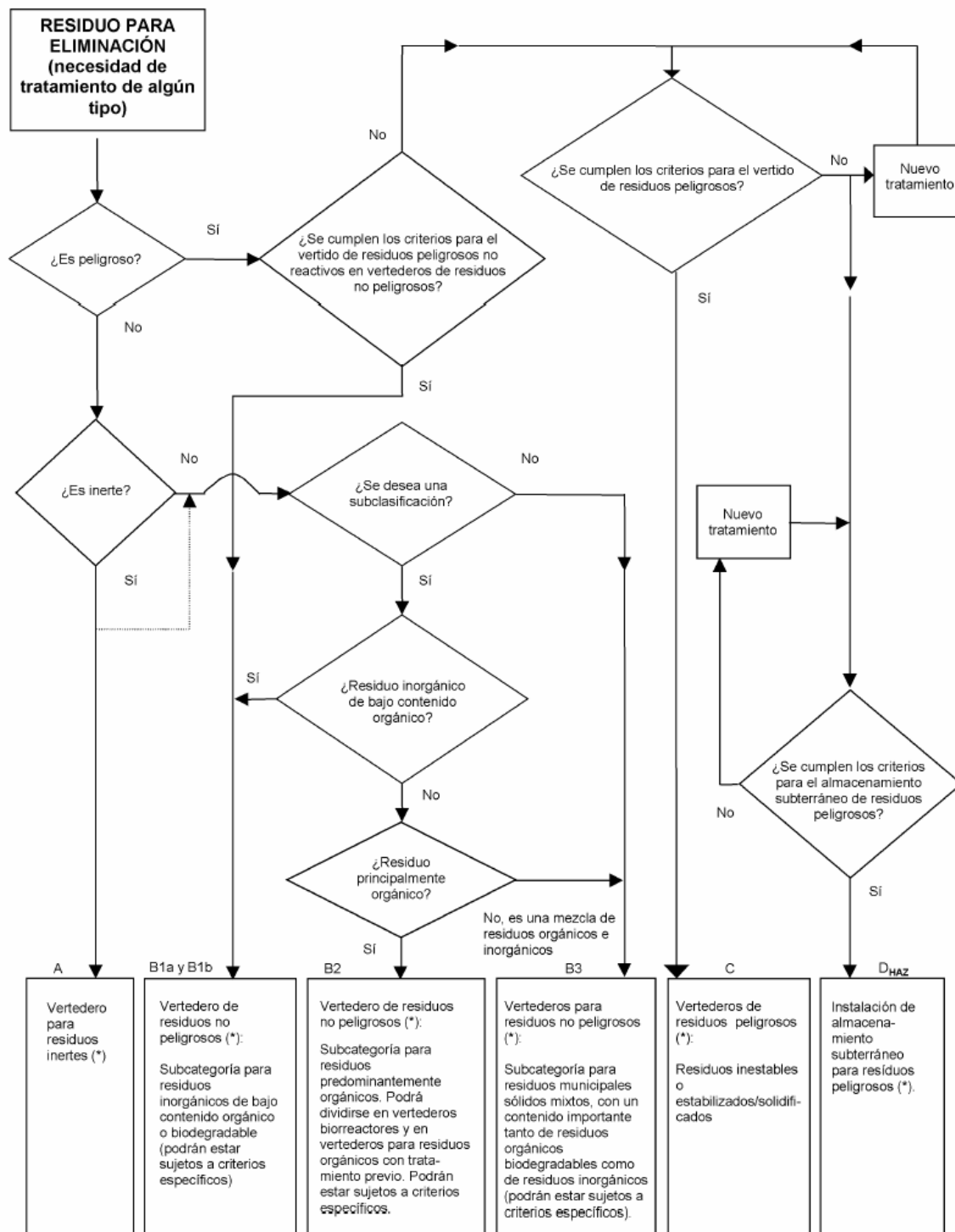
La Decisión del Consejo, de 19 de diciembre de 2002, establece los criterios y procedimientos de admisión de residuos en los vertederos con arreglo al artículo 16 y al anexo II de la Directiva 1999/31/CEE. Dichos criterios se resumen en la Figura 4.23, que recoge el diagrama de las opciones de vertido previstas por la Directiva y en que se observa se distinguen cinco grupos de vertederos, en función del tipo de residuo así como la mayor o menor presencia de fracción orgánica, lo que puede estar ligada al tipo de tratamiento previo que se le da a los residuos.

Calvo (2003) clasificó la variable atendiendo a unos porcentajes de presencia de residuos peligrosos, residuos inertes y materia orgánica, que no fueron justificados por bibliografía alguna. Lo que es claro es que a mayor presencia de fracción orgánica o de residuos peligrosos, y menor porcentaje de residuos inertes, el potencial contaminante de la masa de residuo es mayor.

Teniendo en cuenta la filosofía establecida en la clasificación realizada por Calvo (2003), pero con la finalidad de considerar también la tipología de vertederos y los criterios de admisión fijados para vertederos en la normativa vigente, se va establecer una nueva clasificación de la variable, basada en los grupos previsto por la Directiva 13/99 y la Decisión del Consejo de 19 de diciembre de 2002. La clasificación se lleva a cabo evaluando dos conceptos diferenciados. Por un lado el tipo o tipos de residuos que se depositen en un vertedero, y por otro lado el porcentaje de materia orgánica presente en dichos residuos depositados. En la Tabla 4.61 se recoge la clasificación resultante.

Lógicamente puede ser necesario evaluar vertederos en funcionamiento antes de la entrada en vigor de la normativa actual, y en lo que lógicamente no se han respetado criterios de admisión algunos.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL



(*) En principio, el almacenamiento subterráneo es también posible para los residuos inertes y no peligrosos.

Figura 4.23: Diagrama de opciones de vertido previstas en la Directiva 1999/31/CEE

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.61: Clasificación de la variable *tipo de residuos*.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Tipo de residuos	Muy bajo	1	Poder contaminante muy bajo	Vertedero de residuos no peligrosos. Subcategoría para residuos con elevado grado de separación previa y presencia fundamental de fracción de rechazo con baja presencia de materia orgánica
	Bajo	2	Poder contaminante bajo	Vertedero de residuos no peligrosos. Subcategoría para residuos con bajo grado de separación previa y presencia fundamental de fracción de rechazo con presencia de materia orgánica
	Medio	3	Poder contaminante medio	Vertedero de residuos con elevado porcentaje de materia orgánica procedente de residuos no sometidos a tratamiento previo para separación de la fracción orgánica con presencia residuos inertes.
	Alto	4	Poder contaminante alto	Vertedero de residuos con elevado porcentaje de materia orgánica procedente de residuos no sometidos a tratamiento previo para separación de la fracción orgánica con presencia residuos inertes y algunos residuos de naturaleza peligrosa
	Muy alto	5	Poder contaminante muy alto	Vertedero de residuos con elevado porcentaje de materia orgánica procedente de residuos no sometidos a tratamiento previo para separación de la fracción orgánica con presencia importante de residuos de naturaleza peligrosa

c. Ponderación de la variable

Calvo (2003) consideró esta variable con una ponderación para las *aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera y salud* con un valor máximo de 2. La metodología EVIAVE considera que afecta a todos los elementos del medio con valor máximo (2).

24. Viento

a. Definición y justificación de la variable

El Instituto Nacional de Meteorología (INM) define el viento como el movimiento del aire con relación a la superficie terrestre que fluye desde las zonas de altas presiones hasta de las de bajas, compensando las diferencias de presión (Günter, 2003). Se trata de una magnitud vectorial, por lo tanto en su predicción se hace constar dirección y velocidad (Ledesma, 2000).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tal y como indicó Calvo (2003) el viento es una característica que contribuye a la dispersión de contaminantes (Gandola y Gfeller, 2005), polvo, olores, ruidos, basuras, etc. a través del mismo. En la metodología original no se consideró como variable de vertedero sino como característica para el cálculo del valor ambiental del elemento del medio atmósfera. Sin embargo el viento se incluye en diferentes metodologías y bibliografías consultadas como uno de los criterios que deben considerarse a la hora de estudiar la idoneidad de ubicación de un vertedero, evitándose la elección de zonas en las que sea frecuente (Kontos *et al.*, 2005; Landfill desing, construction and operational practice, 1995; Gandolla y Gfeller, 2005). Se entiende, por lo tanto, que el viento es una característica del lugar de ubicación del punto de vertido que contribuye a una mayor o menor dispersión de la contaminación para los elementos del medio *atmósfera* y *salud y sociedad*, por lo que se justifica en la formulación de la metodología EVIAVE, a diferencia de Calvo, su consideración como variable de vertedero, clasificada como de *ubicación*.

b. Clasificación de la variable

Existen numerosas clasificaciones de los vientos, considerándose en la mayor parte de los casos dos de sus características: intensidad y dirección.

Existen varias metodologías propuestas para conocer la dirección del viento aunque la mas extendida es la de la Rosa de los vientos que mide esta variable en ocho direcciones: N (dirección entre 337,5 y 22,5°), NE (dirección entre 22,5° y 67,5°), E (dirección entre 67,5° y 112,5°), SE (dirección entre 112,5° y 157,5°), S (dirección entre 157,5 t 202,5°), SW (dirección entre 202,5° y 247,5°), W (dirección entre 247,5° y 292,5°), NW (dirección entre 292,5° y 337,5°) (Ledesma, 2000). Los vientos de dirección variable son aquellos cuya dirección oscila frecuentemente en más de 90°, aunque no hay que confundir con un viento que gire de una dirección a otra durante el periodo considerado.

El tratamiento estadístico de la dirección de los vientos pasa necesariamente por la elaboración de rosas de viento locales, donde gráficamente, y por lo regular en ocho rumbos, se distribuyen las frecuencias de los vientos en cada dirección en horas nocturnas y diurnas por separado, y para las distintas estaciones del año. Su análisis revela de inmediato las direcciones dominantes y su vinculación con la circulación general atmosférica o con accidentes orográficos locales (Yeves, 1993)

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Para la velocidad, el INM usa la predicción de sus valores medios (entendidos como la media en diez minutos). En alguna ocasión se hace referencia a los valores de velocidad instantánea, que también se conocen como rachas, definidas como desviaciones transitorias de la velocidad del viento con respecto a su valor medio, siendo positiva o negativa y dura un tiempo relativamente corto. En las predicciones se hace referencia a las rachas de viento cuando se trata solamente de desviaciones positivas de la velocidad media.

Existen numerosas clasificaciones del viento, en función de su velocidad. En la Tabla 4.62 aparecen recogidas algunas de ellas:

Tabla 4.62: Clasificaciones de la velocidad del viento

AUTORES	TIPO	DESCRIPCIÓN
LEDESMA (2000)	Calma	velocidad media menor o igual a 5 km/h.
	Flojo	velocidad media comprendida entre 6 y 20 km/h.
	Moderado	velocidad media comprendida entre 21 y 40 km/h.
	Fuerte	velocidad media comprendida entre 41 y 70 km/h.
	Muy fuerte	velocidad media comprendida entre 71 y 120 km/h.
	Huracanado	velocidad media mayor de 120 km/h.
FRONTANA (1984)	0-5 km/h	
	6-28 km/h	
	29-61 km/h	
	más de 62 km/h.	
Atlas de Andalucía (2001)	menor de 20 km/h.	
	entre 20-40 km/h	
	entre 40-60 km/h,	
	entre 60-80 km/h,	
	mayor de 80 km/h,	

Kontos *et al.* (2005) presentan una metodología para ubicación de vertederos, aplicada en Lemnos (Grecia). En este caso se establece una clasificación del viento basada en el hecho de la exposición al viento del punto de vertido considerado. La morfología del sitio y la frecuencia de orientación del viento se tienen en cuenta para el desarrollo de criterios específicos. Los aspectos morfológicos están expresados en grados basados en el azimuth, mientras que la frecuencia del viento está expresado como un porcentaje, tal y como muestra la Tabla 4.63, basada en los datos recogidos por la Agencia Nacional de Meteorología en los que la peor situación es el 10.6%. Puede haber direcciones en las que haya menos frecuencia de vientos y por tanto alcanzar los datos de mayor adecuación. Las zonas que presenten una menor frecuencia de vientos serán las más adecuadas para la ubicación del vertedero; el caso más desfavorable será aquel en el que exista una exposición al viento en cualquier dirección, concretamente en las zonas llanas.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.63: Frecuencias de vientos (Kontos, 2005).

ORIENTACIÓN	FRECUENCIA DEL VIENTO (%)	GRADO
Sureste (112,5-157,5°)	6.6	9
Oeste (247,5-292,5°)	6.6	9
Suroeste (22,5-247,5°)	8.6	8
Norte (0-22,5° y 337,5-360°)	9.4	6
Sur (157,5-202,5°)	10.6	5
Noroeste (292,5-337,5°)	10.6	5
Este (67,5°-112,5°)	12.6	4
Noreste (22,5-67,5°)	24.6	1
Cualquier dirección de exposición		0

La escala de Beaufort establece doce grados de efectos del viento de intensidad creciente (Roth, 2003), tal y como se recoge en la Tabla 4.64.

Tabla 4.64: Escala de Beaufort (Roth, 2003).

Nivel de Beaufort	Designación	Efectos del viento en tierra firme
0	Calma	Viento en calma, el humo asciende en vertical.
1	Ventolina	La dirección del viento sólo se detecta en el humo pero no en veletas.
2	Brisa muy débil	El viento se nota en la cara, las hojas susurran, la veleta se mueve.
3	Brisa débil	Se mueven las hojas y las ramas finas, el viento extiende un banderín.
4	Brisa moderada	Se levanta polvo y papeles sueltos, se mueven las ramas y los troncos más finos.
5	Brisa fresca	Los árboles pequeños de copa ancha empiezan a cimbriarse.
6	Brisa fuerte	Se mueven ramas grandes, silbidos en líneas telegráficas, dificultad para usar paraguas.
7	Viento fuerte	Se mueven todos los árboles, dificultad para avanzar contra el viento.
8	Viento duro	Se rompen ramas de los árboles, gran dificultad para desplazarse a descubierto.
9	Muy duro	Daños menores en viviendas (caída de chimeneas y tejados)
10	Temporal	Árboles arrancados de raíz, daños importantes en construcciones.
11	Borrasca	Daños de tempestad garantizados (muy inusual en zonas del interior)
12	Huracán	Estragos graves.

Como se ha indicado Calvo (2003) en su estudio del viento lo incluyó dentro de las características consideradas en el cálculo del Valor Ambiental del elemento del medio atmósfera. Para ello realizó la clasificación en función de su intensidad y dirección, tomando como referencia núcleos de población cercanos y utilizando la clasificación de Frontana (1984). Diferenció cuatro categorías:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Baja intensidad (inferior a 5 km/h).
- Alta intensidad o débil, distinta al núcleo urbano.
- Débil-Media intensidad hacia el núcleo urbano (inferior a 28 km/h).
- Alta-Media intensidad hacia el núcleo urbano (superior a 29 km/h).

Es necesario llevar a cabo una nueva clasificación, en este caso como variable, ya que la valoración realizada por Calvo (2003) se hace desde el punto de vista de la consideración del viento como un descriptor ambiental. Además, dicho autor establece una clasificación basada en la existencia o no de un núcleo urbano en las proximidades, sin hacer referencia a las distancias consideradas. Esta clasificación puede dar problemas ya que se pueden dar casos muy diferentes y que no están contemplados en ella. También puede existir un solo núcleo pero estar a una distancia lo suficientemente alejada como para no verse afectada. Esta es la razón por la que se ha planteado hacer una nueva clasificación en la que se va a considerar el criterio de clasificación establecido por Kontos (2005), basado en la orientación de los vientos más frecuentes, así como su intensidad.

En el primer caso será necesario fijar un ámbito territorial de estudio, en base al cual se analizarán las frecuencias de exposición a los vientos predominantes. Se ha analizado el caso concreto de las diferentes provincias andaluzas como ejemplo de ello, analizando la dirección de los vientos predominantes a partir de los datos proporcionados por la Consejería de Agricultura y Pesca de la Comunidad de los últimos siete años ([www.juntadeandalucia.es/innovacioncienciayempresa/ifapa/ria/servelet\(FrotController\)](http://www.juntadeandalucia.es/innovacioncienciayempresa/ifapa/ria/servelet(FrotController)))

Las estaciones agroclimáticas consultadas son las que se recogen en la Tabla 4.65.

El análisis estadístico de datos muestra como los vientos del Oeste y Suroeste son los más frecuentes en la Comunidad Autónoma, por lo que las áreas con esta orientación serán las que tengan una clasificación más elevada. Por otro lado los menos frecuentes son los vientos del norte. En la Tabla 4.66 se indica, para el caso de Andalucía, la clasificación de la dirección del viento.

Además de la orientación del viento se considerará también su intensidad. Para ello se ha seleccionado la clasificación de Ledesma (2000), por el número de intervalos considerados, completada con la escala de Beaufort para aquellos casos en los que

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

no existan registrados datos en la zona de la velocidad del viento. La clasificación de esta característica se recoge en la Tabla 4.67.

Tabla 4.65: Estaciones agroclimáticas existentes en Andalucía
(<http://www.juntadeandalucia.es/innovacioncienciayempresa/ifapa/ria/servlet/FrontController>)

PROVINCIA	ID ESTACIÓN	ESTACIÓN	PROVINCIA	ID ESTACIÓN	ESTACIÓN
Almería	10	Adra	Jaén	6	Alcaudete
Almería	2	Almería	Jaén	11	Chiclana de segura
Almería	8	Cuevas Alanzora	Jaén	1	Huesa
Almería	5	Fiñana	Jaén	15	Jaén
Almería	7	Huércal-Overa	Jaén	103	Jódar
Almería	1	La mojonera	Jaén	12	La higera de Arjona
Almería	3	Níjar	Jaén	9	Linares
Almería	11	Níjar	Jaén	7	Mancha Real
Almería	4	Tabernas	Jaén	10	Marmolejo
Almería	12	Tíjola	Jaén	13	Mengíbar
Almería	9	Tíjola	Jaén	2	Pozo Alcón
Almería	6	Virgen de Fátima-Cuevas Alanzora	Jaén	4	Sabiote
Cádiz	1	Basurta-Jerez de la Frontera	Jaén	3	San José de los propios
Cádiz	101	CIFA-Chipiona	Jaén	14	Santo Tomé
Cádiz	5	Conil de la frontera	Jaén	5	Torreblascopedro
Cádiz	2	Jerez de la frontera	Jaén	101	Torreperojil
Cádiz	7	Jimena de la frontera	Jaén	8	Úbeda
Cádiz	8	Puerto de Santa María	Jaén	102	Villacarrillo
Cádiz	9	Sanlúcar de barrameda	Málaga	3	Antequera
Cádiz	3	Sanlúcar de barrameda	Málaga	5	Archidona
Cádiz	6	Vejer de la frontera	Málaga	9	Cártama
Cádiz	4	Villamartín	Málaga	7	Churriana
Granada	11	Almuñécar	Málaga	4	Estepota
Granada	9	Almuñécar	Málaga	1	Málaga
Granada	1	Baza	Málaga	8	Pizarra
Granada	7	Cádicar	Málaga	6	Sierra Yeguas
Granada	101	CIFA-Granada	Málaga	2	Vélez Málaga
Granada	5	Iznalloz	Sevilla	5	Aznalcázar
Granada	6	Jérez del marquesado	Sevilla	101	Carmona-Tornejil
Granada	3	Loja	Sevilla	19	CIFA-Las Torres

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.65: Estaciones agroclimáticas existentes en Andalucía . *Continuación*.
(<http://www.juntadeandalucia.es/innovacioncienciayempresa/ifapa/ria/servlet/FrontController>)

PROVINCIA	ID ESTACIÓN	ESTACIÓN	PROVINCIA	ID ESTACIÓN	ESTACIÓN
Granada	10	Padul	Sevilla	21	CIFA-Los Palacios
Granada	4	Pinos puente	Sevilla	9	Écija
Granada	2	Puebla D. Fadrique	Sevilla	17	Guillena
Granada	8	Zafarraya	Sevilla	20	Isla Mayor
Huelva	10	Almonte	Sevilla	10	La Luisiana
Huelva	6	Aroche	Sevilla	7	La Puebla del Río
Huelva	8	El campillo	Sevilla	8	La puebla del Río II
Huelva	1	El Tojaillo-Gibraleón	Sevilla	12	La Rinconada
Huelva	3	Gibraleón	Sevilla	2	Las cabezas de S. Juan
Huelva	9	La palma del condado	Sevilla	4	Lebrija 2
Huelva	7	La puebla de D.Guzmán	Sevilla	3	Lebrija 1
Huelva	2	Lepe	Sevilla	15	Lora del Río
Huelva	4	Moguer	Sevilla	16	Los Molares
Huelva	101	Moguer-El Cebollar	Sevilla	1	Los Palacios y Villafranca
Huelva	5	Niebla	Sevilla	11	Osuna
			Sevilla	18	Puebla Cazalla
			Sevilla	13	Sanlúcar La Mayor
			Sevilla	6	Villafranco del Guadalquivir
			Sevilla	14	Villanueva del Río y Minas

Tabla 4.66: Clasificación de la dirección del viento en Andalucía.

ORIENTACIÓN	FRECUENCIA (%)	CLASIFICACIÓN
Oeste (247,5-292,5°)	18,71	5
Suroeste (202,5-247,5°)	18,29	
Este (67,5-112,5°)	13,39	4
Noreste (22,5-67,5°)	11,54	3
Noroeste (292,5-337,5°)	11,15	
Sureste (112,5-157,5°)	10,19	2
Sur (157,5-202,5°)	9,38	
Norte (0-22,5° y 337,5-360°)	7,35	1

Tabla 4.67: Velocidad del viento

DENOMINACIÓN	VELOCIDAD		CLASIFICACIÓN
Muy fuerte y huracanado	> 70 km/h	Nivel de Beaufort > 7	5
Fuerte	40-70 km/h	Nivel de Beaufort 5-6	4
Moderado	20-40 km/h	Nivel de Beaufort 3-4	3
Flojo	5-20 km/h	Nivel de Beaufort 1-2	2
Calma	< 5 km/h	Nivel de Beaufort 0	1

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La clasificación de la variable resultará de la suma de las dos características consideradas, dirección del viento e intensidad, y queda tal y como se recoge en la Tabla 4.68.

Tabla 4.68: Clasificación de la variable *viento*.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Viento	Muy bajo	1	Zona muy idónea de ubicación con respecto al viento	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 1 ó 2.
	Bajo	2	Zona idónea de ubicación con respecto al viento	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 3 ó 4.
	Medio	3	Zona con idoneidad media de ubicación con respecto al viento	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 5 ó 6.
	Alto	4	Zona de baja idoneidad de ubicación con respecto al viento	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 7 ó 8.
	Muy alto	5	Zona de muy baja idoneidad de ubicación con respecto al viento	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 9 ó 10.

c. Ponderación de la variable

Esta nueva variable tendrá coeficiente de ponderación máximo 2 para la *atmósfera*, y valor 1 para el resto de los elementos del medio.

25. Visibilidad

a. Definición y justificación de la variable

La apariencia del sitio es una de las mayores influencias de como el lugar es percibido por la sociedad (Landfill design, construction and operational practice, 1995), existen metodologías como la propuesta por Kontos *et al.* (2005) que tienen en cuenta para la ubicación de vertederos el criterio de visibilidad. Y entre otras medidas se establecen la incorporación de estudios del terreno, plantación de vegetación, ocultación de áreas de operación, limpieza de instalaciones, facilidades de aparcamiento, señalización e iluminación (Landfill design, construction and operational practice, 1995).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Esta variable no fue contemplada en su momento por Calvo (2003). Pero atendiendo a los efectos negativos, que la ubicación de un vertedero puede tener en una zona determinada se justifica su presencia.

Es por tanto una variable de *ubicación*, que previene la oposición pública causada por la visibilidad del sitio (NIMBY Síndrome) (Kontos *et al.*, 2005) por tanto afectará directamente al elemento del medio *salud y sociedad*.

b. Clasificación de la variable

Kontos *et al.* (2005) establecen una metodología de ubicación de vertederos que combina el uso de técnicas GIS y Métodos de Análisis Multivariante (MCA) en el que se tiene en cuenta el criterio de visibilidad. Dicho criterio no corresponde con ninguna restricción legal, sino a la protección estética de áreas no habitadas que previenen la oposición pública causada por la visibilidad del sitio.

Este criterio está basado en las distancias radiales a áreas urbanas y carreteras principales. Aún así, la mayor distancia de un punto de vertedero a un área urbana o carretera es el mejor criterio a utilizar. Se notó que la distancia directa no fue el parámetro único usado en este criterio y que desde áreas relativamente cerradas de centros urbanos o carreteras puede ser no visible por la propia morfología (Kontos *et al.*, 2005). La clasificación que establecen estos autores se recoge en la Tabla 4.69.

Tabla 4.69: Clasificación de las zonas visibles

Zonas visibles	Valor del gradiente
No visibles por un observador debido a la morfología superficial.	10
Zonas visibles a una distancia mayor a 2000 m.	8
Zonas visibles a una distancia entre 500-2000m de carreteras principales.	7
Zonas visibles a una distancia de 1000 a 2000m de áreas urbanas.	5
Zonas visibles a una distancia inferior a 500m de carreteras principales	3
Zonas visibles a una distancia de 500 a 1000m de áreas urbanas.	2
Zonas visibles a una distancia inferior a 500 m de áreas urbanas.	1

Al no encontrarse otras referencias bibliográficas que clasifiquen esta variable de vertedero, esta clasificación ha sido adaptada para homogeneizar los datos en una clasificación de cinco variables, tal y como se ha hecho con todas las variables contempladas en la presente metodología. De tal modo, que la clasificación queda de la forma que recoge la Tabla 4.70.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.70: clasificación de la variable *visibilidad*

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Visibilidad	Muy bajo	1	Muy bajo	No visible
	Bajo	2	Bajo	Visible desde zonas urbanas a más de 2000 m y/o desde carreteras principales a una distancia de 500-2000m.
	Medio	3	Medio	Visible desde zonas urbanas a 1000-2000m y/o desde carreteras principales a una distancia menor a 500m.
	Alto	4	Alto	Visible desde zonas urbanas a una distancia entre 500-1000m.
	Muy alto	5	Muy alto	Visibles desde zonas urbanas a menos de 500m.

c. Ponderación de la variable

Esta nueva variable posee ponderación máxima 2 para el elemento del medio *salud* y *sociedad* por su afección directa a este elemento del medio.

26. Vulnerabilidad de las aguas subterráneas

a. Definición y justificación de la variable

El agua subterránea ocupa los poros de los suelos y de las rocas que integran la corteza terrestre. Cerca de la superficie el terreno posee una cantidad variable de huecos, pero al descender las presiones se hacen más altas, dando lugar a que los poros se cierren y el agua sólo exista a estas profundidades. Se denomina nivel freático al lugar geométrico de los puntos en los que la presión del agua es atmosférica, siendo igual a 0. Por debajo del nivel freático la presión del agua es positiva, y el agua situada bajo este nivel, y en comunicación continua, recibe el nombre de agua freática (Jiménez *et al*, 1975) y es la que puede ser extraída para diferentes usos por parte del hombre.

A más de 30 años de la introducción del término **vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación**, por parte de Margat (1968), aún se discute la definición y el alcance del mismo. En este sentido, la mayoría de los autores considera a la vulnerabilidad una propiedad cualitativa que indica el grado de protección natural de un acuífero

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

respecto a la contaminación y, en general, terminan calificándola como *baja*, *media*, o *alta*, a veces con el agregado de *muy alta* y *muy baja*. Se han sucedido numerosas definiciones, calificaciones y metodologías sobre el mismo, en muchos casos orientadas a su representación cartográfica. Hasta la fecha, sin embargo, no se ha logrado consenso sobre el alcance del término. En este sentido, existen dos grandes corrientes. La **vulnerabilidad intrínseca**, es aquella derivada de las características propias del acuífero y su entorno, sin considerar la acción de los contaminantes (Foster y Hirata, 1991). Cuando, además de las características físicas e hidrológicas del medio, se tiene en cuenta la incidencia de sustancias contaminantes, la vulnerabilidad se denomina **específica** (Custodio, 1995; Carbonel, 1993; EPA, 1991; Vrba y Zaporozec, 1994).

Etxebarria *et al.*, 2005, definen la atenuación natural como la reducción de la concentración de contaminantes en el medio ambiente a través de procesos biológicos de degradación (biodegradación aeróbica y anaeróbica, captación por plantas y animales), fenómenos físicos (advección, dispersión, dilución, difusión, volatilización, porción/deserción) y reacciones químicas (intercambio iónico, complejación transformaciones abióticas).

Otro concepto íntimamente asociado a la vulnerabilidad es el de **riesgo a la contaminación**, aunque éste también genera diferencias en su definición, utilidad y técnicas para el mapeo. Algunos autores (Foster, 1987) definen al riesgo como el peligro de deterioro en la calidad de un acuífero, por la existencia real o potencial de sustancias contaminantes en su entorno. Otros (Vrba y Zaporozec, 1994) lo asimilan a la vulnerabilidad específica, que se refiere al peligro de contaminación del agua subterránea respecto a un contaminante o familia de contaminantes de características y comportamientos similares (nitratos, hidrocarburos livianos o pesados, plaguicidas, materia orgánica, fenoles, metales, etc).

En la bibliografía son numerosas las referencias relativas a la contaminación de aguas subterráneas como consecuencia de la presencia de un vertedero en sus proximidades, debido a la generación de lixiviado (Barcelona *et al.*, 1990; Futta *et al.*, 1997; Christensen *et al.*, 2000; Ding *et al.*, 2001). Por ello deben desestimarse, para la ubicación de vertederos, todas aquellas áreas cuya permeabilidad no sea baja o nula, con objeto de impedir la percolación del agua de lluvia contaminada por contacto con los residuos hacia capas profundas, y evitar así la posible contaminación de las aguas subterráneas (Villalobos, 1991).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Con la finalidad de considerar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas Calvo (2003) definió para ello la variable *características del acuífero o importancia hidrogeológica relativa*. En nuestro caso se ha creído conveniente modificar la denominación de la misma ya que con este término se hace referencia a sus características desde el punto de vista ambiental, y por tanto estaría dentro de lo que posteriormente definiremos como *descriptores ambientales* que se utilizarán en la determinación del Valor Ambiental. La variable se ha renombrado por tanto como **Vulnerabilidad de las Aguas Subterráneas a la contaminación**, no obstante el objeto de ella es igual en el caso de la formulada por Calvo, es decir, pretende considerar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas próximas al punto de vertido, frente a la contaminación que produce la emisión de lixiviados, pero sin tener en cuenta las características del contaminante; es decir se utilizará el concepto de vulnerabilidad intrínseca.

Esta es una variable se ha clasificado como de *ubicación* y afecta únicamente al elemento del medio *aguas subterráneas*, tal y como justificó Calvo (2003).

b. Clasificación de la variable

Las variables más empleadas para la cuantificación de la vulnerabilidad o vulnerabilidad intrínseca son: profundidad de la superficie freática, características litológicas e hidráulicas de la zona subsaturada, espesor y tipo de suelo, magnitud de la recarga, litología y tipo de acuífero; lógicamente a mayor número de variables consideradas en la determinación, mayor exactitud. No obstante, la solubilidad, movilidad y persistencia de ciertos contaminantes como los nitratos, hacen que algunas de estas variables pierdan consistencia respecto a la vulnerabilidad. Además, dado que algunos de estos componentes son dinámicos (posición de la freática, recarga, renovación), la vulnerabilidad de un mismo sitio puede variar temporalmente.

Existen numerosas metodologías para cualificar la vulnerabilidad y permitir su mapeo a diferentes escalas, la gran mayoría desarrolladas para acuíferos libres. A continuación se analizan las más utilizadas.

- **Método DRASTIC:** Fue desarrollado por ALLER *et al.* (1987) para EPA con el objeto de evaluar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos, y es considerado

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

como un desarrollo de un método de ordenación de la vulnerabilidad de contaminación provocada por los residuos urbanos desarrollado por LeGrand (1983). Es un método de uso muy difundido, tanto para la evaluación cualitativa como para el mapeo; se basa en la asignación de índices que van de 1 a 10, que indican la mínima vulnerabilidad y la máxima respectivamente. Su asignación se hace de acuerdo a las características y el comportamiento de las variables consideradas en el acrónimo DRASTIC:

D (depth – profundidad del agua freática)

R (recharge - recarga neta)

A (acuífer - litología del acuífero)

S (soil – tipo de suelo)

T (topography - topografía)

I (impact -litología de la sección subsaturada)

C (hydraulic conductivity – conductividad hidráulica del acuífero).

Además de lo expresado, a cada variable se le asigna un peso o ponderación, de acuerdo a la influencia respecto a la vulnerabilidad. Para el peso ponderado se emplean índices entre 1 y 5, adoptando los autores el mayor (5) para la profundidad del agua (D) y la litología de la sección subsaturada (I) y el menor (1) para la topografía (T). Ambos índices se multiplican y luego se suman los 7 resultados, para obtener un valor final o índice de vulnerabilidad, cuyos extremos son 23 (mínima) y 230 (máxima), aunque en la práctica el índice dominante varía entre 50 y 200. DRASTIC también considera la incidencia de las actividades agrícolas, en particular de los pesticidas. Tanto este como el resto de los métodos que aquí se mencionan, califican a la vulnerabilidad en forma cualitativa y su mayor utilidad es que permiten realizar comparaciones relativas dentro de una misma región, o entre regiones distintas. El valor que resulte después de la aplicación de este método se comparará con la tabla siguiente en la que se recogen los rangos y su clasificación (Tabla 4.71).

Este sistema se ha creado para ayudar a los planificadores, gestores y administradores a evaluar la vulnerabilidad relativa de ciertas zonas con respecto a distinta fuente de contaminación del agua subterránea como es el caso del vertido de residuos sólidos. Pero según Nixon *et al* (1997) este método incluye el juicio subjetivo y asunciones simplificadas del evaluador, que según la condición así ofrecen unas valoraciones y otras.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.71: Clasificación DRASTIC

Rango	Clasificación DRASTIC
<28	Muy baja
29-85	Baja
86-142	Media
143-196	Alta
>196	Muy alta

- **Método SINTACS:** Es una derivación del DRASTIC, desarrollado por CIVITA *et al.* (1990) para adecuarlo a las diversificadas características hidrogeológicas de Italia y al requerimiento de un mapeo de mayor detalle. El acrónimo SINTACS comprende:

S (soggiacenza – profundidad del agua)

I (infiltrazione - infiltración)

N (non saturo - sección subsaturada)

T (tipologia della copertura – tipo de suelo)

A (acquifero – características hidrogeológicas del acuífero)

C (conducibilità – conductividad hidráulica)

S (superficie topografica – pendiente topográfica).

Este método presenta una estructura compleja, tanto para la entrada de datos como para la salida, por lo que su operación se realiza mediante un software preparado especialmente para el mismo. A las variables mencionadas, que influyen en la vulnerabilidad intrínseca, se les puede añadir la incidencia del agua superficial y el uso de la tierra. En la Figura 4.24 se indican los pesos relativos en % de las variables intrínsecas adoptadas para la región de La Loggia – Carignano y, como puede observarse, la de mayor incidencia respecto a la vulnerabilidad es **S** la profundidad de la superficie freática (22) y la menor **I** la recarga neta (8).

- **Método GOD:** Fue propuesto por Foster (1987) y determina la vulnerabilidad del acuífero como una función de la inaccesibilidad de la zona saturada, desde el punto de vista hidráulico a la penetración de contaminantes conjuntamente con la capacidad de atenuación de los estratos encima de la zona saturada como resultado de su retención física y la reacción química con los contaminantes. Está basado en la asignación de índices entre 0 y 1 a 3 variables que son las que nominan el acrónimo:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

G (ground water occurrence – tipo de acuífero)

O (overall aquifer class – litología de la cobertura)

D (depth – profundidad del agua o del acuífero²²).

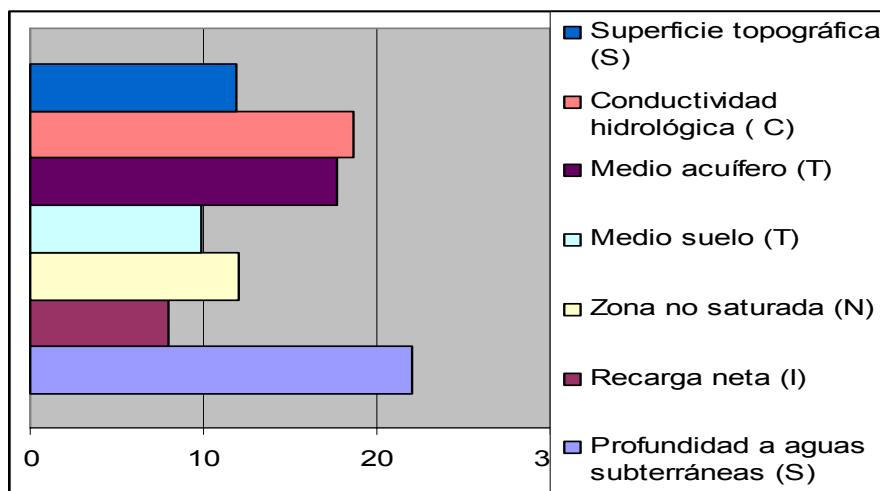


Figura 4.24: Pesos relativos de las variables. Método SINTACS (Vrba y Zaporozec, 1994)

En la Figura 4.25 se reproduce el diagrama para cualificar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación. Los 3 índices que se multiplican entre sí, resultando en uno final (diagrama de salida - output) que puede variar entre 1 (vulnerabilidad máxima) y 0 (mínima). Una vez efectuados los cálculos se establece la clasificación recogida en la Tabla 4.72.

Tabla 4.72: Clasificación del método GOD

Rango	Clasificación GOD
< 0,1	Muy baja
0,1- 0,3	Baja
0,3-0,5	Media
0,5-0,7	Alta
>0,7	Muy alta

Este método solo tiene en cuenta la posible atenuación antes de alcanzar la zona saturada, sin prestar atención a la dilución y dispersión en el acuífero. Tampoco incorpora el papel de los suelos en la mitigación de vulnerabilidad, especialmente en zonas rurales donde existen fuentes agrícolas de contaminación. La razón es porque muchos países no tienen cobertura nacional de mapas de suelos, ni siquiera a nivel de reconocimiento.

²² Se denomina nivel freático al lugar geométrico de los puntos en los que la presión del agua es atmosférica, siendo igual a 0. Por debajo del nivel freático la presión del agua es positiva, y el agua situada bajo este nivel y en comunicación continua recibe el nombre de agua freática (Jiménez *et al.*, 1975).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

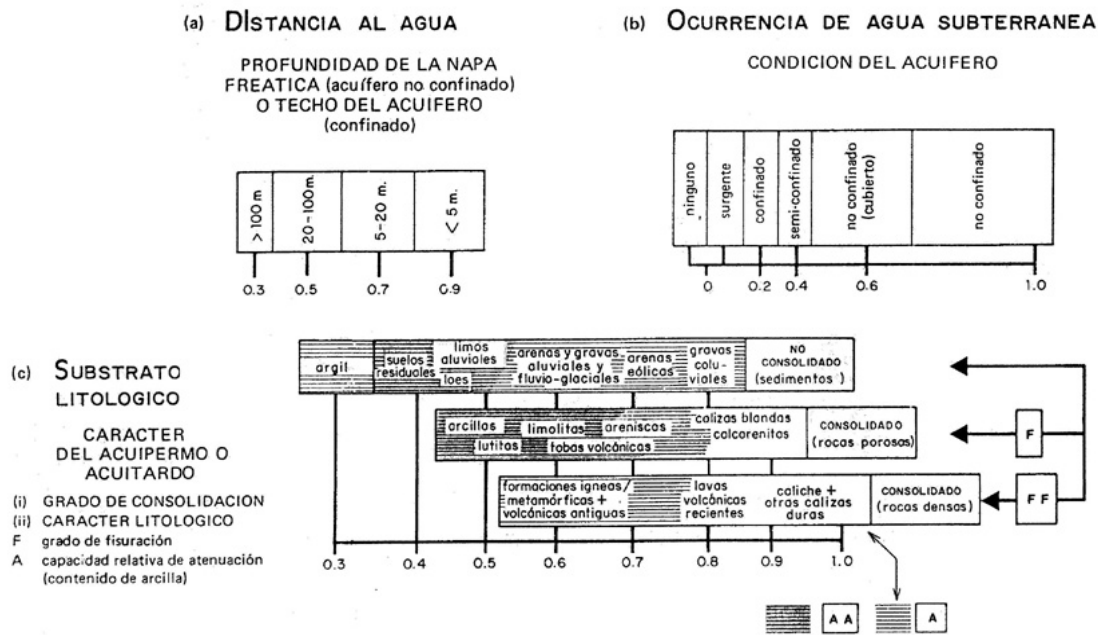


Figura 4.25: Vulnerabilidad a la contaminación. Método GOD (Foster e Hirata, 1991)

- **Método paramétrico EPIK** : Fue desarrollado por Doerfliger y Zwahlen (1997) para acuíferos kársticos. El acrónimo significa: **E**pikarst (E), **P**rotective cover (P), **I**nfiltration conditions (I), **K**arst network development (K), que son 4 caracteres trascendentes en el flujo y el transporte a través de sistemas kársticos.

El **Epikarst** es una zona de intensa karstificación y elevada permeabilidad, cercana a la superficie (Tripet *et al.*, 1997), al que se le asignan 3 valores: **E1** corresponde a la red kárstica típica (dolinas, depresiones, cavidades, grutas, etc.); **E2** cuando hay superficies de debilidad en la zona matricial que generan alineamientos (valles secos, alineación de dolinas, etc.) y **E3** ausencia de morfología epikárstica.

El **Protective cover** está formado por el suelo y otros materiales de cobertura como depósitos glaciales, loess, limos aluviales, derrubios de falda, etc. A este parámetro se le asignan 4 valores (de P1 a P4), en función del espesor de la cobertura.

El parámetro **Infiltration** (infiltración) es el de más complicada estimación. **I1** se aplica a regiones con vías accesibles para la infiltración directa. **I2 e I3** se emplean para zonas con pendientes topográficas entre 0 y 25%. Contrariamente a otros métodos paramétricos, en éste la vulnerabilidad aumenta con el incremento de la

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

pendiente, que favorece la concentración de la escorrentía en los sitios más karstificados.

Al parámetro **Karst network** (red kárstica) se le asigna 3 valores:

K1 para una red kárstica bien desarrollada.

K2 para zonas pobremente karstificadas.

K3 para acuíferos kársticos con descarga en medios porosos, o que presentan fisuración, pero subordinada.

El método incluye 4 factores de ponderación (α β γ δ), aplicables a cada parámetro (EPIK), para valorar su peso relativo en el cálculo del **índice de vulnerabilidad intrínseca**. Este índice de vulnerabilidad, denominado también **factor de protección** es:

$$V_i = (\alpha \cdot E_i) + (\beta \cdot P_i) + (\gamma \cdot I_i) + (\delta \cdot K_i)$$

V_i : índice de vulnerabilidad en el área i

E_i , P_i , I_i , K_i : valores relativos de los parámetros

E, P, I, K

α , β , γ , δ : factores de ponderación correspondientes a los parámetros EPIK.

Los valores relativos para los parámetros E,P,I y K son:

E1	E2	E3	P1	P2	P3	P4	I1	I2	I3	I4	K1	K2	K3
1	2	3	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3

A diferencia de la mayoría de los otros métodos, el EPIK brinda vulnerabilidades crecientes a medida que disminuyen los valores relativos de los parámetros considerados. Esto, pues el método apunta a definir el factor de protección para el agua subterránea, más que la vulnerabilidad. Para los factores de ponderación Doerfliger y Zwahlem (1997) proponen:

$$\alpha = 3 \quad \beta = 1 \quad \gamma = 3 \quad \delta = 2$$

Considerando los valores relativos y los factores de ponderación, surge que el índice de vulnerabilidad o factor de protección de un acuífero en medio kárstico

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

puede variar entre extremos de 9 (más vulnerable) y 34 (menos vulnerable). Los mismos autores recomiendan emplear las categorías expresadas en la Tabla 4.73:

Tabla 4.73: Categorías empleadas en el método EPIK

Vulnerabilidad alta	9 – 19
Vulnerabilidad media	20 – 25
Vulnerabilidad baja	26 – 34
Vulnerabilidad muy baja	Existe una cobertura de suelo detrítico, de por los menos 8 m de espesor, con baja conductividad hidráulica.

➤ Otros métodos

Otros métodos similares a los descritos, pero menos conocidos y utilizados, son los desarrollados por Fenget (1976), Zaporozec (1985), Marcolongo y Pretto (1987), Sotorníková y Vrba (1987), Villumsen *et al.* (1983). Auge (2004) describe dos nuevos métodos, uno de ellos establece en forma cualitativa la vulnerabilidad de acuíferos libres y otro en el caso de acuíferos semiconfinados, en fase de desarrollo.

La elección de uno u otro método depende de varios factores entre los que se destacan: difusión y alcance de la metodología, información disponible, alcance de la evaluación y validación de resultados. Existen países, regiones y hasta continentes, en los que alguno/s métodos son más conocidos y se han difundido más que otros. En América del Norte el método más utilizado es DRASTIC, ya que fue de los primeros en difundirse (Aller *et al.*, 1987). En los países latinoamericanos también se utiliza DRASTIC, pero en forma pareja con GOD. En España e Inglaterra se emplea GOD y en el resto de Europa suele optarse por SINTACS. En acuíferos kársticos, costa del Mediterráneo, se utiliza EPIK, de más reciente creación (Auge, 2004).

En relación a la vulnerabilidad de los acuíferos frente a la presencia de vertederos, existen algunas fuentes bibliográficas que permiten clasificar esta variable. Por ejemplo, Villalobos (1991) consideró la mayor o menor vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas en función del tipo de terreno y de la profundidad de las aguas subterráneas; para ello definió valores entre 2 y 10, asignando el valor 10 cuando el terreno era óptimo para la ubicación de un vertedero, y 2 cuando se consideraba el menos adecuado, tal y como se recoge en la Tabla 4.74.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.74: Clasificación de la vulnerabilidad a la contaminación según Villalobos (1991).

CLASIFICACIÓN DEL TERRENO	VALOR ASIGNADO
Terrenos impermeables	10
Terrenos semipermeables de escaso espesor sobre materiales de baja permeabilidad.	8
Terrenos permeables por porosidad con profundidad de la zona saturada a menos de 40 metros. ²³	6
Terrenos permeables por porosidad con profundidad de la zona saturada superior a 40 metros.	4
Terrenos permeables por fisuración.	2

Szanto *et al.* (1984) establecieron una clasificación en la cual la mayor o menor vulnerabilidad de las aguas subterráneas iba a depender de la distancia de la masa de residuos a la masa de agua, diferenciando las siguientes categorías: residuos ubicados lejos de aguas subterráneas, residuos ubicados cerca de aguas subterráneas (5 m), residuos en contacto con aguas subterráneas y residuos colocados sobre suelo permeable. La valoración fue desde 0 (mejor situación, es decir en el primer caso), pasando por 5, 9 hasta 15 (peor situación).

IPT (1995) establece una clasificación de la profundidad de las aguas subterráneas como *recomendada* (a distancias mayores de 3 metros); *recomendada con restricciones* (agua situada entre 1,5 y 3m) y *no recomendada* (a distancias inferiores a 1,5 m).

Calvo (2003) utilizó en su metodología el método DRASTIC, sin embargo el uso de la metodología en otros ámbitos territoriales, demostró que no siempre existían datos disponibles para su aplicación. Por este motivo, y con la finalidad de llevar a cabo una clasificación de la variable lo más universal posible, se ha optado por considerar la clasificación del Índice de Vulnerabilidad con las metodologías más utilizadas, GOD, DRASTIC, SINTACS y EPIK, tal y como se recoge en la Tabla 4.75.

c. Ponderación

La ponderación de esta variable con respecto al elemento del medio *aguas subterráneas* alcanza valor máximo 2 ya que está directamente relacionada con la contaminación del flujo hídrico subterráneo, tal y como justificó Calvo (2003).

²³ Se entiende que la valoración 6 y 4 están al revés porque una situación de la zona saturada a menos de 40 metros implica una situación más desfavorable que si está a más. Del mismo modo ocurre con la valoración realizada por Calvo (2000) que establece la misma clasificación y se entiende que están al revés los valores 6 y 4.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.75: Clasificación de la variable Vulnerabilidad de las Aguas Subterráneas.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
			Método	Índice de Vulnerabilidad (IV)
Vulnerabilidad de las Aguas Subterráneas	Muy baja	1	GOD	$lv < 0.1$
			DRASTIC	$lv < 28$
			SINTACS	$lv \leq 80$
			EPIK	$lv = 2 \text{ or } 3$
	Baja	2	GOD	$0.1 \leq lv < 0.3$
			DRASTIC	$29 \leq lv \leq 85$
			SINTACS	$81 \leq lv \leq 105$
			EPIK	$lv = 4 \text{ or } 5$
	Media	3	GOD	$0.3 \leq lv < 0.5$
			DRASTIC	$86 \leq lv \leq 142$
			SINTACS	$106 \leq lv \leq 140$
			EPIK	$lv = 6 \text{ or } 7$
	Alta	4	GOD	$0.5 \leq lv < 0.7$
			DRASTIC	$143 \leq lv \leq 196$
			SINTACS	$141 \leq lv \leq 186$
			EPIK	$lv = 8 \text{ or } 9$
Muy alta	5	GOD	$lv \geq 0.7$	
		DRASTIC	$lv < 196$	
		SINTACS	$lv \geq 187$	
		EPIK	$lv = 10$	

4.4. MODIFICACIÓN DE LOS DESCRIPTORES AMBIENTALES

4.4.1. Definición

La valoración ambiental de los diferentes elementos del medio se lleva a cabo en las metodologías de Evaluación de Impacto Ambiental mediante los descriptores ambientales, que hacen alusión a aquellas características del medio ambiente que pueden verse afectadas por la actividad de un proyecto (Antunes, 2001). La definición de los descriptores ambientales ofrece información más allá del dato mismo, siendo la medida de una parte observable de un fenómeno que permite valorar aspectos de los elementos del medio no considerados en valoraciones anteriores en las metodologías de evaluación.

Los descriptores surgen como resultado de la creciente preocupación por los aspectos ambientales del desarrollo del bienestar humano, siendo cuatro las razones de su demanda (OCDE, 1993): medidas de políticas medio ambientales, integración de las

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

cuestiones ambientales en política sectoriales, integración más general en la toma de decisiones ambientales y económicas e informe del estado del medio ambiente. Han de ser representaciones empíricas, donde se reduzcan el número de componentes y midan cuantitativamente el fenómeno a representar (Castro *et al.*, 2001), por ello sus tres funciones son (OECD, 1997): simplificación, cuantificación y comunicación. Normalmente se distinguen (Castro *et al.*, 2001):

- **Indicadores simples.** Hacen referencia a estadísticas no muy elaboradas, obtenidas directamente de la realidad. La información que se infiere de estos indicadores es muy limitada. Dentro de estos indicadores simples pueden distinguirse los *indicadores objetivos*, es decir, aquellos que son cuantificables de forma exacta o generalizable, de los *indicadores subjetivos o cualitativos*, que hacen referencia a información basada en percepciones subjetivas de la realidad pocas veces cuantificables, pero necesarias para tener un conocimiento más completo de la misma.
- **Sintéticos.** Son medidas adimensionales resultado de combinar varios indicadores simples, mediante un sistema de ponderación que jerarquiza los componentes. La información obtenida es mayor, si bien, su interpretación de la misma es en muchos casos más difícil y restringida.

Hay numerosa bibliografía que establece descriptores ambientales en los procedimientos de evaluación de impacto. Por ejemplo Antunes (2001) considera la calidad del aire, ruido, aguas subterráneas y superficiales, poblaciones biológicas y habitats; Discali (2004) los clasificó en naturales (calidad de agua, suelo, calidad atmosférica, fauna, flora, espacios naturales) y artificiales (elementos en construcción); Campos (2005) planteaba los siguientes: ecosistemas, fauna, flora, agua, suelo y aire.

Calvo (2003) definió una serie de **características** para los diferentes elementos del medio que tenían como finalidad identificar aquellos aspectos ambientales de los mismos que podían verse afectados por la presencia de un punto de vertido. Su aplicación puso de manifiesto la ausencia de algunos aspectos medioambientales reconocidos en bibliografía como fundamentales a la hora de definir el valor ambiental de un elemento del medio, que no estaban consideradas en el listado establecido. Además, parte de las características de los elementos del medio seleccionadas no hacían alusión no a aspectos de los mismos que podían verse afectados por la presencia de un vertedero, sino a características que intervendrían en la posible afección ambiental, y que por tan tanto se han incluido en el apartado anterior como

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

variables de vertedero. Este era el caso por ejemplo de las características *viento* o *riesgo sísmico*, seleccionadas para los elementos del medio atmósfera y suelo, respectivamente.

La nueva metodología EVIAVE introduce el término **descriptores ambientales** para cada elemento del medio o componente medioambiental, para definir a los aspectos ambientales que pueden verse afectos por los vertederos, en lugar de las características utilizadas por Calvo (2003). En su definición se ha consultado bibliografía que permita su justificación, más allá de la propia experiencia y observación de los vertederos, considerada en la metodología original.

En la Tabla 4.76 se observa el listado de características seleccionadas originalmente y las utilizadas en la actualización del modelo de diagnóstico. Con la finalidad de eliminar la subjetividad del diagnóstico ambiental de los vertederos, se han buscado indicadores cuantificables u objetivos, clasificados como indicadores simples, y definidos como características de cada elemento del medio que pueden verse afectados por la presencia de un vertedero.

Tabla 4.76: Descriptores ambientales utilizados por ambas metodologías.

CALVO, 2003	METODOLOGÍA EVIAVE
1. Tipo de curso de aguas superficiales	1. Usos del agua superficial
2. Tipo de ramal	2. Tipo de curso de agua superficial
3. Usos del agua	3. Presencia de especies animales o vegetales asociadas a la calidad de las aguas superficiales.
4. Existencia de especies animales o vegetales	4. Usos del agua subterránea
5. Zona de escorrentía	5. Calidad de las aguas subterráneas
6. Tipo de cursos de aguas subterráneas	6. Calidad el aire
7. Usos del agua	7. Usos del suelo
8. Distancia a núcleos urbanos	8. Tipo de vegetación
9. Cubierta vegetal	9. Cobertura vegetal
10. Usos del entorno	
11. Intensidad y dirección de los vientos	
12. Distancia a infraestructuras	
13. Existencia de cultivos	
14. Riesgo sísmico	
15. Existencia de fallas.	
16. Formaciones geológicas.	

Si se hace un análisis comparativo de las dos metodologías (Tabla 4.78) se observa que el número de características o descriptores seleccionados pasa de dieciséis en la metodología original a nueve en la EVIAVE. Siete de los descriptores seleccionados proceden del listado original, de los cuales uno ha cambiado su nombre y otro procede

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

de la unificación de dos consideradas de manera separada; aparecen dos nuevos descriptores y ocho características del listado original han pasado a formar parte de las variables de vertedero, tal y como ya se ha explicado en el apartado correspondiente a la modificación de las variables.

En la Tabla 4.77 se recogen los descriptores ambientales seleccionados para cada elemento del medio en la presente metodología.

Tabla 4.77: Descriptores ambientales seleccionados en el cálculo del Valor Ambiental para los diferentes elementos del medio

ELEMENTOS DEL MEDIO	DESCRIPTORES AMBIENTALES
Aguas superficiales	Tipo de masa de agua (A ₁)
	Usos del agua (A ₂)
	Calidad del agua (A ₃)
Aguas subterráneas	Usos del agua (B ₁)
	Calidad del agua (B ₂)
Atmósfera	Calidad del aire (C ₁)
Suelo	Usos del suelo (D ₁)
	Tipo de vegetación (D ₂)
	Cobertura vegetal (D ₃)

4.4.2. Quantificación

Tal y como sucedía en la cuantificación de las variables, en la metodología definida por Calvo (2003), la clasificación de las características no tenía un intervalo prefijado, sino que podían diferenciarse diferentes clasificaciones, así como valores asignados a las mismas. Por ejemplo en el caso de las aguas superficiales, la característica *Usos del agua* se clasificaba en tres categorías a las que se les asignaba valores entre 3-1, sin embargo en el caso de las aguas subterráneas, la característica *tipo de cursos de aguas subterráneas* se clasifica en dos categorías a las que se les asigna valor 1 y 2.

Esta solución imposibilitaba la comparativa entre las características, y dificultaba posteriormente la determinación del Valor Ambiental, al que había que someter a un proceso de normalización para que los diferentes elementos del medio tuviesen un intervalo homogéneo para este valor.

Además se podía dar el caso en el cual una característica alcanzase valor nulo tal y como ocurre para las aguas superficiales y las aguas subterráneas en aquellos casos en los que las distancias desde el punto de vertido a los cursos de aguas tanto superficiales como subterráneas si superan 1 km adquiere valor 0.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

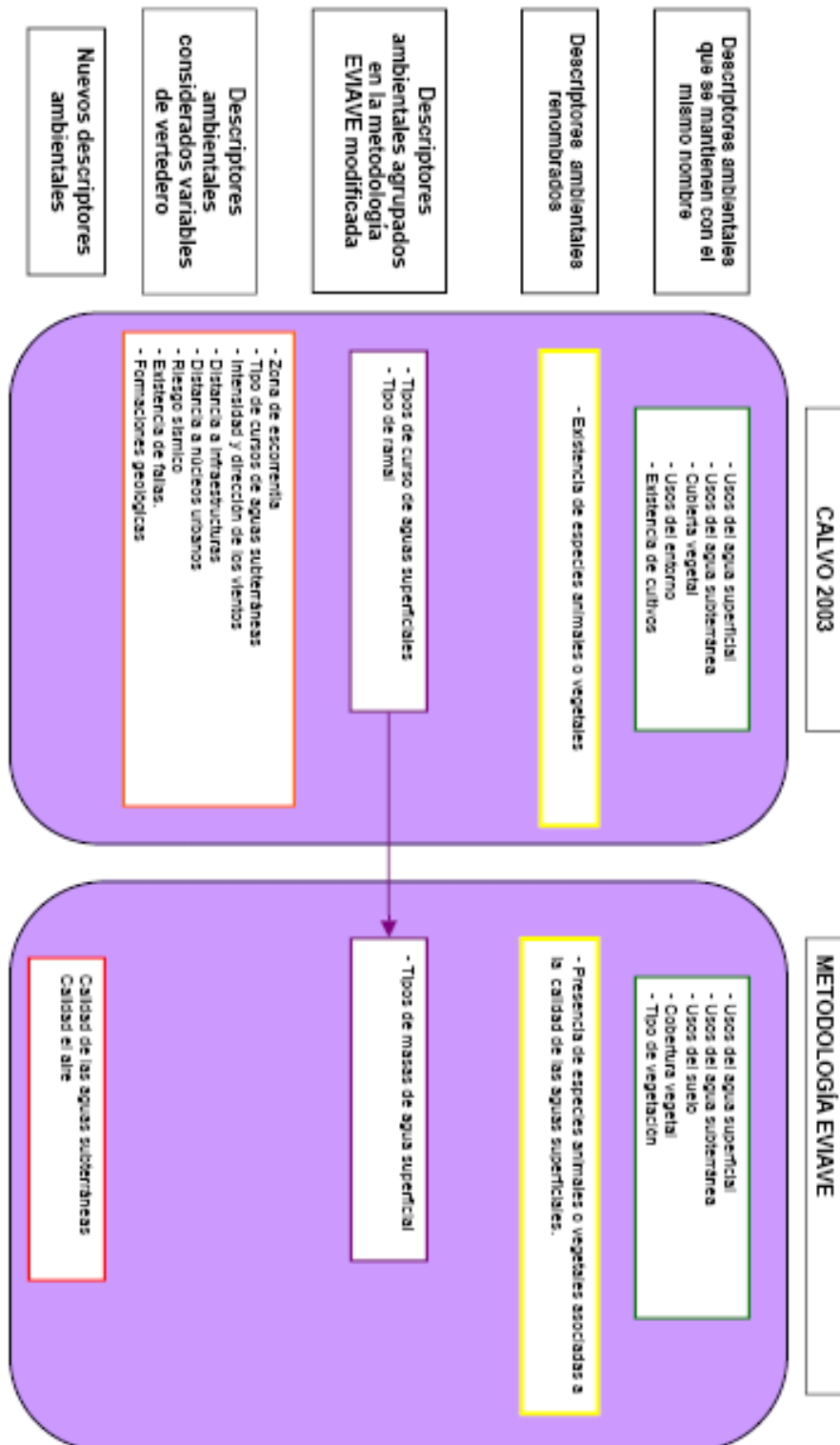


Figura 4.26: Comparativa entre los descriptores propuestos por Calvo (2003) y la Metodología EVIAVE.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

En consecuencia, y siguiendo el mismo criterio establecido para la clasificación de las variables de vertedero, la cuantificación de los nuevos descriptores ambientales se llevará a cabo mediante una clasificación de los mismos que permitirá asignar valores 1, 2, 3, 4 ó 5, correspondiendo el valor 1 al de menor cuantificación y 5 al de mayor.

4.4.3. Definición, justificación y clasificación de los descriptores ambientales

4.4.3.1. Descriptores ambientales de las Aguas Superficiales

La Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000 (DOCE L nº 327 de 22 de diciembre de 2000), por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, en su artículo 2, concreta que las aguas superficiales son:

- Las aguas continentales, es decir todas las aguas quietas o corrientes en la superficie del suelo, excepto las aguas subterráneas.
- Las aguas de transición, es decir masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce.
- Las aguas costeras, es decir, las aguas superficiales situadas hacia tierra desde una línea cuya totalidad de puntos se encuentra a una distancia de una milla náutica mar adentro desde el punto más próximo de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales y que se extienden, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición.

Robert (2003), a la hora de definir a las aguas superficiales, recurre al concepto del ciclo hidrológico del agua, y las define como aquella parte de las precipitaciones que no se infiltra a través de la tierra o que no vuelve a la atmósfera por evaporación, sino que fluye sobre la superficie de la tierra y se clasifica como escorrentía directa; esto es, agua que se mueve sobre agua saturada o impermeable en forma de cauces de arroyos o confinada de cualquier otra manera, tanto natural como artificial.

Calvo (2003), en su metodología de diagnóstico ambiental de vertederos, identifica una serie de características destinadas a calcular el Valor Ambiental del elemento del medio aguas superficiales en el momento del estudio, y recogidas en la Tabla 4.78.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.78: Descriptores ambientales utilizados por Calvo (2003) para el cálculo del Valor Ambiental de las aguas superficiales

A	Aguas superficiales	Tipo de cursos de aguas superficiales (A ₁)
		Tipo de ramal (A ₂)
		Usos del agua (A ₃)
		Existencia de especies animales y vegetales (A ₄)
		Zonas de escorrentía (A ₅)

No todas las características propuestas por Calvo (2003) se han tenido en cuenta en la revisión de la metodología y en la definición de los descriptores ambientales, reduciéndose la lista anterior a sólo tres, tal y como se observa en la Tabla 4.77. Los cambios realizados se justifican a continuación:

- Las características *Tipo de cursos de agua* y *Tipo de ramal* se han unificado en el descriptor ambiental *Tipos de masas de agua*. Tras la aplicación de la metodología se considera que el englobarlos permite realizar una mejor clasificación como descriptor ambiental en su totalidad.
- La existencia de zonas de escorrentía es una característica de la ubicación del punto de vertido que puede influir en el arrastre de agua hasta la masa de residuos, con el consiguiente riesgo de afección a las aguas superficiales y subterráneas. Por este motivo las zonas de escorrentía ya se han considerado dentro de la variable *morfología*, que afecta tanto al elemento del medio aguas superficiales, como a la *vulnerabilidad de las aguas subterráneas*. No se ha considerado la escorrentía en el cálculo del Valor Ambiental de las aguas superficiales, sino en la determinación de la probabilidad de afección a los elementos del medio aguas superficiales y subterráneas.
- La característica *Usos del agua* se mantiene, como descriptor ambiental, aunque se modifica su clasificación.
- La característica *Existencia de especies animales y vegetales* se mantiene pero con una nueva denominación como descriptor ambiental, *Calidad de las aguas superficiales*, ya que la justificación de su elección por Calvo (2003) hacía alusión precisamente a la presencia de animales y flora desde la perspectiva de la calidad de las aguas.

A continuación se justifican los nuevos descriptores ambientales considerados.

1. Tipos de masas de agua.

a. Definición y justificación del descriptor ambiental

Tal y como se ha indicado el descriptor ambiental *Tipo de masas de agua*, engloba a dos de las características establecidas por Calvo (2003), *Tipo de cursos de agua* y *Tipo de ramal*.

La primera de ellas, *Tipo de cursos de agua*, fue justificada por dicho autor, desde el punto de vista de la relación de la frecuencia con la que el curso presenta caudal de agua con el mayor o menor valor ambiental del elemento del medio. En esta clasificación el autor tiene en cuenta la relación entre la emisión de contaminantes por parte del punto de vertido y la gravedad de la afección al recurso hídrico superficial (Calvo, 2003).

La segunda, *Tipo de ramal*, era aplicable únicamente a los ríos. Esta característica no contemplaba otras situaciones que no fueran los ramales indicados, ni tampoco otras masas de agua susceptibles de verse afectadas por la presencia de un vertedero. Esta situación impedía evaluar el indicador, creando un conflicto en la aplicación de la metodología.

Por los motivos expuestos se ha visto conveniente unificar los anteriores descriptores en uno, que incluirá, además de las consideraciones de Calvo (2003), otras masas de aguas superficiales no tenidas en cuenta anteriormente. El nuevo descriptor se ha denominado *Tipos de masas de aguas (A₁)*.

b. Clasificación del descriptor ambiental

A la hora de llevar a cabo una clasificación de las masas de agua superficiales, la bibliografía consultada muestra diferentes criterios de clasificación. Entre ellos vamos a destacar el realizado por la Directiva Marco de Aguas 2000/60/CE, que en su anexo II, diferencia entre ríos, lagos, aguas de transición y aguas costeras (misma clasificación que la propuesta por Bazant, 2000 y Casado, 2002). Además en el anexo IV recoge específicamente diferentes tipos de zonas protegidas, entre las que se encuentran las masas de agua declaradas de uso recreativo, incluidas las zonas declaradas aguas de baño en el marco de la Directiva 76/160/CEE, zonas sensibles en lo que a nutrientes respecta, incluidas las zonas declaradas vulnerables en virtud de la Directiva 91/676/CEE y las zonas declaradas sensibles en el marco de la Directiva 91/271/CEE.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La Junta de Andalucía (1991) realiza una clasificación similar a la de la Directiva Marco de Aguas, distinguiendo ríos y cauces de agua, lagunas, embalses, marismas y zonas intermareales, albuferas, salinas y áreas de acuicultura, estuarios y ramales de marea, aguas marinas.

Otro criterio de clasificación recogido en la bibliografía consultada es la estacionalidad de los cauces de aguas. *Villalobos (1991)* los clasifica diferenciando los cursos de régimen ocasional, cursos de régimen estacional, cursos de régimen permanente y cursos permanentemente encharcados. Otros autores como *Pérez* lo hace combinando dos criterios, su estacionalidad (estacional y permanente) y su naturaleza, diferenciando en este último caso:

- Cursos naturales: ríos, manantiales, lagos, arroyos, lagunas, pantanos.
- Cursos artificiales: canales, acequias, estanques.

Villalobos (1991) considera que los cauces permanentes poseen una mayor consideración ambiental que los estacionarios. En base a ello *Calvo (2003)* clasificó la característica *Tipo de curso de agua* en permanente (ríos, lagos manantiales y nacimientos) y estacional (arroyos con una anchura menor de 5 m., canales de riego y acequias), asignando valor 1 y 2 respectivamente a la hora de cuantificar esta característica. Por otro lado *Calvo (2003)* formula una característica que considera la importancia relativa de los ramales según su relación frente al caudal principal, dando mayor valor ambiental a los que se encuentran más próximos a los flujos superficiales principales; lógicamente esta última característica sólo era aplicable a los ríos (Tabla 4.79).

Tabla 4.79: Clasificación de dos valores ambientales propuestos por Calvo (2003).

Descriptor	Clasificación	Valor
Tipo de curso de agua (A_1)	Estacional	1
	Permanente	2
Tipo de ramal (A_2)	Terciario	1
	Secundario	2
	Primario	3

Partiendo de la clasificación realizada por la Directiva Marco de Aguas, y teniendo en cuenta el resto de las consideraciones anteriores, el nuevo descriptor se ha clasificado de la siguiente forma:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Considerando la clasificación de las aguas en función de su naturaleza, así como la asignación de un valor ambiental menor en el caso de las aguas estacionales, establecida por Calvo (2003), el descriptor ambiental tomará valor mínimo 1 cuando se trate de cursos artificiales: canales, acequias y estanques.
- Teniendo en cuenta las consideraciones de Calvo (2003) y Villalobos (1991), en relación a la estacionalidad de los flujos de agua, así como la importancia de su relación con el flujo principal, en el caso de los ríos, el descriptor tomará valor 2 cuando se trate de flujos de 3º orden o más y cursos estacionales: ríos, arroyos y ramblas.

Atendiendo a las consideraciones de Calvo (2003) y Villalobos (1991), las aguas permanentes deberán tener un valor ambiental mayor. Por este motivo tomarán valores 3, 4 y 5 aquellas masas de agua que son de carácter permanente, en la mayor parte de los casos o del año. Entre de ellas se pueden distinguir: aguas estacionarias, ríos de 1º y 2º orden y aguas marinas. En estos casos se ha distinguido la siguiente clasificación:

- Las masas de aguas estacionarias, lagos y embalses, se clasifican con valor 3 debido a que pueden verse afectadas por características de eutrofización como consecuencia del aumento de la concentración de compuestos de nitrógeno, que provoca un crecimiento de algas y especies vegetales superiores, y causa trastornos negativos en el equilibrio de los organismos presentes en el agua y en su propia calidad (Directiva 91/676/CEE sobre protección de las aguas contra contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias).
- En relación a la importancia de los ramales con respecto al flujo principal, los ríos, los ríos de 1º y 2º orden, tomarán valor 4, al igual que las aguas marinas.
- Finalmente, teniendo en cuenta la consideración establecida por el anexo IV de la Directiva Marco de Aguas (2000/60/CE), en relación a la sensibilidad de masas de aguas superficiales, tomará valor máximo el descriptor ambiental en el caso que éstas puedan englobarse en alguna de las siguientes tipologías: salinas, estuarios, albuferas, y las aguas marinas, además de las aguas vulnerables en virtud a la Directiva 91/ 676/ CEE y las zonas declaradas sensibles en el marco de la Directiva 91/271/ CEE.

En el caso que existiera más de una masa de agua afectada, se tomará aquella en la que el descriptor ambiental tenga mayor valor.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

En la Tabla 4.80 se resume la clasificación del nuevo descriptor ambiental *Tipos de masas de aguas (A₁)*.

Tabla 4.80: Clasificación para los tipos de masas de agua.

A1	Curso de agua artificiales: canales, acequias y estanques	1
	Ríos de 3 ^{er} orden o más y cursos estacionales: ríos, arroyos y ramblas	2
	Masas de aguas estacionarias: lagunas y embalses	3
	Aguas marinas y ríos de 1 ^{er} y 2 ^o orden	4
	Masas de agua permanente: marismas y zonas intermareales, albuferas, salinas, estuarios y ramales de marea. Zonas clasificadas como sensibles	5

2. Usos del agua

a. Definición y justificación del descriptor ambiental.

El rápido desarrollo de la agricultura y de la industria, la expansión demográfica y el incremento de los consumos de agua que conllevan todas estas actividades, tienen una considerable incidencia sobre el consumo de agua, y en consecuencia sobre los regímenes hidrológicos y el estado de los recursos hidráulicos. El Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica (Real Decreto 927/1988), en el artículo 74.1, define los usos del agua *como las diferentes clases de utilización de la misma según su destino*.

Los usos que tienen las masas de agua próximas a la ubicación de un vertedero suponen una importancia ambiental relevante para la comunidad, que puede ser estratificada en función de que su uso sea para consumo, regadío o sin uso por parte del hombre, lo que no quiere decir que no tenga importancia para el ecosistema (Calvo, 2003), aspecto que se considerará en otro descriptor ambiental.

Actualmente, a escala mundial, el 69% de la extracción anual de agua para uso humano se destina a la agricultura (principalmente para riego); la industria representa el 23%, y el consumo doméstico (hogar, agua para beber, saneamiento) representa aproximadamente el 8%, aunque estos promedios mundiales varían mucho de una región a otra. (*World water assessment programme. People and the planet. UNESCO 2003*).

Calvo (2003), en la clasificación de esta característica, consideró únicamente consumo humano, regadío o sin uso para el hombre. La bibliografía consultada recoge un

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

espectro más amplio de posibles usos de las masas de agua superficial que el establecido por Calvo (2003). Por este motivo, se justifica la necesidad de modificar la clasificación de este descriptor con la finalidad de ampliar los niveles de clasificación.

b. Clasificación del descriptor ambiental

En la Tabla 4.81 se recogen diversas clasificaciones de los usos del agua, en base a las cuales se ha establecido una nueva en la que se han recogido y unificado los diferentes usos contemplados en la bibliografía consultada.

Tabla 4.81: Clasificaciones de los usos del agua por diferentes autores.

Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica (RD 927/88)	Abastecimiento de población, incluyendo en su dotación la necesaria para industrias de poco consumo de aguas situadas en los núcleos de población y conectadas a la red municipal.
	Regadíos y usos agrarios.
	Usos industriales para producción de energía eléctrica.
	Otros usos industriales no incluidos en los apartados anteriores.
	Acuicultura.
	Usos recreativos.
	Navegación y transporte acuático.
El título IV del Texto Refundido de la Ley de Aguas (RDL 1/2001 modificada por la Ley 11/2005) define los siguientes tipos de usos	Otros aprovechamientos.
	Usos comunes, de tal forma que "todos pueden, sin necesidad de autorización administrativa y de conformidad con lo que dispongan las Leyes y Reglamentos, usar de las aguas superficiales, mientras discurren por sus cauces naturales, para beber, bañarse y otros usos domésticos...". Se establece la forma en que deben llevarse a cabo tales usos.
	Usos comunes especiales, sujetos a obtener previamente una autorización administrativa, como la navegación y flotación, embarcaderos...
La Ley de aguas nacionales (Título VI) publicada en el diario oficial de la federación de 1/12/1992 de Méjico:	Uso privativo, sea o no consuntivo, que requiere la obtención previa de una concesión administrativa o que se establezca el derecho a su uso por disposición legal. El derecho a cada uso privativo se transcribe al Registro de Aguas existente en el Organismo de cuenca que corresponda según la situación geográfica del aprovechamiento.
	Uso público urbano
	Uso agrícola
	Uso en generación de energía eléctrica
Juárez y Valdés	Uso en otras actividades productivas.
	Aprovechamiento en la agricultura.
Calvo (2003)	Industria y abastecimiento urbano.
	Sin uso para el hombre
	Regadío
	Consumo humano

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Para ello se ha considerado el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica (RD 927/88) que establece el abastecimiento urbano como prioritario, dado el riesgo sanitario que conlleva la utilización de aguas para el consumo con problemas de calidad (Garg y Priya, 2005), seguido del agrícola. En función de las singularidades de cada cuenca, los usos industrial e hidroeléctrico les siguen en importancia. Por último, los usos de acuicultura, recreativos, de navegación, transporte acuático y otros posibles usos, ocupan los últimos lugares de la relación.

La nueva clasificación se recoge en la Tabla 4.82. Si el recurso tiene más de un uso, el descriptor ambiental tomará el de mayor valor.

Tabla 4.82: Clasificación de los usos del agua.

A2	Sin uso para el hombre	1
	Uso hidroeléctrico, navegación y otros	2
	Industria	3
	Agricultura	4
	Uso para abastecimiento humano, recreativo incluidas zonas de baño y acuicultura	5

3. Calidad del agua.

a. Definición y Justificación del descriptor ambiental

La presencia de contaminantes de elevada toxicidad en el lixiviado procedente de vertederos, afecta a la capacidad de respuesta de la masa de agua para responder a los usos que se podrían obtener de ellas (Villarroya, 2001), pero también a la flora y fauna presente en la masa de agua superficial (Wake y Morowitz, 1990; Carey y Bryant, 1995; Frascari *et al.*, 2004), ocasionando por ejemplo la sofocación de peces por acumulación de óxidos de hierro en las branquias (Christensen *et al.*, 2000).

La evaluación de la calidad de las aguas es una materia difícil, en la que se discute cuales son los mejores indicadores para evaluar su estado. El problema reside fundamentalmente en la definición que se haga del concepto calidad del agua. El descriptor ambiental *Usos del agua* ha considerado la importancia de los recursos desde la perspectiva del uso que hace el hombre de ellas, independientemente de la calidad de las mismas (Villalobos, 2001). Sin embargo, esto no significa que el agua no sea importante en el ecosistema, aspecto que será evaluado en este descriptor ambiental.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La utilización de índices de calidad para aguas facilita el proceso de comparación de las calidades de las aguas al eliminar la información difusa y contradictoria, en ocasiones, que proporcionan los parámetros de calidad del agua analizados uno a uno (González *et al.*, 2003).

El nuevo descriptor *Calidad de las aguas*, pretende considerar las características de la masa del agua, independientemente del uso al que vaya destinado, utilizando como indicadores de calidad la presencia de especies animales o vegetales, así como algunas características organolépticas del agua que pueden verse alteradas como consecuencia del grado de contaminación de la misma. Calvo (2003) y Antunes (2001) ya establecieron la relación de la vulnerabilidad de especies afectadas con la calidad del agua, en la selección de indicadores de impacto.

b. Clasificación del descriptor ambiental del medio

Calvo (2003) clasificó la característica *Existencia de especies animales y vegetales*, diferenciando tres posibilidades, inexistencia de especies animales y vegetales, existencia de algunas especies e inexistencia, tal y como se recoge en la Tabla 4.85. En su justificación no se daban criterios que permitan diferenciar los niveles indicados, sobre todo, el que hace referencia a la existencia de “algunas especies” y a la “existencia de especies”. Por ello, se considera necesario hacer una revisión del descriptor denominado *Calidad del agua*.

Tabla 4.83: Presencia de especies animales y vegetales (Calvo, 2003).

Descriptor	Clasificación	Valor
Presencia de especies animales y vegetales (A ₄)	Inexistencia	1
	Existencia de algunas especies	2
	Existencia de especies	3

La revisión bibliográfica consultada muestra la existencia de directivas comunitarias que definen la calidad que deben tener las masas de agua en base a un amplio número de parámetros físicos, químicos y microbiológicos, que permitirá su utilización en el consumo y abastecimiento (75/440/CEE), baño y usos recreativos (76/160/CEE), pero también para garantizar la existencia de la fauna existente en las mismas (78/659/CEE). Esta normativa se encuentra traspuesta a la legislación española en el

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Real Decreto 927/1988 por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, que considera los tres niveles de calidad para las aguas con las limitaciones recogidas en las Tablas 4.84 y 4.85. En el caso de la calidad exigible a las aguas continentales, cuando requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, las aguas continentales que requieran protección o mejora, se clasificarán en dos tipos:

- **Tipo s** (aguas salmonícolas) donde viven o podrían vivir especies tales como salmón, trucha, timalo, corégono.
- **Tipo c** (aguas ciprinícolas) donde viven o podrían vivir especies como el lucio, la perca y la anguila.

En el caso de las aguas continentales que se definan en los planes hidrológicos como aguas que requieran protección o mejoras para ser aptas para la vida de los peces, el Real Decreto 927/1988 indica que tendrán los niveles de calidad recogidos en la Tabla 4.86, no pudiendo ser menos estrictos.

La OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) (1998) plantea para la evaluación de la calidad del agua fijarse en indicadores como la calidad del agua en ríos y el tratamiento de aguas servidas.

Tabla 4.84: Parámetros utilizados para conocer la calidad de las aguas. RD 927/1988.

PARÁMETRO	UNIDAD	TIPO A1 ²⁴	TIPO A2 ²⁵	TIPO A3 ²⁶
pH	---	6,5 – 8,5	5,5-9	5,5-9
Color	Escala Pt	20	100	200
Sólidos en suspensión	Mg/l	(25)	----	----
Temperatura	°C	25	25	25
Conductividad a 20°	µS/cm	(1000)	(1000)	(1000)
Nitratos	Mg/l NO ₃	50	50	50
Fluoruros	Mg/l F	1,5	0,7/1,7	0,7/1,7
Hierro disuelto	Mg/l Fe	0,3	2	(1)
Manganeso	Mg/l Mn	(0,05)	(0,1)	(1)
Cobre	Mg/l Cu	0,05 (O)	(0,05)	(1)

²⁴ A1: Aguas potabilizables con un tratamiento físico simple como filtración rápida y desinfección.

²⁵ A2: Aguas potabilizables con un tratamiento físico-químico normal, como precloración, floculación, decantación, filtración y desinfección.

²⁶ A3: Potabilizable con un tratamiento adicional a la A2, tales como ozonización o carbón activo.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.84: Parámetros utilizados para conocer la calidad de las aguas. RD 927/1988.

Continuación.

PARÁMETRO	UNIDAD	TIPO A1	TIPO A2	TIPO A3
Cinc	Mg/l Zn	3	5	5
Boro	Mg/l B	(1)	(1)	(1)
Arsénico	Mg/l As	0,05	0,05	0,1
Cadmio	Mg/l Cd	0,005	0,005	0,005
Cromo total	Mg/l Cr	0,05	0,05	0,05
Plomo	Mg/l Pb	0,05	0,05	0,05
Selenio	Mg/l Se	0,01	0,01	0,01
Mercurio	Mg/l Hg	0,001	0,001	0,001
Bario	Mg/l Ba	0,1	1	1
Ckuabyris	Mg/l CN	0,05	0,05	0,05
Sulfuros	Mg/l SO4	250	250 (0)	250 (0)
Cloruros	Mg/l Cl	(200)	(200)	(200)
Detergentes	mg/l (larisulfato)	(0,2)	(0,2)	(0,5)
Fosfatos	Mg/l P2O5	(0,4)	(0,7)	(0,7)
Fenoles	Mg/l C 6H5OH	0,001	0,005	0,1
Hidrocarburos disueltos o emulsionados (tras extracción en éter de petróleo)	Mg/l	0,05	0,2	1
Carburos aromáticos policíclicos	Mg/l	0,0002	0,0002	0,001
Plaguicidas totales	Mg/l	0,001	0,0025	0,005
DQO	Mg/l O2	----	----	(30)
Oxígeno disuelto	% saturado	(70)	(50)	(30)
DBO5	Mg/l O2	(3)	(5)	(7)
Nitrógeno Kjeldahl	Mg/l N	(1)	(2)	(3)
Amoniacoo	Mg/l NH4	(0,05)	1,5	4 (0)
Sustancias extraíbles con colformo	Mg/l SEC	(0,01)	(0,2)	(0,5)
Coliformes totales 37° C	100 ml	(50)	(5000)	(50000)
Coliformes fecales	100 ml	(20)	(2000)	(200000)
estreptococos fecales	100ml	(20)	(1000)	(10000)
Salmonellas	—	Ausente en 5000 ml.	Ausente en 1000 ml	—

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) (1998) plantea para la evaluación de la calidad del agua fijarse en indicadores como la calidad del agua en ríos y el tratamiento de aguas servidas.

Tabla 4.85: Parámetros utilizados para conocer la calidad de las aguas destinadas a baño y usos deportivos.

PARÁMETRO		UNIDAD	Valor Máximo	MÉTODO DE ANÁLISIS E INSPECCIÓN
1	Coleiformes totales	/100 ml	10000	Recuento NMP o filtración y cultivo con identificación de colonias
2	Coleiformes fecales	/100 ml	2000	Recuento NMP o filtración y cultivo con identificación de colonias
3	Estreptococos fecales	/100 ml	(100)	Método de Litsky NMP o filtración y cultivo.
4	Salmonellas	0/1 l	0	Filtración, inoculación, identificación.
5	Enterovirus	PFu/10 ml	0	Concentración y confirmación.
6	pH	μ	6 a 9	Electrometría con calibración en los pH 7 y 9.
7	Color	---	Sin cambios anormales	Inspección visual o fotometría escala Pt-CO.
8	Aceites minerales	mg/l	Sin película visible ni olor	Inspección visual y olfativa o residuos seco.
9	Sustancias tensioactivas	mg/l larilsulfato	Sin espuma persistente (0,3)	Inspección visual. Espectrofotometría con azul de metileno
10	Fenoles	mg/l C ₆ H ₅ OH	Sin olor específico 0,05	Inspección olfativa. Espectrofotometría método (4AAP)
11	Transparencia	M	1	Disco de Secchi.
12	Oxígeno disuelto	% saturado	(80-120)	Método de Winkler o electrométrico.
13	Residuos de alquitrán y flotantes	---	(inexistencia)	Inspección visual

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.86: Calidad de las aguas continentales.

PARÁMETRO	TIPO S	TIPO C	OBSERVACIONES
1. Temperatura (°C)	La temperatura media aguas debajo de un vertido térmico (en el límite de la zona de mezcla) no deberá superar la temperatura natural en más de:		Se podrán decidir excepciones limitadas geográficamente en condiciones particulares si la autoridad competente pudiera probar que dichas excepciones no tendrán consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces.
	1,5°	3°C	
	El vertido térmico no deberá tener como consecuencia que la temperatura en la zona situada aguas abajo del punto de vertido térmico (en el límite de la zona de mezcla) supere los valores siguientes:		
	21,5 (0) 10(0)	28(0) 10(0)	
	El límite de la temperatura de 10 °C no se aplicará sino a los períodos de reproducción de las especies que tienen necesidad de agua fría para su reproducción y exclusivamente a las aguas que puedan contener dichas especies.		
	Los límites de las temperaturas podrán, sin embargo, ser superados durante el 2% del tiempo.		
	50% ≥9	50% ≥7	
2. Oxígeno	Cuando el contenido de oxígeno descienda por debajo de:		
	6	4	
	La autoridad competente deberá probar que esta situación no tendrá consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces.		
3. pH	6-9 (0) (1)	6-9 (0)(1)	
4. Materias en suspensión (mg/l)	(≤25) (0)	(≤25) (0)	
5. DBO (mg/l O ₂)	(≤3)	(≤6)	<p>En lo referente a los lagos cuya profundidad se sitúa entre 18 y 300 metros, se podría aplicar la siguiente fórmula</p> $L \leq 10 \frac{\bar{Z}}{T_w} (1 + \sqrt{T_w})$ <p>En donde:</p> <p>L: la carga expresada en mgP/m de superficie de lago durante un año. Z: la profundidad media expresada en metros. Tx: el tiempo teórico de renovación del agua del lago, expresado en años.</p> <p>En los demás casos, los valores límites de 0,2 mg/l para las aguas salmonícolas y de 0,4 mg/l para las ciprinícolas, expresadas en iones fosfato podrán ser considerados como valores indicativos que permiten reducir la eutrofización.</p>

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.86: Calidad de las aguas continentales. *Continuación.*

PARÁMETRO	TIPO S	TIPO C	OBSERVACIONES				
6. Fósforo total (mg/l P)	(0,2)	(0,4)					
7. Nitritos (mg/l NO ₂)	(≤0,01)	(≤0,03)					
8. Compuestos fenólicos (mg/l C ₆ H ₅ OH)	(2)	(2)					
9. Hidrocarburos de origen petrolero	(3)	(3)					
10. Amoníaco no ionizado (mg/l NH ₃)	≤0,025	≤0,025	Los valores de amoníaco no ionizado podrán ser superados a condición de que se trate de puntas poco importantes que aparezcan durante el día.				
11. Amoníaco total (mg/l NH ₄)	≤1 (4)	≤1 (4)					
12. Cloro residual total (mg/l HOCl)	≤0,005	≤0,005	Estos valores corresponden a un pH 6. Podrán aceptarse valores mayores si el pH fuese superior.				
13. Cinc total (mg/l Zn)	≤0,3	≤1,0	Los valores corresponden a una dureza del agua de 100 mg/l CaCO ₃ . Para durezas comprendidas entre 10 y 500 mg/l los valores límites correspondientes se pueden encontrar en la tabla: Cinc total Concentraciones de cin (mg/l Zn) en función de diversos valores de la dureza de las aguas comprendidos entre 10 y 500 mg/l CaCO ₃ .				
				Dureza del agua (mg/l CaCO ₃)			
				10	50	100	500
			Aguas salmonícolas (mg/l Zn)	0,03	0,2	0,3	0,5
Aguas cipricolas (mg/l Zn)	0,3	0,7	1,0	2,0			
14. cobre soluble (mg/l Cu)	(≤0,04)	(≤0,04)	Los valores corresponden a una dureza del agua de 100 mg/l CaCO ₃ . Para durezas comprendidas entre 10 y 300 mg/l los valores límites correspondientes se pueden encontrar en la tabla: Cobre soluble. Concentraciones de cobre soluble (mg/l Cu) en función de los diversos valores de las durezas de las aguas comprendidos entre 10 y 300 mg/l CaCO ₃ .				
				Dureza del agua (mg/l CaCO ₃)			
				10	50	100	500
			Mg/l Cu	0,0005	0,02	0,04	0,112

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- a. Se podrán superar los límites fijados en circunstancias meteorológicas o geográficas excepcionales cuando las aguas experimenten un enriquecimiento natural en determinadas sustancias, entendiéndose por tal el proceso mediante el cual una masa de agua determinada recibe del suelo ciertas sustancias contenidas en él sin intervención del hombre.
- b. Las variaciones artificiales de pH con respecto a los valores constantes no deberán superar + 0,5 unidades de pH en los límites comprendidos entre 6,0 y 9,0, a condición de que estas variaciones no aumenten la nocividad de otras sustancias en el agua.
- c. Los compuestos fenólicos no podrán estar presentes en concentraciones que alteren el sabor del pescado.
- d. Los productos de origen petrolero no podrán estar presentes en las aguas en cantidad que :
 1. Formen una película visible en la superficie del agua o se depositen en capas en los lados de las corrientes de agua o en los lagos
 2. Trasmitan al pescado un perceptible sabor a hidrocarburos.
 3. Provoquen efectos nocivos en los peces.
- d. En condiciones geográficas o climatológicas particulares y especialmente en el caso de bajas temperaturas del agua y reducida nitrificación, o cuando la autoridad competente pueda probar que no hay consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces, se podrán fijar valores superiores a 1 mg/l.

Nota aclaratoria:

1. las cifras entre paréntesis se tomarán como valores indicativos deseables con carácter provisional.
2. En ningún caso las excepciones previstas podrán ignorar las obligaciones de protección de la salud pública.
3. En la fijación de los valores de los parámetros se ha partido de la hipótesis de que los demás parámetros estén mencionados o no, resultan favorables, ello implica que la concentración de sustancias nocivas que aquí se mencionen serán muy débiles. Si dos o más sustancias nocivas estuvieran presentes en una mezcla podrían parecer efectos acumulativos importantes (efectos de adición, de sinergia o efectos antagónicos).

Desde el punto de vista biológico la clasificación de las aguas se hace según el tipo y cantidad de microorganismos presentes, aplicando índices bióticos. Algunos de los modelos usados son los siguientes:

- BMWP o índices de diversidad que indican la riqueza ecológica de ese tramo del río. Existe una clasificación presentada por Hellawell, modificada por Alba y Sánchez (1987) para la Península Ibérica (1987), que se establece a raíz de la tolerancia a la contaminación de familias de macroinvertebrados y su interrelación con 5 grados de contaminación. El valor obtenido se hace corresponder con una clase determinada de calidad que establece valores entre 0 y 200 y da lugar a 5 grupos que se representarán en la red cartográfica en función a una serie de colores. Este índice es conocido como **Índice biótico BMWP'** (Biological Monitoring Working Party) (Villarroya, 2001; Alba, 1996); las clases a que da lugar se recogen en la Tabla 4.87.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.87: Clases de calidad, significación de los valores del BMWP y colores a utilizar para las representaciones cartográficas

Clase	Calidad	Valor	Significado	Color
I	Buena	>150 101-120	Aguas muy limpias Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible.	Azul
II	Aceptable	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

- SCAF, determina los distintos estados ambientales del ecosistema, y a cuyo estado le corresponderá un uso potencial. Este índice se basa en la teoría de la sucesión ecológica, y en el se combinan los índices de biodiversidad, el índice biótico BMWP, el Anexo III sobre la calidad exigible a las aguas continentales para la protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, y el Anexo I (redactado por RD 1541/1994, de 8 de julio) del Real Decreto 927/88 (RAPAPH).

Tabla 4.88: Clasificación del modelo SCAF.

Clase ambiental	Características	Usos potenciales
E1 (ambiente muy duro) Color rojo	Inmadurez extrema Aguas muy contaminadas	Aguas inutilizables (A4) No óptimos para salmónidos y ciprínidos
E2 (ambiente duro) Color marrón	Madurez baja Aguas contaminadas	Potabilizable con tratamiento intensivo (A3) No óptimos para salmónidos y ciprínidos
E3 (ambiente fluctuante) Color amarillo	Madurez media Eutrofización	Potabilizables con tratamiento normal y desinfección (A2) Optima para ciprínidos. Riego
E4 (ambiente estable) Color azul	Madurez notable Aguas limpias	Tratamiento físico simple y desinfección (A1) Recreativo. Baño Optima para salmónidos y ciprínidos
E5 (ambiente maduro) Color verde	Madurez plena y ambiente muy heterogéneo Aguas oligomesotróficas	Todos los usos Optima para salmónidos y ciprínidos

Por otro lado Andalucía cuenta con una imagen geográfica de la situación en cuanto a contaminación de aguas, destacándose el estado del principal eje hidráulico de la región, que es el Guadalquivir (*Sinamba, 1987*). Para ello, establece una clasificación de la calidad del agua en base a cuatro valores:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

1. Aguas claras sin aparente contaminación.
2. Aguas ligeramente coloreadas, con espuma y ligera turbidez.
3. Aguas con apariencia de contaminación y color.
4. Aguas negras, con fermentaciones y olores.

Finalmente, en la línea de la consideración de la vulnerabilidad de especies afectadas junto a la calidad del agua como descriptor de impacto, la *Directiva Marco de las Aguas 2000/60/CE*, define la calidad de las aguas superficiales como aquellas condiciones que deben mantenerse en el agua para que ésta posea un ecosistema equilibrado y que cumpla unos determinados objetivos de calidad que están fijados en los Planes Hidrológicos de Cuenca. En función de ello se establece una clasificación de las aguas en según su calidad, diferenciando: malas, deficientes, estado aceptable y en buen estado. Como bien puede verse, existe una gran complejidad para establecer una clasificación que muestre objetivamente las características sobre las que se basa la calidad de un agua. Para ello, hemos combinado las consideraciones establecidas por la *Directiva Marco de las Aguas 2000/60/CE (Anexo 5)*, los índices de calidad BMWP y SCAF, así como los criterios de la Junta de Andalucía dando lugar a la clasificación que a continuación se indica, recogidas en la Tabla 4.89:

- Se considerarán aguas de calidad deficiente o mala, a aquellas en las que existan alteraciones graves de los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes a esa masa de agua superficial, por ausencia de las comunidades biológicas normalmente asociadas a aguas en condiciones inalteradas (*Directiva 2000/60/CE*). A este tipo de aguas les corresponderá un índice BMWP con valores IV o V, o un índice SCAF E1 y E2. Desde el punto de vista organoléptico, corresponde a aguas negras con fermentaciones y olores.
- Se considerarán aguas con estado aceptable, a aquellas que muestren alteraciones graves de los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes a esa masa de agua superficial, por ausencia de las comunidades biológicas normalmente asociadas a aguas en condiciones inalteradas (*Directiva 2000/60/CE*). A este tipo de aguas les corresponde un índice BMWP III, o uno SCAF E3. Desde el punto de vista organoléptico, se trata de aguas con apariencia de contaminación y olor.
- Las aguas en buen estado, serán aquellas en las que se muestran signos moderados de distorsión causada por la actividad humana y están más perturbados que en las condiciones correspondientes al buen estado. Este nivel

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

corresponde a aguas con índice BMWP II o SCAF E4. Se corresponde con aguas ligeramente coloreadas, con espuma y ligera turbidez.

- Las aguas en muy buen estado, sin presencia de especies animales y/o vegetales de protección especial, serán aquellas en las que no existen alteraciones antropogénicas de las calidades físico-químicas e hidromórficas correspondientes al tipo de masa de aguas superficial, correspondiendo a Índice BMWP I, SCAF E5. Se corresponde con aguas claras sin aparente contaminación.
- Finalmente se añade el caso en el que se trate de aguas en buen estado, tal y como se han definido antes pero en las que existan especies animales y/o vegetales de protección especial.

Tabla 4.89: Clasificación para la calidad de las aguas superficiales.

A3	Aguas de calidad deficiente o mala	1
	Aguas en estado aceptable	2
	Aguas en buen estado	3
	Aguas en muy buen estado sin especies (flora y/o fauna) protegidas	4
	Aguas en muy buen estado con especies (flora y/o fauna) protegidas	5

4.4.3.2. Descriptorios ambientales de las Aguas subterráneas

La Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, define las **aguas subterráneas** como todas las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo (Casado, 2002).

Esta agua procede de las precipitaciones (sólidas y líquidas) que se infiltran en el terreno y se acumulan a favor de los poros, grietas y fisuras de los materiales permeables, que tienen capacidad para almacenarla y transmitirla. En consecuencia se define **acuífero** como una o más capas subterráneas de roca o de otros estratos geológicos que tienen la suficiente porosidad y permeabilidad para permitir ya sea un flujo significativo de aguas subterráneas o la extracción de cantidades significativas de aguas subterráneas (Directiva 2000/60/CE) almacenándola durante un tiempo más o menos prolongado, realizan de forma natural una función similar a la de los embalses artificiales en superficie. Poseen la función de regulación, y de reserva del agua excedentaria además de permitir su aprovechamiento (Sinamba, 1996). Tradicionalmente, en función de las características de la formación, se acostumbra a diferenciar los acuíferos carbonatados de los acuíferos detríticos y los acuíferos aluviales.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Calvo (2003), en la cuantificación del Valor Ambiental de este elemento del medio, seleccionó dos características: *Tipo de cursos de agua subterráneas* y *Usos del agua*. En la metodología EVIAVE, a la hora de formular los descriptores ambientales se han seleccionado dos, *Usos del agua* y *Calidad del agua*:

- La característica *Tipo de cursos de agua* establecida por Calvo (2003) consideraba el criterio de temporalidad, que en caso de las aguas subterráneas realmente está ligado a los cambios en el nivel freático o a la afloración de manantiales. Este aspecto ha sido ya considerado en la variable *Vulnerabilidad del acuífero* en la determinación de la Probabilidad de Contaminación del elemento del medio aguas subterráneas. En consecuencia esta característica no ha sido considerada en la nueva formulación de descriptores ambientales.
- Se incorpora un nuevo descriptor no considerado por Calvo (2003), al que se le ha denominado *Calidad de las aguas superficiales*.
- Finalmente se mantiene el descriptor *Usos del agua*, aunque su clasificación se modifica, tal y como se justifica posteriormente.

1. Usos del agua

a. Definición y justificación del descriptor ambiental

Son numerosas las referencias bibliográficas en las que se pone de manifiesto la contaminación de las aguas subterráneas (Restrepo, 2001; Barcelona *et al.*, 1990; Futta *et al.*, 1997; Christensen *et al.*, 2000). En estos estudios se muestra que los usos de las masas de agua subterráneas contaminadas pueden verse afectadas, llegando a no potables e inclusive no eran aptas para riego en algunos casos, debido a los elevados valores de conductividad eléctrica (Futta *et al.*, 1997; Abu-Rukah y Al Kofahi, 2001).

Por los motivos indicados, tal y como justificaba también Calvo (2003), se considera necesario la utilización del descriptor ambiental *Usos del agua*, ya recogido en el cálculo del Valor Ambiental de las aguas superficiales, también en la determinación del relativo a las aguas subterráneas. Este descriptor, en el caso de las aguas subterráneas, tiene también como finalidad considerar la importancia de los recursos desde la perspectiva del uso que hace el hombre de ellas, independientemente de la calidad de las mismas (Villalobos, 2001).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

b. Clasificación del descriptor ambiental del medio.

En la clasificación de este indicador Calvo (2003) diferenció, al igual que en el caso de las aguas superficiales, tres niveles: sin uso para el hombre, para regadío y para consumo humano, alcanzando el descriptor el mayor valor en este último nivel.

La Agencia Europea de Medio Ambiente (2003) establece que las aguas subterráneas son las principales fuentes de suministro para uso doméstico y para riego. En concreto en el caso de España, es la tercera parte del agua usada para las ciudades, la industria y la cuarta parte de la que se usa en agricultura. Como media, un 33 % del agua subterránea utilizada en Europa va destinada a la agricultura, un 16 % para usos urbanos, el 11 % para la industria y el 40 % para la producción de energía. Los países meridionales y los del sur de la Unión Europea son los que más agua extraen para la agricultura (75 % y 50 %, respectivamente), fundamentalmente para riego. Los países del centro oeste y oeste, son quienes más agua subterránea utilizan para la producción de energía, fundamentalmente agua de refrigeración (57 %) seguida por los usos urbanos (El agua en Europa: una evaluación basada en indicadores. Environmental issue report. Nº 34). Atendiendo a lo que establece el Plan Nacional de regadíos del año (2002) un tercio del total del regadío se abastece con aguas subterráneas.

Al igual que en el caso de este descriptor para las aguas superficiales, la bibliografía indicada recoge un espectro más amplio de posibles usos de las aguas subterráneas que el establecido por Calvo (2003). Por este motivo, también para este elemento del medio, se justifica la necesidad de modificar la clasificación de este descriptor.

Para llevar a cabo la clasificación se han tenido en cuenta las mismas consideraciones para el caso de las aguas superficiales, por lo que se obtiene una clasificación semejante, adaptada a los usos del agua subterránea, que no se corresponde en todos los casos con los de las aguas superficiales. La Tabla 4.90 recoge la clasificación obtenida. Cuando existan diferentes usos, se tomará el de mayor valor.

Tabla 4.90: Clasificación para los *usos de aguas subterráneas*.

B1	Sin uso para el hombre	1
	Otros usos no contemplados posteriormente	2
	Industria	3
	Agricultura	4
	Uso para abastecimiento humano	5

2. Calidad de las aguas subterráneas

c. Definición y justificación del descriptor ambiental.

Durante las últimas décadas se ha producido un incremento en la contaminación de las aguas subterráneas, como consecuencia de la actividad humana. Una de las fuentes más importantes de contaminación de las aguas subterráneas ha sido durante años la actividad agraria. En función de las características de los suelos, del régimen hídrico y de las prácticas culturales, pueden añadir a las aguas subterráneas elementos químicos orgánicos o inorgánicos no deseables, pudiendo incluso afectar al consumo humano. Estas actividades pueden constituir un factor importante de alteración de la calidad natural del agua subterránea, en cuanto que añade sustancias contaminantes, siendo las más significativas las derivadas de (Plan Nacional de Regadíos- Horizonte, 2008):

- Los fertilizantes, principalmente los nitrogenados.
- Los plaguicidas, que debido a sus características son retenidos o adsorbidos en el suelo y su descomposición puede dar lugar a una serie de residuos en ocasiones más tóxicos que los plaguicidas originales.
- Los residuos de las actividades agropecuarias, contaminantes de carácter orgánico y bacteriológico, que son almacenados en lugares inapropiados o son utilizados como abonos.

En el caso del análisis del impacto ambiental de los vertederos, este descriptor ambiental no fue incluido por Calvo (2003) para la determinación del Valor Ambiental del elemento del medio aguas subterráneas, sin embargo, tal y como se ha indicado, existen referencias relativas a los riesgos de la contaminación de este elemento del medio dando lugar a que se excedan los límites permitidos en la mayoría de sus parámetros físicos y químicos (Restrepo, 2001; Barcelona *et al.*, 1990; Futta *et al.*, 1997; Christensen *et al.*, 2000; Abu-Rukah y Al Kofahi, 2001). De hecho autores como Antunes (2001) y Discali (2004) lo contemplan como descriptor ambiental del elemento del medio que estamos considerando.

b. Clasificación del descriptor ambiental

También en el caso de las aguas subterráneas la evaluación de su calidad es una materia difícil, en la que se discute cuales son los mejores indicadores para evaluar el

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

estado del agua, y el problema reside fundamentalmente en la definición que se haga del concepto *calidad del agua*, pudiendo hacerse desde la capacidad intrínseca que tiene el agua para responder a los usos que se podrían obtener de ella (Villarroya, 2001), o bien desde el estado químico de las mismas, por medio de la conductividad y la concentración de contaminantes (Directiva marco de aguas, 2000).

La Directiva 676/91/CEE, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos utilizados en la agricultura, trata de limitar y corregir los efectos que las aportaciones nitrogenadas de la fertirrigación y de la actividad ganadera tienen sobre la calidad de las aguas subterráneas. Atendiendo al Anexo 1 de esta misma directiva, la contaminación de nitratos es elevada debido también a la eutrofización en aguas superficiales y subterráneas. Se destaca mayoritariamente en agricultura por fertilizantes y plaguicidas, y en ganadería por vertidos urbanos por los que se establece un nivel máximo de 50mg/l de nitratos. La Directiva 91/676/CEE sobre protección de aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias fue transpuesta al ordenamiento español en febrero de 1996. Los efectos de la aplicación de esta Directiva no fueron apreciados hasta tres años después, a partir de 1999 (Figura 4.27).

La Directiva 2000/60/CE establece para las aguas subterráneas utilizadas en el abastecimiento humano una clasificación según su valor químico, en función de la conductividad, contenido de oxígeno, pH, nitratos y amonio, estableciendo que un agua en buen estado se caracterizará por (en caso contrario será deficiente):

- concentraciones de contaminantes que no presenten efectos de salinidad u otras intrusiones;
- no se rebasen las normas de calidad aplicables en virtud de otras normas comunitarias pertinentes y que tendrán que considerar unas reducciones de nitratos por debajo de 50 mg/l;
- no sean de tal naturaleza que den lugar a que la masa no alcance los objetivos medioambientales especificados para las aguas superficiales asociadas, ni originen disminuciones significativas de la calidad ecológica o química de dichas masas ni daños significativos a los ecosistemas terrestres asociados que dependan directamente de la masa de agua subterránea.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL



Figura 4.27: Porcentaje de superficie de unidad hidrológica con concentración superior a 50 mg/l.

Seh-Chang y Seong-Tack (2005), establecen que la salinización en aguas subterráneas en zonas costeras se puede medir en función a cloruros, nitratos y sólidos disueltos. Para ello se utiliza una función de probabilidad de cloruros y nitratos que permite el establecimiento de cuatro grupos de aguas subterráneas:

- Grupo I. Alto nivel de cloruros y nitratos. (37.6%)
- Grupo II: Alto nivel de cloruros (2.8%)
- Grupo III: Alto nivel de nitratos (58.1%)
- Grupo IV: Con bajo nivel de cloruros y nitratos (21.4%)

De este modo, introducen un índice de mezcla de agua marina y subterránea (SMI) basado en concentraciones de sodio, magnesio, cloro y sulfatos, por lo que la calidad estará en función a una combinación de valores establecidos entre las concentraciones de nitratos, cloruros, amonios (Seh-Chang y Seong – Tack, 2005).

Cuando una unidad hidrogeológica, cuyo drenaje natural sea directo al mar y soporte extracciones que, de forma general o local, pueda alterar las interfaces de agua dulce y agua salada, se produce también un aumento de sales en la masa de agua. El aumento de estas sales provoca una pérdida de la calidad del recurso, lo que conlleva una limitación en sus aplicaciones. Las explotaciones de los acuíferos costeros en los que las extracciones superan a la recarga, presentan graves problemas debido al avance de la interfaces de agua dulce y salada y, consecuentemente, a su salinización. De las 82 unidades hidrogeológicas costeras en la península y en las Islas Baleares, el 58% de ellas presentan algún grado de intrusión marina que puede

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

ser de tres tipos: local, zonal y generalizada (Plan Nacional de Regadíos-Horizonte 2008). La salinización puede ser, por tanto, un indicador utilizado para conocer la contaminación de las aguas subterráneas (Castro *et al.*, 2001)

RD 1138/1990, Reglamento técnico-sanitario para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público, supuso la incorporación a nuestro ordenamiento jurídico de la Directiva 80/778/CEE, que establecía los criterios sanitarios que debían cumplir las aguas de consumo humano²⁷ y las instalaciones que permitía su suministro desde la captación hasta el consumidor y el control de éstas, garantizando su salubridad, calidad y limpieza, con el fin de proteger la salud de las personas de los efectos adversos derivados de cualquier tipo de contaminación de las aguas. Fijaba parámetros y valores paramétricos a cumplir en el punto de consumo, que se basaban principalmente en las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud y en motivos de salud pública aplicándose, en algunos casos, el principio de precaución para asegurar un alto nivel de protección de la salud de la población.

Este RD 1138/1990, que establecía como valor guía para el cloruro 25mg/l, fue derogado por el RD 140/2003, que cambió los criterios sanitarios para el agua de consumo humano, estableciendo como valores de referencia de cloruros en 250 mg/l.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, para establecer la clasificación de este descriptor, se ha tomado como referencia el contenido de nitratos y de cloruros. En el primer caso, los nitratos se han tenido en cuenta por la importancia de la contaminación agrícola justificada anteriormente. Los cloruros sin embargo, se permiten considerar la pérdida de calidad de agua debido a la intrusión marina.

La calidad de las aguas subterráneas se ha clasificado en cinco grupos: aguas de calidad muy deficiente, aguas malas o de calidad deficiente, aguas en estado

²⁷ Agua de consumo humano: todas aquellas aguas, ya sea en su estado original, ya sea después del tratamiento, utilizadas para beber, cocinar, preparar alimentos, higiene personal y para otros usos domésticos, sea cual fuere su origen e independientemente de que se suministren al consumidor, a través de redes de distribución públicas o privadas, de cisternas, de depósitos públicos o privados; todas aquellas aguas utilizadas en la industria alimentaria para fines de fabricación, tratamiento, conservación o comercialización de productos o sustancias destinadas al consumo humano, así como a las utilizadas en la limpieza de las superficies, objetos y materiales que puedan estar en contacto con los alimentos; todas aquellas aguas suministradas para consumo humano como parte de una actividad comercial o pública, con independencia del volumen medio diario de agua suministrado.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

aceptado, aguas en buen estado y finalmente aguas en muy buen estado. Para su definición se ha tenido en cuenta los dos parámetros indicados, presencia de nitratos y cloruros, considerando los límites establecidos en la clasificación de Park *et al.* (2005), el RD 1138/1990, del que se han tomado los valores guía, el RD 140/2003, por el que se establecen en nuestro país los criterios sanitarios en la calidad del agua de consumo humano, la Directiva Marco de Agua 2000/60/CE, y el RD 261/1996 sobre protección de las aguas contra la contaminación de nitratos por actividad agraria. La Tabla 4.91 recoge la definición de cada uno de los grupos indicados, y en Tabla 4.92 la clasificación del descriptor ambiental.

Tabla 4.91: Clasificación de las aguas subterráneas en función de su calidad

Aguas muy deficientes	Nitratos > 50 mg/l y Cloruros > 250 mg/l
Aguas deficientes o malas	Cloruros 25 – 250 mg/l y Nitratos > 50 mg/l Cloruros > 250 mg/l y Nitratos 25-50 mg/l
Aguas en estado aceptable	Cloruros 25-250 mg/l y Nitratos 25-50 mg/l Cloruros > 250 mg/l y Nitratos < 25 mg/l Cloruros < 25 mg/l y Nitratos > 50 mg/l
Aguas en buen estado	Cloruros < 25 mg/l y Nitratos 25-50 mg/l Cloruros 25-250 mg/l y Nitratos < 25 mg/l
Aguas en muy buen estado	Cloruros < 25 mg/l y Nitratos < 25 mg/l

Tabla 4.92: Clasificación del descriptor ambiental *calidad de las aguas subterráneas*

B2	Aguas muy deficientes	1
	Aguas deficientes o malas:	2
	Aguas en estado aceptable	3
	Aguas en buen estado	4
	Aguas en muy buen estado:	5

4.4.3.3. Descriptor ambiental de la Atmósfera

La atmósfera es el elemento del medio que está formado por un conjunto de estratos gaseosos que rodea la Tierra, constituyendo uno de los elementos básicos de todo ser vivo (Castro *et al.*, 2001).

Este elemento puede estar sometido a procesos de contaminación, lo que supone una alteración del mismo por la adición de gases, o partículas sólidas o líquidas en suspensión en proporciones distintas a las naturales, e incluso energía en

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

concentraciones tales que puedan originar daños o molestias a las personas y resto de los seres vivos, perjuicios a los bienes, o cambios de clima (López, 1994; Castro *et al.*, 2001). Se aplica por lo general a las alteraciones que tienen efectos perjudiciales sobre los elementos materiales, así como sobre la salud de los seres vivos y sus consecuencias directas a medio y largo plazo, que pueden ser importantes para la salud humana (Castro *et al.*, 2001).

Los principales mecanismos de contaminación atmosférica son los procesos industriales que implican combustión, tanto en industrias como en automóviles y calefacciones residenciales, que generan dióxido y monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y azufre, entre otros contaminantes. Igualmente, algunas industrias emiten gases nocivos en sus procesos productivos, como cloro o hidrocarburos inquemados. Pero no solo deben considerarse los anteriores, sino aquellos que alteran la calidad del aire, el ruido y las radiaciones ionizantes (Castro *et al.*, 2001).

La contaminación atmosférica puede tener carácter local, cuando los efectos ligados al foco se sufren en las inmediaciones del mismo, o planetario, cuando por las características del contaminante, se ve afectado el equilibrio general del planeta y zonas alejadas a las que contienen los focos emisores. De igual modo, según su origen pueden ser primarios o secundarios según procedan de focos identificables fuera o dentro de la atmósfera (López, 1994).

Calvo (2003), a la hora de identificar el Valor Ambiental, que en el momento de estudio, posee este elemento del medio, consideró que se debía tener en cuenta la atmósfera como elemento transmisor de afecciones. Para Calvo la importancia de este parámetro radicaba en la mayor o menor capacidad de transporte de emisiones a los núcleos poblados. En consecuencia las características ambientales seleccionadas fueron: la distancia del punto de vertido a infraestructuras, la dirección e intensidad de vientos, la distancia a núcleos urbanos, la cubierta vegetal, los usos del entorno y la existencia de cultivos.

Sin embargo se entiende que la consideración del Valor Ambiental de este elemento del medio debe hacerse desde el punto de vista de las características del mismo, que definen una mayor o menor afección por parte de los posibles impactos procedentes del vertedero. Su capacidad como elemento trasmisor se entiende dentro de la definición de las variables de vertedero y la probabilidad de afección al mismo. Por ello parte de las características consideradas por Calvo han sido incluidas como variables

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

para el elemento del medio que se está considerando, por ejemplo la distancia del punto de vertido a infraestructuras, la dirección e intensidad de los vientos y la distancia a núcleos urbanos. Otras características como la cubierta vegetal, usos del entorno y la existencia de cultivos se considerarán descriptores del elemento del medio suelo.

Por tanto para definir el Valor Ambiental de la atmósfera en la nueva metodología propuesta, nos centraremos en un único y nuevo descriptor, la *Calidad de aire*.

En un estudio publicado en The Lancet se ha demostrado que, sólo en tres países europeos, entre 19000 y 44000 personas fallecen cada año por causa de los efectos de la contaminación atmosférica, lo que supone un coste de alrededor de 50.000 millones de euros al año (Sommer *et al.*, 2000).

1. Calidad del aire

a. Definición y justificación del descriptor ambiental

El Decreto 74/1996, por el que se aprueba el Reglamento de la calidad del aire, en su artículo 38, define calidad del aire como la adecuación a niveles de contaminación atmosférica, cualesquiera que sean las causas que la produzcan, que garanticen que las materias o formas de energía, incluidos los posibles ruidos y vibraciones, presentes en el aire no impliquen molestia grave, riesgo o daño inmediato o diferido, para las personas y para los bienes de cualquier naturaleza.

La elección de este descriptor está justificada en referencias bibliográficas como el 6º Programa Marco de la Unión Europea (2000-2006) y Antunes (2001), que consideran la calidad del aire como un indicador de la contaminación atmosférica. De igual modo, la OECD (1998), considera la calidad del aire como un indicador que a su vez se define mediante la intensidad de emisiones al aire y la calidad del aire en la ciudad.

b. Clasificación del descriptor ambiental

Los **índices de calidad de aire** son valores representativos de los niveles de contaminación atmosférica asociados a una región determinada.

El Inventario de Emisiones Atmosféricas en Andalucía, realizado en 1998, tuvo por

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

finalidad el control de las emisiones generadas en las industrias potencialmente contaminadoras de la atmósfera implantadas en la Comunidad Autónoma Andaluza, así como la caracterización de las emisiones procedentes de fuentes difusas (tráfico, calefacciones, emisiones fugitivas, etc.) que garantice la protección de la salud humana, la defensa del medio ambiente, así como la preservación de los recursos naturales y el patrimonio andaluz (https://intgis.montevideo.gub.uy/sit/data/otros_doc_y_proy/Indice_calidad_aire.pdf).

Las fuentes móviles consideradas, que son todos los tipos de vehículos de transportes de pasajeros o mercancías, tienen un peso relativamente bajo en cuanto a las emisiones totales de partículas (1.5%) y de SO₂ (8.96%), pero muy alto respecto al CO (50.66%) y NO_x (47.9%). Asimismo, el sector doméstico contribuye con un 11% de las partículas, el 1.6% del SO₂, 2.2% de NO_x, 47.43% de CO, y 10% de CO₂.

Se puede adoptar un indicador general denominado Índice de Calidad del Aire, ICAIRE, que toma valores de 0 a 100. Este índice viene dado por la siguiente expresión:

$$\text{ICAIRE} = K \sum C_i P_i / P_i$$

Donde,

C_i : Valor porcentual asignado a los parámetros de la Tabla adjunta.

P_i : Peso asignado a cada parámetro.

K: Constante que toma los siguientes valores:

0,75 para aire con ligero olor no agradable.

0,50 para aire con olor desagradable.

0,25 para aire con fuertes olores desagradables.

0,00 para aire con olor insoportable por el ser humano.

En el caso de considerar los olores como un factor a estudiar independiente del factor Calidad del Aire, K = 1

Los valores expresados no se deben sobrepasar durante más de 3 días consecutivos. Si se toma como Indicador la concentración media en un año, los valores analíticos correspondientes a cada valor porcentual se reducen aproximadamente a la mitad.

Los valores de la Tabla 4.93 son genéricos, y aunque responden a la legislación vigente, para casos concretos, en los que el impacto sobre el aire sea determinante

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

para el EIA considerado, se recomienda consultar la legislación y afinar la metodología. Así, existen parámetros no relacionados en dicha tabla (cloruro de hidrógeno, fluoruro de hidrógeno, sulfuro de hidrógeno, sulfuro de carbono, ozono, asbestos, etc.) y pueden resultar contaminantes importantes para un proyecto o actividad concreta.

Tabla 4.93: ICARE

	SO2	Part. susp.	NO2	CnHn	CO	Part. sedim.	Pb	Cl2	Comp. Fluor	%
VALOR ANALÍTICO	2200	1800	1000	800	60	1800	40	275	120	0
	1800	1400	900	650	55	1400	30	250	100	10
	1400	1000	750	500	50	1000	20	175	80	20
	700	600	600	350	40	750	15	125	60	30
	500	400	350	250	30	500	10	75	40	40
	350	250	200	140	20	300	4	50	20	50
	250	200	150	100	15	200	3	30	15	60
	150	150	100	75	10	150	2	20	01	70
	100	100	50	50	5	100	1.5	10	5	80
	75	50	25	25	2.5	50	1	5	2.5	90
<50	<25	<10	<01	<1	<25	<0.25	<2.5	<1		
Unidad medida	Mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³	%
Peso										

Otro posible indicador de la calidad del aire es el establecido por la EPA en 1999, denominado Índice de Calidad del Aire (ICA), destinado a evaluar la calidad atmosférica, reemplazando el Índice de Estándares Contaminantes (PSI). A medida que aumenta la cantidad de contaminantes en el aire, también aumentan los valores del citado índice.

Tabla 4.94: Valores límites de ICA según intervalos de concentración.

Valores del Índice de Calidad del Aire (ICA) según intervalos de concentración				
ICA	NO₂ µg/m³ en 1 hora	SO₂ µg/m³ en 24 horas	PM 10 µg/m³ en 24 horas	O₃ µg/m³ en 1 hora
100	0	0	0	0
75	50	15	35	60
50	100 ²⁸	50	50	120
25	200	75	75	180 ²⁹
0	400 ³⁰	125	125	240
-50	800	250	250	360

²⁸ Valor límite para la protección de la salud

²⁹ Umbral de información a la población

³⁰ Umbral de alerta a la población

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Después se comparan los ICA obtenidos para cada contaminante y aquel que dé un ICA más bajo será el que determine el ICA del día y, por tanto, defina la calidad del aire. Los intervalos del ICA varían entre 100 (la mejor calidad del aire posible) y -50, aunque en la práctica no se acostumbra a bajar de 50. Cuanto más alto es el valor del ICA más alta es la calidad del aire. El valor 0 del ICA es el más importante: un ICA con un valor negativo querrá decir que, como mínimo, uno de los contaminantes habrá superado el nivel de inmisión fijado en la legislación. Para el cálculo del ICA se emplean los niveles de inmisión de los cuatro principales contaminantes atmosféricos para los cuales la actual normativa comunitaria ha establecido unos niveles máximos permitidos, siendo estos las partículas en suspensión, el dióxido de nitrógeno, el dióxido de azufre y las partículas en suspensión PM10. Se ha de tener en cuenta que el diseño del ICA permite la incorporación futura a la calidad del aire de otros contaminantes o nuevos valores límite o valores guía fijados por la normativa. Atendiendo a los valores obtenidos del ICA se puede clasificar la calidad del aire en tres categorías y seis subniveles. Los subniveles se pueden indicar usando un código de color, tal y como se recoge en la Tabla 4.96.

Si no disponemos de los datos establecidos por alguno de los índices de calidad del aire, la Organización Mundial de la Salud establece 4 índices de pureza del aire según la concentración y la duración de la exposición a la acción de los contaminantes (Tablas 4.95 y 4.96):

- Nivel I. Es igual o inferior a los valores para los que no se observa ningún efecto directo ni indirecto, según el estado actual de nuestros conocimientos.
- Nivel II. Produce irritación en los órganos de los sentidos, efectos nocivos sobre la vegetación, reducción de la visibilidad y otros efectos desfavorables en el medio ambiente.
- Nivel III. Ataque a las funciones fisiológicas vitales. Alteraciones que pueden ocasionar enfermedades crónicas o producir incluso la muerte prematura.
- Nivel IV. Produce enfermedad aguda y/o muerte prematura en los grupos vulnerables de la población.

Todo lo que hemos visto hasta ahora han sido clasificaciones que tienen en cuenta los contaminantes pero podemos contar con otro elemento para establecer una clasificación justificada de la calidad del aire y esto es a través del olor. La medida y caracterización del olor es importante para calcular la magnitud del problema que plantea. Sarkar *et al.* (2003) describe la dispersión del olor por caracterización de la

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

fuelle, transporte y dispersión de la mezcla de gases y la representación de un receptor (nariz humana). Muchos olores se descargan a la atmósfera como mezcla de componentes (Duffe y O'Brien, 1992) en la que de forma particular tienen bajo umbral de olor y alto rango de emisiones. La respuesta sensorial humana a los componentes individuales varían considerablemente de componente a componente y de persona a persona (Sarkar *et al.*, 2003). Rafson (1998) estableció una clasificación de olor usando una escala en función de las molestias causadas por el olor (Tabla 4.97).

Tabla 4.95: Clasificación de la calidad del aire según el ICA.

Clasificación de la Calidad del Aire según el ICA				
ICA	Nivel de contaminación	Nivel de calidad del aire	ICA	Subnivel
< 0	Alta	Pobre	Menor de - 50	Muy deficiente
			Entre 0 y -50	Deficiente
0 - 49	Moderada	Mejorable	Entre 0 y 25	Baja
			Entre 25 y 50	Aceptable
50 - 100	Baja	Buena	Entre 50 y 75	Satisfactoria
			Entre 75 y 100	Excelente

Tabla 4.96: Niveles de afección a la población humana.

Nivel	Población afectada	Efectos a la salud	Aviso
Bueno	Grupos sensitivos con problemas respiratorios.	Ninguno	<i>Ninguno</i>
Moderado	Grupos sensitivos con problemas respiratorios	Ninguno	Ninguno
Insalubre a grupos sensitivos	Grupos sensitivos con problemas respiratorios	Ninguno	Ninguno
Insalubre	Grupos sensitivos con problemas respiratorios y población en general.	Aumenta y agrava los problemas respiratorios en grupos sensitivos y causa efectos a la salud a niños y ancianos	Personas con problemas respiratorios, evitar actividades al aire libre. Niños y ancianos limitar sus actividades al aire libre.
Bien insalubre	Grupos sensitivos con problemas respiratorios y población en general.	Aumenta y agrava los problemas respiratorios en grupos sensitivos y causa efectos a la salud al público en general.	Personas con problemas respiratorios, niños y ancianos evitar actividades al aire libre y público en general limitar sus actividades.
Peligroso	Grupos sensitivos con problemas respiratorios y población en general.	Serio riesgo a la salud a los grupos sensitivos y causa efectos significativos a la salud al público en general.	Público en general evitar actividades al aire libre y personas con problemas respiratorios, niños y ancianos limitarse a actividades en el interior.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.97: Escala de molestias en función del olor.

Escala de Categorías		MOLESTIAS DEL OLOR
0	Sin olor	Olor no detectable
1	Olor muy leve	Olor que ordinariamente podía no notarse por una persona normal pero si serían detectables por un inspector experimentado o por una persona muy sensible.
2	Olor leve	Es un olor tan débil que una persona normal podría detectarla si prestara atención porque de otra manera no se daría cuenta.
3	Olor fácilmente detectable	Un olor de moderada intensidad que podría ser fácilmente detectable y que se considera desfavorable.
4	Olor fuerte	Un olor que llama la atención y que lo hace muy desagradable.
5	Olor muy fuerte	Olor cuya intensidad en el aire lo hace absolutamente desapropiados respirar.

Teniendo en cuenta los conceptos indicados, la clasificación del descriptor se ha realizado teniendo en cuenta dos aspectos: el Índice de Calidad del Aire de la EPA, por su mayor rango de aplicación territorial, en lugar del de Andalucía, así como la medida del olor en la zona. Se incorpora así una clasificación en la que se contempla los cuatro índices de pureza del aire, según la concentración y la duración de la exposición a la acción de los contaminantes establecidos por la OMS, así como los estudios de Rafson (1998) que establecen una clasificación de olor usando una escala en función de las molestias causadas. La clasificación obtenida es la siguiente (Tabla 4.98):

- Se considerará que la calidad del aire es muy mala si el ICA se encuentra entre 201-300. Se identifica con olor cuya intensidad en el aire lo hace absolutamente desapropiados respirar.
- La calidad del aire se calificará como mala cuando el ICA tome valores entre 151-200. En este caso, el olor detectado se considera muy desagradable.
- Calidad del aire admisible, con valores del ICA entre 101-150. En este caso se detecta olor desagradable fácilmente detectable.
- Se considera que la calidad del aire es buena cuando el ICA toma valores entre 50-100. En estos casos se observa un ligero olor no agradable en el aire.
- Finalmente la calidad del aire será muy buena con valores del ICA entre 50-0. En estos casos no hay olor detectable.

Tabla 4.98: Clasificación para la *calidad del aire*.

C1	Muy mala	1
	Mala	2
	Admisible	3
	Buena	4
	Muy buena	5

4.4.3.4. Descriptor ambiental del Suelo

El suelo se define como un componente del medio que constituye la parte de la superficie terrestre sobre la que se asienta la vida vegetal y sobre la cual se implanta la mayor parte de las actividades humanas (López, 1994). Dreier y Weibenbach (2000) lo consideran como un medio multifuncional, que no sólo es la base del 90% de toda la alimentación humana y reserva alimentaria de fibra y combustible, sino que también proporciona servicios a la función productiva.

Este elemento del medio constituye uno de los receptores de la contaminación más sensibles y vulnerables (RD 9/2005), comportándose como concentrador de contaminación. Existe diversidad de criterios respecto a su calidad; por ejemplo el INIA-CENIAP (2003) lo considera sin estándares de calidad definidos, debido a su variabilidad; otros, sin embargo, estiman que la calidad del suelo es uno de los factores más importante para la sostenibilidad de la biosfera global. A pesar de todo, no existe legislación comunitaria que establezca los requisitos permisibles del suelo, excepto la directiva IPPC (1996) que considera que la contaminación al suelo debe ser mínima a fin de alcanzar un elevado grado de protección del medio ambiente en su conjunto.

A pesar de la vulnerabilidad ecológica de los suelos, la legislación europea y la española han carecido de instrumentos normativos para promover su protección, y hasta la promulgación en nuestro país de la Ley 10/1998, no se disponía de ninguna norma legal que lo protegiera eficazmente y, en el caso de los ya contaminados, identificarlos y caracterizarlos utilizando para ello una metodología normalizada y técnicamente rigurosas, lo que ha supuesto una limitación para el desarrollo del Plan Nacional de recuperación de suelos contaminados (1995-2005) (RD 9/2005).

Calvo (2003) estableció que su Valor Ambiental es función del entorno edáfico del punto de vertido y de sus características ambientales como lugar de reinserción. Para ello definió una serie de características, que variaban en función del tipo de uso del suelo, siempre desde la perspectiva de la reinserción una vez clausurado: residencial/ industrial, recreacional/paisajístico y agrícola. Las características seleccionadas fueron: zona inundable, zona de escorrentía, existencia de cultivos, riesgo sísmico, formaciones geológicas y existencia de fallas.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La metodología de Calvo (2003) iba destinada al diagnóstico, cierre, sellado y reinscripción de vertederos (Tabla 4.99). En nuestro caso, se pretende desarrollar una herramienta de diagnóstico ambiental de vertederos, aplicable a instalaciones en funcionamiento, que permita dar directrices destinadas a elaborar tanto Planes de Cierre, como Planes de Explotación y Acondicionamiento. Por ello es necesario hacer una revisión de las características o indicadores utilizados en la metodología original.

La existencia de *Zonas inundables*, *Zonas de escorrentías*, *Fallas*, *Riesgo sísmico*, así como las características de las *Formaciones geológicas de la zona* son aspectos relativos a la ubicación del punto de vertido que pueden influir en la difusión de la contaminación provocada por los vertederos, con el consiguiente riesgo de afección a diferentes elementos del medio. Todas estas características, seleccionadas por Calvo (2003) en la determinación del Valor Ambiental del suelo, han sido ya consideradas en el cálculo de la Probabilidad de Contaminación de diferentes elementos del medio, por lo que deben ser excluidas en la revisión de los Valores Ambientales.

Es casi imposible establecer una simple medida física, química o biológica que pudiera reflejar adecuadamente la calidad del suelo sin tomar en consideración otros factores que afectan la formación y funcionamiento del mismo. Esto dificulta definir, medir y regular la calidad de este recurso (Bandick y Dick, 1999). Por ello en los estudios ambientales, este elemento del medio interesa como soporte de la vida vegetal, por sus comunidades naturales donde se insertan los sistemas agrarios, como sustrato sobre el que se implantan los asentamientos humanos o como sujeto de otros usos. Se han seleccionado como descriptores ambientales: *Usos del suelo*, *Tipo de vegetación* y *Cobertura vegetal*.

Tabla 4.99: Descriptores iniciales para el suelo propuestos por Calvo (2003).

USO AGRÍCOLA (D = D1+D2+D3+D4)	Zona de área inundable (D1)
	Zona de escorrentía (D2)
	Existencia de cultivos (D3)
	Riesgo sísmico (D4)
RECREACIONAL / PAISAJÍSTICO (D = D1+D2+D3)	Zona de área inundable (D1)
	Zona de escorrentía (D2)
	Riesgo sísmico (D3)
RESIDENCIAL/INDUSTRIAL (D = D1+D2+D3+D4+D5)	Zona de área inundable (D1)
	Zona de escorrentía (D2)
	Riesgo sísmico (D3)
	Características de las formaciones geológicas (D4)
	Existencia de fallas (D5)

A continuación se justifican y clasifican estos nuevos descriptores.

1. Usos del suelo

a. Definición y justificación del descriptor del medio

Desde el punto de vista de la metodología se entiende que el impacto ambiental generado por un vertedero, al elemento del medio suelo, va a depender de los usos que tenga el mismo, previos a su implantación, habiendo sido utilizado como descriptor habitual en los EsIA (Antunes, 2001; Discali, 2004). Las actividades que se desarrollen sobre un suelo pueden generar unos efectos que condicionen de forma irreversible, dependiendo del contaminante que se trate, la actividad que potencialmente pueda desarrollarse en el mismo, comprometiendo su valor ambiental. Eso significa que el tipo de uso supone un valor añadido del mismo, justificándose por tanto como descriptor en la determinación de su Valor Ambiental.

b. Clasificación del descriptor ambiental del medio

La presión sobre los usos del suelo puede reflejar una probabilidad más alta de conflictos de interés entre tipos diferentes de usos del suelo o entre distintos usuarios de suelo, o puede indicar problemas que provienen de una demanda de suelo excesiva o demasiado escasa en ciertas zonas. Por ejemplo, en un área altamente dinámica, como una región urbana, la vivienda y las funciones económicas compiten por el espacio disponible. Esto resulta en una fuerte presión sobre el suelo y en unos elevados precios, que favorecen a los actores económicos más fuertes. La falta de demanda de suelo, por otra parte, puede asociarse con una probabilidad más alta de abandono o desertificación de tierras (PERSPECTIVA EUROPEA DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO –PEOT- Primer borrador oficial. 1997).

Por los motivos indicados la clasificación del descriptor *Usos del suelo* se va a hacer desde la perspectiva de la afección económica y de posible afección al ser humano, lo que supondrá una mayor protección a zonas en las que el hombre realice algún tipo de actividad. Eso no significa que no se tenga en cuenta otros aspectos de su entorno edáfico, sino que serán considerados en otros descriptores.

Teniendo en cuenta el criterio de clasificación establecido, en la revisión bibliográfica llevada a cabo se han encontrado diferentes clasificaciones. Por ejemplo el Sinamba

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

(1998) distingue suelos naturales, modificados, cultivados y construidos. El Servicio Agrícola Ganadero (SAG) distingue suelos de cultivos intensivos, laboreo desfavorable, aquellos que restringen la elección de cultivos, actividades urbanas, praderas secano, forestal, pastos, forestales y vida silvestre. La UNE 150008:2000 EX establece las siguientes ocupaciones de suelo: erial/agricultura extensiva, agricultura intensiva, espacios naturales protegidos, industrial, residencial.

Calvo (2003) estableció que el valor ambiental del suelo era función del entorno edáfico del punto de vertido y de sus características ambientales como lugar de reinserción. El uso posterior a la clausura del vertedero dependía de los usos del entorno. Las posibilidades de estos usos debían estar conferidas en el catastro de usos del suelo del lugar donde se encuentra ubicado el vertedero. Por esta razón distinguió los usos: residencial, industrial, recreacional, paisajístico y agrícola. No obstante, tal y como se ha indicado, el uso del suelo no fue utilizado como descriptor ambiental, sino como una clasificación previa para la evaluación de los descriptores considerados.

Finalmente, desde el marco legal relativo a la ordenación y régimen del suelo, la Ley 6/1998, sobre el régimen del suelo y valoraciones, distingue entre suelo urbano, urbanizable y no urbanizable. La Ley 9/200, del suelo de la Comunidad de Madrid, distingue también tres grupos semejantes a los anteriores: urbano, rústico y urbanizable, encuadrándose dentro del rústico los de protección ambiental especial y preservado, así como una nueva figura denominada rústico transformable, que es aquel que no está protegido ni está programado para urbanizar. La Ley 7/2002, de Ordenación Urbanística de Andalucía, clasifica la totalidad del suelo de cada término municipal en todas o algunas de las siguientes clases de suelo: urbano, no urbanizable y urbanizable, distinguiendo en cada una de éstas diferentes categorías, que pueden incluir, residencial, turístico e industrial.

Para llevar a cabo la clasificación de este descriptor se ha llevado a cabo una primera clasificación en tres grandes grupos: urbano, urbanizable y no urbanizable, recogida en la mayor parte de la bibliografía consultada, asignando un mayor valor a los suelos urbanos, seguidos de los urbanizables, y finalmente los no urbanizables. En los dos primeros grupos se ha diferenciado tres posibles categorías: residencial, turístico e industrial, a los que se les ha asignado mayor valor a las dos primeras, frente a la tercera. Combinando los criterios indicados se ha obtenido una clasificación que diferencia cinco grupos:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Suelos no urbanizables.
- Suelos urbanizables industriales.
- Suelos urbanizables residenciales.
- Suelos urbanos industriales y los urbanizables turísticos.
- Suelos urbanos turísticos y residenciales.

En la Tabla 4.100 se recoge la cuantificación del descriptor ambiental. Cuando exista más de una categoría se seleccionará la de mayor valor.

Tabla 4.100: Clasificación para los *usos del suelo*.

D1	No urbanizable	1
	Urbanizable industrial	2
	Urbanizable residencial	3
	Urbano industrial y urbanizable turístico	4
	Urbano turístico y urbano residencial	5

2. Tipo de vegetación

a. Definición y justificación

La vegetación es el conjunto de comunidades vegetales existentes en el territorio sometidas a la influencia del medio estacional y antropógeno. Las comunidades faunísticas que caracterizan la zona de estudio están intrínsecamente relacionadas con los biotopos en los que se integran, es decir, con el conjunto de características ecológicas que definen su espacio vital (características bioclimáticas, geomorfológicos, formaciones vegetales, etc). Conociendo los biotopos podemos, por tanto, acercarnos a un estudio de la fauna que se hace más complicado por su capacidad de desplazamiento y por el marcado carácter nocturno y huidizo de gran parte de ellos.

La vegetación, de forma general, aporta importantes ventajas en el medio ambiente, por ejemplo filtran tanto el agua como el aire, estabiliza los suelos, reduce las amenazas de la erosión y los deslizamientos que podrían ser resultado de la contaminación y la sedimentación de los cuerpos de agua, con la consiguiente puesta en peligro de personas, edificios, propiedades y la destrucción del hábitat y proporciona cobertura y comida para la vida silvestre (Castro *et al.*, 2001; Forman y Godron, 1986). Un hábitat con afecciones importantes de su vegetación puede resultar crítico para la supervivencia de la especies de vida silvestre por este motivo

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

se hace necesario el aseguramiento de un equilibrio saludable entre desarrollo humano y la protección del hábitat de las especies silvestres (Forman y Godron, 1986).

El descriptor ambiental anterior considera los usos desde el punto de vista humano, pero también hay que definir el valor ambiental de este elemento desde el punto de vista natural, como soporte de vida vegetal. El grupo de trabajo de evaluación y monitorización del impacto ambiental del gobierno australiano identifica el tipo de vegetación de una zona como un elemento importante para la disposición del hábitat, tomando especial relevancia la vegetación autóctona de la zona (<http://www.nrm.gov.au/monitoring/frameworks.html>). Otros autores como Antunes (2001), Discali (2004) y Campos (2005) la incluían también como descriptor ambiental. La OECD (1998), recogido en Domínguez (2004) lo considera con el término biodiversidad, y define dicho indicador mediante especies en peligro y áreas protegidas.

b. Clasificación del descriptor ambiental del medio

La bibliografía consultada muestra una amplia variedad, en cuanto a la clasificación de la posible vegetación o cultivos existente en una zona. Entre ella se ha seleccionado la que hace Villalobos (1991), en la búsqueda de un emplazamiento ideal para vertederos. Este autor distingue dos criterios de clasificación, los usos del suelo y la vegetación, que incluye erial, cultivos secano, cultivos regadío o secano con árboles aislados, montes de repoblación joven y monte autóctono o de repoblación bien asentado, y la fauna, diferenciando en este segundo caso: secano o huerta arbolada, pastizal, matorjar, erial, matorrales, pinar de repoblación joven, pinares de repoblación maduros o bosques autóctonos.

El estudio de Cartografía y Estadística de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo en Andalucía (Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, 1998) establece una clasificación del suelo consideraron su fauna y flora distinguiendo superficies agrícolas y superficies forestales y ganaderas. En el primer caso se incluyen los cultivos de secano, de regadío y las áreas agrícolas heterogéneas, y en el segundo caso formaciones arboladas densas, formaciones de matorral con arbolado, formaciones de pastizal con arbolado, formaciones arbustivas y herbáceas sin arbolado y espacios abiertos con escasa cobertura vegetal.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Thackway *et al.* (2007) agrupa las coberturas de vegetación en las siguientes doce clases:

- Bosques nativos y arboledas.
- Arbustos nativos y matorral.
- Pastos nativos y pastizales mínimamente modificados.
- Árboles frutales y arbustos.
- Cosechas perennes.
- Cosechas anuales y pastizales altamente modificados.
- Bosques repoblados (de madera dura).
- Bosques repoblados (de madera blanda).
- Suelos desnudos.
- Especies acuáticas efímeras y permanentes.
- Especies colonizadoras.
- Especies desconocidas /no clasificadas.

De igual modo, dichos autores consideran las condiciones de vegetación y atributos medidos que son controlados en informes de condiciones. Éstos son mostradas en la Tabla 4.101.

Tabla 4.101: Ejemplos de indicadores sobre las condiciones y atributos de la vegetación medidos y controlados.

Indicador de las condiciones de vegetación	Atributos de vegetación que son controlados e interpretados	Referencias
Ausencia de regeneración	La carencia de árboles en los estratos bajos.	Parkers <i>et al.</i> (2003)
Invasión de especies colonizadoras en espacios	Incremento en la presencia relativa y dominancia de maleza en un estrato	Brown y McIvor (1993)
Hábitat disponible para especies de pájaros	Declive de la presencia de árboles para anidamiento (clase de árboles, tamaño y número de huecos).	Saunders e Ingram (1987)
Mantenimiento a largo plazo de la calidad y los productos proporcionados por la vegetación.	Declive en la presencia de maderas especiales (especies de árboles, tamaño del árbol y calidad del tronco). Disminución en el sabor de los pastos nativos (dominancia de especies herbáceas, especialmente de las almacenadas)	Safstrom y Robinson (2002) Hall <i>et al.</i> (2001)
Área de bosque por estado de crecimiento y distribución.	Cambios observados en los estados de crecimiento de los tipos de bosque.	Nacional Forest Inventory (2003)

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Margalef (1974) recoge en su bibliografía las formas biológicas de las plantas, clasificación basada en el sistema de Raunkjaer.

Aa. Plantas autótrofas

Ba. Cormófitos (plantas vasculares)

Ca. Plantas con soporte mecánico autónomo.

Da. Plantas leñosas o, de ser herbáceas, perennes y siempre verdes.

Ea. Plantas de más de 25-50 cm de altura, o cuyas ramas no mueren periódicamente hasta dicho límite. Fanerófitos (P)

Eb. Plantas cuyas ramas maduras o yemas quedan siempre entre los 25-50 cm de altura sobre el suelo, o bien que crecen a mayor altura, pero cuyos brotes mueren periódicamente hasta dicho límite. Caméfitos (Ch)

Db. Plantas perennes (o bienales) herbáceas con una reducción periódica del ramaje.

E'a. la reducción periódica de las partes aéreas se extiende hasta un sistema caulinar que está relativamente aplicado y extendido ala superficie del suelo. Hemicriptófitos

E'b. la reducción periódica de las partes aéreas es total y llega hasta junto a órganos de reserva enterrados. Neófitos o criptófitos.

Dc. Plantas anuales, en las que el sistema de tallos y raíces muere y después de la producción de semillas y que completan su ciclo vital dentro de un año. Terófitos.

Cb. Plantas que crecen apoyadas en otras.

D'a. plantas que arraigan en el suelo.

E'a Plantas que germinan en el suelo y mantienen su contacto con él.
Lianas

E'b. plantas que, o bien geminan sobre otras plantas y luego establecen contacto con el suelo, o bien germinan en el suelo, y luego trepan y se aíslan de aquél. Hemiepífitos o pseudolianas.

D'b. plantas que germinan y se desarrollan sobre otras plantas (o sobre postes y alambres, etc) Epífitos.

Cc. Plantas que vagan en el agua. Hidrófilos errantes.

Bb. Talófitos (criptógamas no vasculares)

C'a. plantas adheridas al sustrato (suelo, roca, madera muerta, etc)

D'a. Perennes

E'a. Forma de almohadilla o pulvínulo. Talocaméfitos

E'b. forma muy plana, foliosa o crustosa, incluyendo especies endolíticas. Talohemicriptófitos.

D'b. anuales. Taloterófitos

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

C´b. Plantas adheridas a otras. Sobre corteza, hoas o e pequeñas masas de suelos suspendidos acumulado en fisuras, tocaduras, etc. Talocpífitos.

C´c. talófitos autótrofos errantes

D´´a. Fotosintéticos

E´´a. En el agua. Talohidrógitos errantes.

E´´b. En la nieve y en el hielo. Criófitos.

E´´c. En el suelo. Edáfofitos.

D´´b. Quimiosintéticos del suelo. Quimioedafófitos.

Ab. Plantas semiautótrofas. Plantas verdes insertas sobre otros vegetales autótrofos.

B´a. Cormófitos. Semiparásitos vasculares.

B´b. Talófitos. Semiparásitos talosos.

Ac. Plantas heterótrofas.

B´´ a. Cormófitos

C´´´a. Sobre plantas vivas. Parásitos vasculares.

C´´´ b. Sobre materia orgánica muerta. Saprófitos vasculares.

B´´b. Talófitos.

C´´´a. Sobre plantas vivas. Parásito talosos.

C´´´b. Sobre materia orgánica muerta. Saprófitos talosos.

Para establecer la clasificación de este descriptor ambiental se ha combinado la clasificación establecida por la Junta de Andalucía (1998), y el estudio de Villalobos (2001). Finalmente, la clasificación propuesta por el nuevo descriptor se recoge en la Tabla 4.102. En ella, la escasa presencia de cobertura vegetal corresponde a zonas con menor valor ambiental, frente a aquellas que presentan formaciones de arbolado autóctonas, densas y bien asentadas (Thackway *et al.*, 2007)

Tabla 4.102.: Clasificación para el *tipo de vegetación*.

D1	Espacios abiertos con escasa cobertura vegetal o erial	1
	Formación arbustiva y herbácea sin arbolado o cultivos de secano	2
	Formación herbácea con arbolado, cultivos de regadío o secano con árboles aislados	3
	Formación de matorral con arbolado, montes de repoblación joven	4
	Formaciones de arbolado denso, monte autóctono o de repoblación bien asentado	5

3. Cobertura vegetal

a. Definición y justificación del descriptor ambiental de medio

La cubierta vegetal se define como el porcentaje de suelo ocupado por la proyección ortogonal de las partes aéreas de los individuos y de las especies bajo consideración (Montes del Olmo, 1978 y Greight- Smith, 1964) y no cabe duda que un mayor o

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

menor porcentaje permitirá una mayor o menor protección del suelo y el medio ambiente en general.

El grupo de trabajo de evaluación y monitorización del impacto ambiental del gobierno australiano, en su identificación de la vegetación como descriptor ambiental, no sólo hace referencia a la tipología, sino también a la extensión de la misma (<http://www.nrm.gov.au/monitoring/frameworks.html>)

Calvo (2003) utilizaba la cobertura vegetal como una característica aplicada en el cálculo del Valor Ambiental del elemento del medio atmósfera y no suelo, ya que justificaba su uso desde el punto de vista de su actuación como barrera de olores.

En nuestro caso ha sido identificado como descriptor ambiental para el elemento del medio suelo debido a su papel a la hora de estabilizar los suelos, reducir las amenazas de la erosión y los deslizamientos (Castro *et al.*, 2001; Forman y Godron, 1986).

b. Clasificación del descriptor ambiental del medio

La revisión bibliográfica realizada ha permitido conocer algunos estudios que permiten desarrollar una clasificación de la extensión de la cubierta vegetal.

Moreira y González (1997) utilizan unos criterios, que responden a la estructura vertical y de densidad de las formaciones vegetales diferenciando los taxones sólo en el último nivel, para establecer la estructura jerárquica en el grupo de superficies forestales y naturales. De esta manera, el primer criterio aplicado para distinguir los grupos de formaciones arboladas parte de la identificación de una cobertura arbórea superior al 5%. Cuando no se cumpla tal condición se considerarán formaciones no arboladas procediendo a establecer los siguientes grupos según el estrato dominante: formación de matorral no arbolado, formaciones de pastizal no arbolado y espacios con poca o sin vegetación. El nivel jerárquico tercero aplica idénticas condiciones de estructura vertical y densidad de la cubierta vegetal para individualizar los distintos grupos. Así se va verificando sucesivamente la condición de formaciones arboladas lentas (cobertura arbórea superior al 50%), formaciones de matorral denso con arbolado (cobertura arbórea comprendida entre un 50% y 25% de peso con arbolado), formaciones de pastizal con arbolado y, en último estrato, las formaciones de cultivos herbáceos con arbolado. En el nivel cuatro se lleva a cabo la clasificación o taxonomía

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

de las formaciones arboladas, para lo cual se han considerado las más representativas del espacio regional: quercíneas, coníferas, eucaliptos, otras frondosas, y formaciones mixtas de las anteriores clases. En el último nivel hace una nueva distinción solamente aplicada a los grupos mayoritarios de quercíneas y coníferas, en función de la densidad de arbolado: denso (entre el 50% y el 25%) y disperso (entre el 25% y el 5%) de cara a obtener mejores resultado en el cálculo de modelos para la evaluación de la erosión y los combustibles forestales (Tabla 4.103).

De igual modo, Moreira y González (1997), establecen las siguientes especificaciones de densidades de cubiertas vegetales para determinar la estructura de las unidades forestales y naturales.

La clasificación de Calvo (2003) es en base a las características estructurales, y originariamente estaba basada en la escala de los 5 grados de Margalef (1974), la cubierta vegetal se puede clasificar en:

- Cubierta vegetal continua 50-100%
- Cubierta vegetal en grupos 15-50%
- Cubierta vegetal esporádica 0-15%

Tabla 4.103: Zonas en función de sus tipologías estructurales y nivel de densidades.

Tipo de zona	Tipología estructural	Nivel de densidad	
Zonas forestales y naturales arboladas (cobertura arbórea > 5%)	Formaciones arboladas densas	Cobertura arbórea	<50%
	Formaciones de matorral denso con arbolado	Cobertura arbórea Cobertura matorral	5-50% >50%
	Formaciones de matorral disperso con arbolado	Cobertura arbórea Cobertura matorral	5-50% 20-50%
	Formaciones de pastizal con arbolado	Cobertura arbórea Cobertura matorral Cobertura vegetal	5-50% <20% >20%
Zonas forestales y naturales no arboladas (cobertura arbórea <5%)	Formaciones de matorral denso no arbolado	Cobertura arbórea Cobertura matorral	<5% >50%
	Formaciones de matorral disperso no arbolado	Cobertura arbórea Cobertura matorral	<5% 20-50%
	Formaciones de pastizales no arbolado	Cobertura arbórea Cobertura matorral Cobertura vegetal	<5% <20% >20%
	Espacios abiertos con poca o sin vegetación	Cobertura vegetal	<20%

Por otro lado Montes del Olmo (1978) establece que, a causa del solapamiento de las distintas especies, la cobertura vegetal de un área puede exceder del 100%, y en caso de bosques altamente estratificados se pueden superar ampliamente estas cifras de

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

referencia. La forma de medirlo es mediante estimación visual y point cuadrats. Pero, también existe la estimación subjetiva visual que se expresa en función del % expresado como cifra que indica el rango dentro del cual cae dicho valor. Estos símbolos son la escala Domin, y son muy utilizados por fitosociólogos europeos (Bennister, 1966).

Con el mismo fundamento se utiliza la escala de Braun- Blanquet (Bennister, 1966), y que de forma comparativa con la de Domin aparecen reflejadas en la Tabla 4.104.

La clasificación de Calvo (2003) y la de Margalef (1974) establecen tan sólo tres grupos para este descriptor. La de Domin (Bennister, 1966) establece diez niveles que finalmente Braun-Blanquet (Montes del Olmo, 1978) unifica dos a dos para obtener cinco niveles. Esta última clasificación ha sido la elegida para la clasificación de este descriptor ambiental (Tabla 4.105).

Tabla 4.104: comparación entre la escala de Domin y Braun-Blanquet.

Clase	Domin	Braun-Blanquet
+	1 indiv	>1 % indiv
1	1-2 indiv	1-5 % indiv
2	>1% indiv	6-25% indiv
3	1-4% indiv	26-50% indiv
4	4-10% indiv	51-75% indiv
5	11-25% indiv	76-100% indiv
6	26-33% indiv	
7	34-50% indiv	
8	51-75% indiv	
9	76-90% indiv	
10	91-100% indiv	

Tabla 4.105: Clasificación para la cobertura vegetal.

D2	1-5% indiv	1
	6-25% indiv	2
	26-50% indiv	3
	51-75% indiv	4
	76-100% indiv	5

4.5. MODIFICACIÓN DEL VALOR AMBIENTAL

4.5.1. Definición

Para la definición de la metodología EVIAVE parece inevitable que determinados elementos del medio tengan mayor peso ambiental que otros a la hora de cuantificar el

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

impacto total o global entre el punto de vertido y el entorno inmediato. Estas consideraciones unas veces vienen marcadas por los propios reglamentos ambientales y otras por los organismos competentes en materia ambiental.

La correcta descripción de las características del entorno del punto de vertido permitirá el desarrollo de una adecuada valoración ambiental de los diferentes elementos del medio susceptibles de verse afectados por la presencia del mismo. Para llevar a cabo esta valoración, será necesaria la definición cuantitativa de las características de los ecosistemas y terrenos limitados al entorno inmediato del vertedero (Finnveden *et al.*, 2003).

La determinación del Valor Ambiental se hace en el entorno inmediato del vertedero, por lo que es fundamental el adecuado establecimiento del área de estudio en sus dimensiones correctas, ya que influirá significativamente en los resultados de la evaluación, permitiendo obtener resultados más objetivos (Antunes, 2001). Para ello Calvo (2003), en su metodología de diagnóstico ambiental de vertederos, define el **Valor Ambiental** como un índice que pretende identificar y cuantificar la consideración ambiental de cada uno de los elementos del medio (aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo y salud), desde la relación existente entre las características ambientales y sociopolíticas de estos elementos y las emisiones del vertedero; por tanto para determinar el valor ambiental que adquieren los elementos del medio se considera únicamente las características que puedan verse afectadas por la presencia del vertedero en el entorno inmediato. La valoración de un elemento del medio únicamente tiene sentido en el complejo vector que relaciona la dinámica del punto de vertido y su entorno.

Para ello se establecieron Valores Ambientales 0, 1, 2 y 3, correspondiendo el 0 a la menor consideración ambiental y el 3 a la de mayor valor. Su determinación se llevó a cabo en base a una serie de expresiones matemáticas de las que formaban parte el valor asignado a las características consideradas para cada elemento del medio y una normalización posterior para obtener los valores antes indicados. Puede observarse como algunas de ellas tienen un peso superior a otros; éste coeficiente fue establecido por Calvo, sin justificación alguna, basándose únicamente en la propia experiencia y observación de los vertederos. Además, en la determinación del Valor Ambiental Calvo (2003) tuvo en cuenta las siguientes consideraciones especiales:

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- a. Se asignaba una valoración ambiental nula (Valor Ambiental 0), para los elementos del medio aguas superficiales y subterráneas, cuando éstas se encontraran a una distancia superior a un kilómetro del borde de la masa de vertido. En este caso Calvo (2003) consideró que no existía interacción entre los procesos que tienen lugar en el punto de vertido y el elemento receptor.
- b. Si el vertedero se encontraba en una zona de excepción, por ejemplo parque nacional, reserva nacional o área protegida, todos los elementos del medio tomaban Valor Ambiental máximo, siempre y cuando no se contemplara la situación descrita anteriormente. Este criterio tendía a priorizar la actuación de control, cierre, sellado y reinserción de los vertedero que se encontraba en este tipo de zonas.
- c. El parámetro salud siempre poseía una valoración máxima (valor 3).

Tras la aplicación de la metodología y el análisis de resultados obtenidos se mantiene la definición y concepto de **Valor Ambiental** original, si bien modifica su determinación, en cuya definición se ha consultado bibliografía que permita su justificación.

4.5.2. Cuantificación

El cálculo del Valor Ambiental está basado en la cuantificación de los descriptores ambientales definidos para cada elemento del medio. En su determinación, y con respecto a la llevada a cabo por Calvo (2003), se observó la necesidad de realizar algunas modificaciones, justificadas básicamente por:

- De acuerdo con los criterios establecidos en toda la metodología, y con la finalidad de fijar valores en un intervalo homogéneo que facilite el análisis de datos así como la aplicación de técnicas difusas, se tomarán valores comprendidos entre 1 y 5 para su clasificación.
- Se ha considerado oportuno eliminar el valor 0 para el caso del valor ambiental, ya que puede llevar a un concepto erróneo de ausencia de valor ambiental en el elemento del medio. De esta manera, ninguna de las características se verá invalidada por su baja interacción con el medio.
- Igualmente, el hecho de obtener valores ambientales nulos (valor 0), supone pérdida de información en el Índice de Riesgo Ambiental, ya que su producto con la Probabilidad de Contaminación también sería nulo.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La cuantificación del Valor Ambiental en la metodología EVIAVE se llevará a cabo en base a los descriptores ambientales, como media aritmética de los valores asignados a los mismos, y eliminando su ponderación, tal y como la lleva a cabo por Calvo (2003), basada exclusivamente en su propia experiencia. Teniendo en cuenta que los descriptores ambientales pueden tomar valores 1, 2, 3, 4 y 5, el Valor Ambiental oscilará entre 1 y 5, a diferencia del intervalo establecido por Calvo y que podía alcanzar un valor mínimo 0.

No obstante existen tres situaciones en las cuales no será necesario realizar valoración ambiental del elemento del medio, siguiendo los criterios establecidos por Calvo, 2003:

- Para evitar la afección de los vertederos a elementos del medio como las aguas superficiales y subterráneas, tal y como se recoge en el Anexo I del Real Decreto 1481/2001, en relación a los requisitos de la ubicación de vertederos, es necesario que éstos se localicen a suficiente distancia de dichos elementos con la finalidad de disminuir el riesgo de contaminación. En el caso de la masa de residuos urbanos, y según los criterios establecidos en el índice Probabilidad de Contaminación a aguas superficiales, así como en estudios de afección a las aguas subterráneas (Barcelona, 1990), se ha considerado la distancia de 1000 m como la suficiente para que el suelo sea capaz de depurar los componentes contaminantes de los lixiviados. En bases a estas razones, se tomará directamente Valor Ambiental 1 en aquellos casos en los que el vertedero se encuentre a más de 1 Km. de distancia de las masas de aguas superficiales y subterráneas, sin necesidad de proceder a analizar los descriptores ambientales para este elemento del medio. Esto no significa que la cuantificación ambiental de este descriptor sea baja, sino que es baja desde el punto de vista de su relación con el punto de vertido, que en este caso se considera suficientemente alejado como para que pueda existir interacción entre ambas.
- Un espacio natural protegido se define como un área terrestre o marina, protegida jurídicamente en función de sus valores naturales y de los procesos ecológicos que en ella se desarrollan y que ha de ser gestionada con el fin de garantizar la conservación de ambos (Ley 4/89). Por ello, y siguiendo las condiciones establecidas por Calvo (2003), así como los requisitos de ubicación establecidos en el Anexo I del Real Decreto 1481/2001, en el caso en el que un vertedero se encuentre dentro de un área de protección de la naturaleza, los Valores

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Ambientales de todos los elementos del medio alcanzarán valor máximo, es decir 5, sin necesidad de llevar a cabo el análisis de los descriptores, salvo que se cumpla lo indicado en el apartado anterior.

- Es evidente que las acciones y proyectos humanos están condicionados por la vulnerabilidad de las aguas superficiales y subterráneas, por el estado de la atmósfera y por la mayor o menor capacidad del sustrato edáfico frente al sostenimiento de las actividades humanas. En el vertido de residuos sólidos la enfermedad o insalubridad está interconexiónada por un lado con el estado de los elementos del medio y por otro por la exposición de los trabajadores formales e informales que manipulan los residuos en el propio punto de vertido. Esta doble interconexión permite considerar cuantitativamente el elemento del medio salud como primario y por lo tanto darle la máxima importancia. Esta situación es constante en todos los lugares de vertido. Por ello, tal y como consideró Calvo (2003) el elemento del medio que hace referencia a la salud posee la máxima cuantificación, es decir 5 en cualquier caso, y se mantiene constante para todos los vertederos que formen parte del análisis ambiental.

El cálculo del Valor Ambiental se realiza aplicando las ecuaciones 14, 15, 16 y 17 y recogidas en la Tabla 4.106.

Tabla 4.106: Cálculo de los valores ambientales

Va _i	Aguas superficiales	[1-5]	$Va_{aguas-sup} = \frac{A_1 + A_2 + A_3}{3}$ 14
	Aguas subterráneas		$Va_{aguas-sub} = \frac{B_1 + B_2}{2}$ 15
	Atmósfera		$Va_{atmosfera} = C_1$ 16
	Suelo		$Va_{suelo} = \frac{D_1 + D_2 + D_3}{3}$ 17

4.5.3. Escalas de afección

Calvo (2003) consideró que los valores ambientales para cada uno de los elementos del medio pueden alcanzar valores comprendidos entre 0 y 3 clasificándolos como nulos, bajos, medios, altos o máximos.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Para la metodología EVIAVE, el Valor Ambiental para cada uno de los elementos del medio pueden alcanzar valores comprendidos entre 1 y 5. Se ha llevado a cabo una clasificación del mismo que lo considerará *Muy bajos*, *Bajos*, *Medios*, *Altos* y *Muy altos* en función de los valores que se recogen en la Tabla 4.107.

Tabla 4.107: Clasificación de los Valores Ambientales para cada uno de los elementos del medio

Valor Ambiental (Va_i)	Clasificación
$1 \leq Va_i < 1,8$	Muy bajo
$1,8 \leq Va_i < 2,6$	Bajo
$2,6 \leq Va_i < 3,4$	Medio
$3,4 \leq Va_i < 4,2$	Alto
$4,2 \leq Va_i \leq 5$	Muy alto

4.6. MODIFICACIÓN DE LA PROBABILIDAD DE CONTAMINACIÓN

4.6.1 Definición

La **Probabilidad de Contaminación (Pbc_i)** de los elementos del medio dependerá del estado de explotación del punto de vertido en el momento de la visita, del diseño del punto de vertido y de las características de desplazamiento que poseen las emisiones del punto de vertido al entrar en contacto con el entorno. Para su cuantificación se han considerado las *variables de vertedero* definidas anteriormente, las cuales poseen una justificación teórica de su elección, íntimamente relacionada con los procesos de emisiones que tienen lugar en un vertedero.

La nueva metodología EVIAVE, además de calcular la Probabilidad de Contaminación del punto de vertido, ha introducido dos nuevos índices que tienen como finalidad conocer en que grado la explotación y diseño del mismo y su ubicación participan en el estado ambiental del mismo. Ésto nos dará una idea sobre la idoneidad del diseño del vertedero y las labores de gestión que se estén llevando a cabo, así como de la idoneidad de su ubicación. Lógicamente sobre un punto de vertido con problemas de explotación o diseño se podrá actuar, llevando a cabo Planes de Acondicionamiento que permitirán una reducción de los impactos negativos producidos; en el caso de la ubicación no se podrá actuar, pero la metodología permitirá la toma de decisiones en materia de Cierre, Sellado y Reinserción en el caso en el que el medio en el que se

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

ubica tenga unas características que facilitan la generación de impactos, independientemente del tipo de medida de explotación que se lleve a cabo.

Se definen para ello dos nuevos índices denominados **Probabilidad de Contaminación debido a la ubicación** (Pbc_{i-u}) y **Probabilidad de Contaminación debido al diseño y explotación** (Pbc_{j-o}), para cada elemento del medio.

4.6.2. Cuantificación

El cálculo de la Probabilidad de Contaminación se hace en base a los *Índices de Riesgo de Contaminación* determinados para cada variable (IRC_j) el cual cuantifica el efecto que el estado de dicha variable va a tener en la afección ambiental del vertedero, dado por la eq 14.

Si cada elemento del medio tiene una serie de variables asignadas que definen su estado ambiental, la suma de todos los Índices de Riesgo de Contaminación cuantificará el efecto global de las mismas sobre el mismo, coincidiendo con la definición de Probabilidad de Contaminación. Con la finalidad de obtener un valor entre 0 y 1, acorde con el concepto de probabilidad, se llevará a cabo una normalización obteniéndose como resultado la expresión 18 para el cálculo de la Probabilidad de Contaminación.

Para la determinación de la Probabilidad de Contaminación debido a la ubicación (Pbc_{i-u}) y Probabilidad de Contaminación debido al diseño y explotación (Pbc_{j-o}), se utilizará la misma expresión matemática, pero teniendo en cuenta los IRC para las variables que corresponden a cada uno de ellos, así como la suma de sus valores máximos y mínimos, recogidos en la Tabla 4.108.

$$Pbc_i = \frac{\sum_{j=1}^{j=n} IRC_j - \sum_{j=1}^{j=n} IRC_{j\min}}{\sum_{j=1}^{j=n} IRC_{j\max} - \sum_{j=1}^{j=n} IRC_{j\min}} \quad 18$$

Donde:

n, es el número de variables que afectan a cada elemento del medio.

j, hace referencia a cada variable analizada.

IRC_j , es el **Índice de Riesgo de Contaminación** para cada variable.

IRC_{\min} e IRC_{\max} son los valores mínimos y máximos obtenidos para el Índice de Riesgo de Contaminación para cada variable en cada elemento del medio. Estos valores se recogen en la Tabla ..

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tabla 4.108: Valores máximos y mínimos

Elemento del medio	Probabilidad de Contaminación (Pbc _j)		Probabilidad de Contaminación debido a la Ubicación (Pbc _{j-u})		Probabilidad de Contaminación debido al diseño y Explotación (Pbc _{j-o})	
	ΣIRC _{mín}	ΣIRC _{máx}	ΣIRC _{mín}	ΣIRC _{máx}	ΣIRC _{mín}	ΣIRC _{máx}
Aguas superficiales	30	150	10	50	20	100
Aguas subterráneas	29	145	9	45	20	100
Atmósfera	22	110	5	25	17	85
Suelo	28	140	8	40	20	100
Salud	29	145	10	50	19	95

4.6.3. Escalas de afección

Calvo (2003) considera unos valores de probabilidad de afección de cada variable, así como la probabilidad global de cada elemento que alcanzan unos valores que se mueven entre 0 y 1 en cinco categorías: nula, baja, media, alta o máxima.

Los valores de la Probabilidad de Contaminación alcanza valores que se mueven entre 0 y 1, lo que ha permitido la clasificación recogida en la Tabla 4.109 en la cual se distinguen las etiquetas que han clasificación la probabilidad de afección en *Muy baja*, *Baja*, *Media*, *Alta* o *Muy alta*.

Tabla 4.109: Clasificación de las Probabilidades de Contaminación para cada uno de los elementos del medio

Valor de las Probabilidades de Contaminación (Pbc _i , Pbc-u _i , Pbc-o _i)	Clasificación
0 ≤ Pbc _i < 0,2 0 ≤ Pbc-u _i < 0,2 0 ≤ Pbc-o _i < 0,2	Muy baja
0,2 ≤ Pbc _i < 0,4 0,2 ≤ Pbc-u _i < 0,4 0,2 ≤ Pbc-o _i < 0,4	Baja
0,4 ≤ Pbc _i < 0,6 0,4 ≤ Pbc-u _i < 0,6 0,4 ≤ Pbc-o _i < 0,6	Media
0,6 ≤ Pbc _i < 0,8 0,6 ≤ Pbc-u _i < 0,8 0,6 ≤ Pbc-o _i < 0,8	Alta
0,8 ≤ Pbc _i ≤ 1 0,8 ≤ Pbc-u _i ≤ 1 0,8 ≤ Pbc-o _i ≤ 1	Muy Alta

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Si una determinada variable o elemento del medio posee valor nulo para las distintas probabilidades de contaminación no indica en ningún caso que esta variable o elemento del medio no participe en el ecosistema, sino que no existe interacción entre los procesos que se producen en un determinado punto de vertido y el parámetro considerado.

4.7. MODIFICACIÓN DEL ÍNDICE DE RIESGO AMBIENTAL

4.7.1. Definición

El **Índice de Riesgo de Afección Ambiental** (IRA_i) fue definido por Calvo (2203) con la finalidad de cuantificar el potencial de afección ambiental que se produce para cada uno de los elementos del medio que componen el entorno inmediato del vertedero por separado, debido a las interacciones existentes entre ellos, lo que facilitará la toma de decisiones para el Acondicionamiento o bien Cierre, Sellado y Reinserción de los vertederos.

Este concepto ha sido utilizado en la metodología EVIAVE sin modificación alguna.

4.7.2. Cuantificación

La determinación de este índice no ha variado con respecto a la formulada por Calvo (2003). Para ello se utilizan los valores obtenidos previamente en el Nivel 2 de Probabilidad de Contaminación y Valor Ambiental, para cada uno de los elementos del medio o componentes medioambientales, utilizando la eq 19.

$$I.R.A_i = Pbc_i \times Va_i \quad 19$$

Donde:

Pbc_i , es la **Probabilidad de Contaminación** para cada uno de los elementos del medio considerados. Hace alusión al estado ambiental del punto de vertido.

Va_i , es el **Valor Ambiental** para cada uno de los elementos del medio, que se refiere a las características de éstos frente a la dinámica del vertedero.

4.7.3. Escalas de afección

El Índice de Riesgo Ambiental alcanza para Calvo (2003) valores comprendidos entre 0 y 3 para cada uno de los elementos del medio, considerándose como nulos, bajos, medios, altos y máximos.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La metodología EVIAVE considera el Índice de Riesgo Ambiental para cada uno de los elementos del medio alcanzan valores comprendidos entre 0 y 5. La clasificación de los mismos se ha fijado en base a cinco etiquetas, *Muy bajo*, *Bajo*, *Medio*, *Alto* o *Muy alto*, en función de los valores que se recogen en la Tabla 4.110.

Si un determinado elemento del medio posee valor nulo para alguno de los Índices de Riesgo Ambiental no indica en ningún caso que este elemento del medio no participe en el ecosistema, sino que no existe interacción entre los procesos que se producen en un determinado punto de vertido y el parámetro considerado.

Tabla 4.110: Clasificación de los Índices de Riesgo Ambiental para cada uno de los elementos del medio

Valor del Índice de Riesgo Ambiental (IRA_i)	Clasificación
$0 \leq IRA_i < 1$	Muy bajo
$1 \leq IRA_i < 2$	Bajo
$2 \leq IRA_i < 3$	Medio
$3 \leq IRA_i < 4$	Alto
$4 \leq IRA_i \leq 5$	Muy alto

4.8. MODIFICACIÓN DEL ÍNDICE DE INTERACCIÓN MEDIO-VERTEDERO

4.8.1 Definición

Con la formulación del índice final denominado **Índice de Interacción Medio Vertedero** se pretende cuantificar de manera conjunta las diferentes afecciones a cada elemento del medio, con el objetivo de ser representativo del estado ambiental global existente entre la interacción del punto de vertido y el entorno ambiental. Este índice permitirá además el establecimiento de un orden de prioridades de actuación en el caso de aplicar la metodología a varios puntos de vertido.

Calvo (2003) ya definió este índice cuyo concepto se mantiene en la metodología EVIAVE.

4.8.2. Cuantificación

La cuantificación del Índice de Interacción Medio Vertedero se ha modificado en la metodología EVIAVE con respecto a la formulada originalmente.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

Tal y como se observaba en la Figura 4.1, la metodología de Calvo (2003) se estructuraba en cinco niveles. El cuarto nivel definía un índice intermedio denominado Índice Medio Vertedero para cada uno de los elementos del medio, en cuya determinación intervenía el Índice de Riesgo Ambiental y el Coeficiente de Ponderación Ambiental para cada uno de los elementos del medio o componentes medioambientales, tal y como se recoge en la ecuación 20.

El Coeficiente de Ponderación Ambiental para cada uno de los elementos del medio es el último concepto que termina de definir y valorar el Índice de Interacción Medio – Vertedero según la expresión 20. Este coeficiente considera y relaciona las características de los impactos generados por las emisiones del vertido y las características del elemento del medio como elemento receptor. En diversos estudios (Gómez, 1999; Leal y Rodríguez, 1998), sobre el impacto ambiental la consideración de la importancia o peso se produce a través de criterios de espacio y tiempo, criterios que expresan la extensión que podría alcanzar la afección sobre el elemento del medio y su permanencia y/o reversibilidad en el tiempo.

$$IMV_i = IRA_i \times CPA_i \quad 20$$

Donde:

IMV_i es el Índice de Interacción Medio-Vertedero global.

IRA_i es el Índice de Riesgo Ambiental

CPA_i es el Coeficiente de Ponderación Ambiental

La valoración de los Coeficientes de Ponderación Ambiental se realiza mediante la expresión 21. En su determinación este coeficiente contemplaba aspectos como intensidad (I), reversibilidad(R), duración (D) y extensión (E), en cuya cuantificación (Tabla 4.111) hay una elevada subjetividad; de hecho, la definición del coeficiente tiene en cuenta al observador en la definición de su índice.

$$CPA_i = \frac{[I(R + D + E)]}{3} \quad 21$$

2Donde:

I = Intensidad.

R = Reversibilidad

D = Duración.

E = Extensión.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

En la aplicación de la metodología pudo observarse finalmente que este objetivo no se conseguía ya que por un lado en su determinación no se incluían criterios relacionados con el valor ambiental de los elementos del medio y además para un área de estudio determinada, p.e Vª Región (Chile), Estado Lara (Venezuela), Andalucía (España), los coeficientes no variaban. Además se pudieron observar las siguientes limitaciones:

- incluye subjetividad en las valoraciones
- no concreta en sus descripciones
- se solapa con las valoraciones realizadas por los otros coeficientes expuestos en la presente metodología, fundamentalmente con las variables ambientales (*distancia a núcleos poblados, distancia a infraestructuras, etc.*).
- falta de concreción en su descripción, ya que no establece límites espaciales ni temporales en su formulación, situaciones idóneas, etc.

Tabla 4.111: Coeficiente de ponderación ambiental (Calvo, 2003)

Indicador	Valor del indicador	Observador
Intensidad	Sin importancia=0	Cuando la afección sobre el elemento del medio considerado debido a las características de este carece de importancia o no es considerada.
	Menor =1	
	Moderada =2	
	Mayor=3	
Reversibilidad (R)	Reversible=1	Cuando la afección sobre el elemento del medio considerado es reversible.
	Irreversible=3	Suponen una dificultad extrema, sea técnica o financiera para revertir la situación de degradación ambiental.
Duración del efecto (D)	Temporal=1	Cuando la alteración del medio no permanece en el tiempo.
	Permanente =3	Cuando supone una alteración indefinida en el tiempo.
Extensión (E)	Puntual=0	Se limita al área de emplazamiento del relleno.
	Parcial =1	Se extiende a la microcuenca de emplazamiento.
	Extenso=2	Alcanza áreas externas a la microcuenca y poblados vecinos.
	Total=3	Compromete la macrocuenca del emplazamiento del vertedero.

La supresión del Coeficiente de Ponderación Ambiental, reduce a cinco los niveles o fases de la estructura de la metodología EVIAVE y hace necesario reformular la determinación del Índice de Interacción Medio Vertedero. En este caso vendrá dado por la suma de los índices que cuantifican la interacción del punto de vertido con los

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

diferentes elementos del medio de manera individualizada, tal y como se recoge en la eq 22.

$$I.M.V = \sum_{i=1}^{i=5} I.R.A_i \quad 22$$

Donde

i , hace referencia a cada uno de los elementos del medio: aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo y salud.

$I.R.A_i$, es el **Índice de Riesgo de Afección Ambiental** para cada uno de los elementos del medio.

4.8.3. Escalas de afección

La escala de afección que Calvo (2003) establecía que alcanzase unos valores comprendidos entre 0 y 135. Considerándose la afección global del vertedero sobre el medio en nula, baja, media, alta o máxima.

Finalmente, y teniendo en cuenta la formulación del Índice de Interacción Medio Vertedero, éste pueden alcanzar valores comprendidos entre 0 y 25. Se ha llevado a cabo una clasificación de los mismos que considerará la afección global del vertedero sobre el medio en, muy baja, baja, media, alta o muy alta en función de los valores que se recogen en la Tabla 4.112.

Si un determinado vertedero posee valor nulo en su Índice de Interacción medio Vertedero, no indica en ningún caso que los elementos del medio no participan en el ecosistema, sino más bien que no existe interacción entre los procesos que se producen en un determinado punto de vertido y todos los parámetros considerados. Se trataría de la situación ideal en la que un vertedero está ubicado conforme a todas las directrices existentes y, además está explotado o gestionado correctamente.

Tabla 4.112: Clasificación del Índice de Interacción Medio Vertedero

Valor del Índice de Interacción Medio Vertedero (IMV)	Clasificación
$0 \leq IMV < 5$	Muy bajo
$5 \leq IMV < 10$	Bajo
$10 \leq IMV < 15$	Medio
$15 \leq IMV < 20$	Alto
$20 \leq IMV \leq 25$	Muy alto

4.9. BIBLIOGRAFÍA

- Abad P. Experiencia de sellado de vertederos con geocompuestos impermeabilizantes y drenantes en España y Portugal. Revista Residuos nº 65. 2002.
- Abu- Rukah Y. y Al-Kofahi O. the assessment of the effect of landfill leachate on ground water quality-a case study: El-Alkader landfill site, north Jornadh Journal of Arid Environments 49 pp 615-630. 2001
- Adeyeba O.A. y Akinbo. Pathogenic intestinal parasites and bacterial agents in solid wastes. East Arr. Med. J. 79, pp 604-610. 2002.
- Alba-Tercedor J. y Sánchez-ortega A. Un método rápido y simple para evaluar la calidad básica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). Limnética 5, 51-56. 1988
- Alba-Tercedor F.J. y Gil-Sánchez J. the declive of the endangered populations of the native freshwater crayfish (*Astropotanobius Pallipes*) in southern Spain: It's possible to avoid extinction? Hidrobiología 2006 559: 1-9. 2006
- Allen M.R., Braithwaite A., Hills C.C. 1997. Trace organic compounds in landfill gas at seven UK waste disposal sites. Environmental Science and Technology 31.
- Al-Yaqout A.F.; Koushki P.A.; Hamoda M.F. (2002) Public opinion and siting solid waste landfills in Kuwait. Resources, conservation and recycling. Elsevier.
- Al -Yaqout A.F., Koushki P.A. y Hamoda M.F. Public opinión and siting solid waste landfills in Kuwait. Resources, Conservation and recycling, 35, pp 215-227. 2003
- Aller L., Carter L. Drastic. A standardized system for evaluation ground water pollution potential using hydrogeologic setting. EOPA 600/2-87-0035. US. Environmental protection Agency. Okla. 1987
- Álvarez H. y Chico J.M. Gestión de la población de gaviotas en el depósito controlado de Coll Cardús mediante el empleo de halcones. Revista residuos nº 77. 2004.
- Antunes P, Santos R, Jordao L. The application of Geographical Information Systems to determine environmental impact significance. Environmental Impact Assessment Review 21 (2001) 511 –535
- Auge M. Vulnerabilidad de acuíferos. Revista latino-americana de hidrogeología nº 4 p85-103. 2004

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Augenstein D., Pacey J. Modelling landfill methane generation. Conf Proc. 3rd Int. Landfill Symp. Sardinia, Italy, vol 1, pp 115-148. 1991.
- Ayala F. Los riesgos naturales en la evaluación de impactos ambientales. Corrección de impactos y restitución del medio, en VVAA: Estudios de evaluación del impacto ambiental I: Curso de evaluación del impacto ambiental, col. Temas de la administración local, Centro de estudios Municipales y de Cooperación Interprovincial Granada, pp 295-321. 1991.
- Azañón J. y Azor A. Laderas y pendientes naturales. Geología física. 2002.
- Baldasano J.M. y Gassó S. Evaluación del vertido de RSU en forma de balas compactadas embaladas con plástico. Revista Residuos, nº 52 pp66-73. 2000.
- Barcelona M.; Wehrmann; Keely J.; Pettyjohn W. (1990). Contamination of ground water. Noyes Data Corporation. Park Ridge, New Jersey. USA.
- Baker A, Curry M. Fluorescence of leachate from three contrasting landfills. Water Res. 38: 2605-13. 2005.
- Basanto I.A. y Ochoa I. Recuperación medioambiental de las escombreras Mina Luisa en León. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Kjeldsen, P.K., Gabr, M.A., Borden, R.C.:A critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills, 2002. Environmental Science and Technology 36 (16), 3457–3464.
- Bazant J. manual de diseño urbano. Primera preimpresión. Editorial Trillas. México. 2000.
- Bendz D., Singh V.P., Akesson M. Accumulation of water and generation in a young landfill. Journal of hidrology. 1997.
- Bekaert C., Budka A., Lambomez-Michel L., Matichard Y., Martin I. Los vertederos y el desarrollo sostenible. Revista residuos nº 64. 2002.
- Bell F.G. Geological hazards. Their assessment, avoidance and mitigation. E&FN Spon. 1999.
- Bannister P. The use subjective estimates of cover-abundance as the basis for ordination. J. Ecol. 54, pp 665-674. 1966
- Biddle A. (1985). Evaluation landfill compactors, presented at conference of The Institute of Wastes Management.
- Bingemer H.Q.; Crutzen P.J. Production of methane from solid waste. Journal of Geophysical Research. 1987.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Bjarngard A. y Edgers L. Settlement of municipal solid waste landfilling. Thirteenth annual Madison waste conference. University of Wisconsin-Madison, September, pp 192-205. 1990.
- Björklund A., Dalemo M., Sonesson U. Evaluating a municipal waste management plan using orware. *Journal of Cleaner Production* 7 (1999) 271–280.
- Bleiker et al. Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity. 1995
- 1981-1982: Body Buyer's Guide. Waste Age. Washington D.C. 1981.
- Börgesson G, Svensson B.H. Seasonal and diurnal methane emission from a landfill and their regulation by methane oxidation. *Waste management*. 1997.
- Bozkurt S., Moreno L., Neretnieks I. Long-term processes in waste deposits. *The Science of the Total environment* 250 (101-121). 2000.
- Bozkurt S., Sifvert M., Moreno L., Neretnieks I. The long evolution of and transport processes in a self-sustained final cover on waste deposits. *The science of the total environment* 271 (145-168). 2001.
- Brown J.R., Mclvor J.G. ecology of woody weed invasions in the tropical woodlands of North-Eastern Australia: Implications for management. In *Proceedings of the 10 th Australian and the 14 th Asian –Pacific weed Conference*, Brisbane. 1993.
- Bueno J.L., Sastre H., Lavin A.G., Fernández S. y Cuervo M. Contaminación e ingeniería ambiental: tomo IV. Degradación del suelo y tratamiento de residuos. F.I.C.Y.T. Madrid. 1995
- Calvo F. (2003). Tesis doctoral. Metodología de diagnóstico y caracterización ambiental de vertederos de residuos urbanos para su control, cierre, sellado y reinserción al medio. Universidad de Granada.
- Calvo F., Zamorano M., Moreno B., Ramos A.F. Metodología de diagnóstico ambiental para vertederos de residuos urbanos. 2004.
- Calvo, F., Moreno, B., Zamorano, M., Szanto, M. Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. *Waste Management*, 25, 768-779. 2005
- Calvo F., Moreno B., Zamorano M., Ramos A. Implementation of a new environmental impact assessment for municipal waste landfills as tool for planning and decision-making process. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*. Vol 11, pp 98-115. 2007
- Capel J.J. y Andujar F. Mapa pluviométrico de Andalucía. Editorial Paralelo. 1978.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Carbonell A. Groundwater vulnerability assessment: predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty. National research council. National academy press 1-204. Washington D.C. 1993
- Carey C. y Bryant C.J. Possible interrelations among environmental toxicants amphibian development and decline of amphibian populations. Environmental health perspectives 103 (4), 13-17. 1995
- Carreras N., Dorronsoro J.L., Pérez R., Herráez I. Estudio de la generación de gases a diferentes profundidades en un vertedero sin desgasificar de residuos urbanos clausurado hace más de siete años. Revista Residuos nº 82. 2005.
- Carson D.A. Municipal solid waste landfill daily cover alternatives. Geotextiles and geomembranes. Vol II, issues 4-6, 629-635. 1992
- Casado L. Tesis doctoral: los vertidos en aguas continentales: régimen jurídico-administrativo. Universidad Autónoma de Barcelona. 2002.
- Castro J.M., Salvo E., Márquez A., Alcántara A. Bases para un sistema de indicadores de medio ambiente urbano en Andalucía. Experiencias internacionales en la medición de la sostenibilidad en las ciudades. Consejería de Medio Ambiente. 2001.
- Catala F. Cálculo de caudales en las redes de saneamiento. Colegio de ingenieros de caminos, canales y puertos. Paraninfo S.A. 1989.
- Catani F., Gianini L., Giglioli E., Moretti S. Consecuencias de la difusión vertical lateral "el caso de Ca di Ladri" Italia. Waste management and the environment. 2002.
- Chen, P.H., 1996. Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall, and treatment. Environ. Int. 22 Ž2., 225_237.
- Cheney A.C. Settlement of landfill. In: Landfill completion, Symposium. Proceedings, Didcot. UK: Harwell Laboratory 13-29. 1983.
- Chian, E.S.K.; DeWalle, F.B. Evaluation of leachate treatment, Vol.1: characterization of leachate. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA.; 1977 (EPA 600/2-77-186a).
- Christiansen, Cossu, Diaz, Lechner, Stegmann, Lagerkvist. (2000). Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfill. Curso superior sobre gestión y diseño de vertederos. CER (Club Español de los Residuos).
- Civita M. Chiappone A., Falco M.E.P., Jarre. Preparazione della carta di vulnerabilità per la rilocalizzazione di un impianto pozzi dell'aquedotto di Torino. Porc. 1st Conv. Naz. "Protezione e Gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi. Vol. 2: 461-462. Marano su Parnaro. 1990

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Clouston R.P.S. (1993). Collage W. Reclamation of landfill form workings to agriculture. Phase 2 CoE.
- Coduto D.P. y Huitric R. Monitoring landfill movement using precise instruments. In Geotechnics of waste Fills- Theory and Practice. (A. Landva y D. Knowles eds) ASTM STP 1070, American society of testing and materials. Philadelphia, Pennsylvania, pp 359-370). 1990.
- Colomer F. y Gallardo A. Identificación de los peligros asociados a un vertedero controlado. Revista Residuos. 2005.
- Corser P, Cranston M. Observation on long-term performance of composite clay liners and covers. Proceedings of the Geosynthetics Design and Performance. Vancouver, BC: Vancouver Geotechnical Society, 1991.
- Cortijo D.M., Arrabal D.C., Andrés D.M.P., Hermosilla D.D., Gutiérrez D.F. Tratamiento biológico aerobio y oxidación avanzada de lixiviados procedentes de un vertedero de residuos sólidos urbanos. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Cossu R, Stegmann R., Adeottola G, Cannas P. Sanitary Landfilling Process. Technology and Environmental Impact. Academia Press. Reino Unido. 1995.
- Costa H.B. (1982). Edmund aviliacao da producto de percolado do lixo y de la capacidad filtrante de aterras sanitarios. Cuadernos Técnicos. Vol. 21 nº 90-99.
- Castaño J. y Hebel T. Recuperación paisajística de vertederos clausurados. Revista residuos. 2004.
- Croen LA, Shaw GM, Sanbonmatsu L, Selvin S, Buffler PA. Maternal residential proximity to hazardous waste sites and risk for selected congenital malformations. *Epidemiology* 1997; 8: 347–54.
- Cuenca J.L. Aplicación de geotextiles en vertederos. Revista residuos nº 62. 2001.
- Custodio E. consideraciones sobre el concepto de vulnerabilidad de los acuíferos a la polución. II Seminario Hispano-Argentino sobre temas actuales de hidrogeología subterránea. Serie correlación geológica 11: 99-122. san Miguel de Tucumán.1995.
- Dae-Hee, A.; Yun-Chul, C.; Won-Seok, C. Use of coagulant and zeolite to enhance the biological treatment efficiency of high ammonia leachate. *Journal of Environmental Science and Health, Part A—Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*. 2002, 37(2), 163-173.
- Daniel DE. Soil barriers layers versus geosynthetic barriers in landfill cover systems. *Geotech Spec Publ* 1995.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Davies M. y Cornwell D. (1998). Introduction to environmental engineering. Mc GrawHill Higher Education.
- De la Rosa D.A., Velasco A., Rosas A. Volke - Sepúlveda T. Total gaseous mercury and volatile organic compounds measurements at five municipal solid waste disposal sites surrounding the Mexico City metropolitan Area. Atmospheric Environment. 2006.
- De Siquiera A. y de Mello A. Decision support method for environmental impact assessment using a fuzzy logic approach. Ecological economics nº 58 170-181. 2006
- Debelle, G. (1971). Roadside erosion and resource implications in Prince Edward Island. Geographical Paper nº 48. Policy research and Coordination Branch, department of Energy. Mines and Resources. Ottawa.
- Decreto 3209/1974 de 30 de agosto por el que se aprueba la "Norma Sismorresistentes P.D.S. -1 (mil novecientos setenta y cuatro) parte A (texto)", así como la Comisión Permanente de Normas Sismorresistentes.
- Decreto de Cataluña de 7 de enero de 1997, Número 1/1997. Residuos industriales. Disposición del rechazo de residuos en depósitos controlados.
- Decreto 74/1996, por el que se aprueba el Reglamento de la calidad del aire.
- Delgado, M. Vila, A. Voxman, W. On a canonical representation of fuzzy numbers. Fuzzy Sets and Systems, (93):205–216, 1988.
- Diamadopoulos E. Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. Water Res. 28 (12) 2439-2445. 1994.
- Diaz L.F.; Savege G.M. Eggerth L.L. (2005) alternatives for the treatment and disposal of healthcare wastes in developing countries. Waste management. Elsevier.
- Ding A., Zhang Z., Fu J., Cheng L. Biological control of leachate from municipal landfills. Chemosphere. 2001.
- Directiva 75/442/CEE del Consejo, del 15 de julio de 1975, relativa a residuos
- Directiva 76/170/CEE del Consejo, relativo al control de las zonas de aguas de baño. Boletín Oficial de las Cortes españolas nº 219, de 17 de junio de 1991.
- Directiva 76/160/CEE del Consejo de 8 de diciembre de 1975 relativa a la calidad de las aguas de baño. DOL 31 de 5 de febrero de 1976.
- Directiva 80/68/CEE del Consejo, de 17 de diciembre de 1979, relativa ala protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas. DOCE 020/L, de 26-01-1980
- Directiva 80/778/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1980, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. DOCE 229/L de 30/08/1980.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. DOCE nº L135 de 30-05-1991.
- Directiva 91/676/CEE, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos utilizados en la agricultura
- Directiva 96/61/CE, del Consejo, de 24 de septiembre, relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación (IPPC).
- Directiva 1999/31/CEE del Consejo, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000 (DOCE L nº 327 de 22 de diciembre de 2000), por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas
- Discoli C. Urban environmental impact matrices development: assessment indices incorporation. Building and Environment 40 (2005) 915–928
- Dodt M.E., Sweatman M.B. y Bergstrom W.R. Field measurement of landfill surface settlement. Geotechnical practice for waste disposal '87. Geotechnical Special Publication Nº 13 (R.D. Woods, ed.) ASCE pp 407-417. 1987.
- DoE, Landfill design, construction and operational practices, waste management paper. Department of the Environment HMSO, Norwich. 1995.
- Doerfliger N., Zwahlen F. EPIK: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. In Gunay & Jondhon (Ed.) Int. Symp. On Karst Waters and environm. Impacts. Antalya, Turkey. 1997.
- Dolk H, Vrijheid M, Armstrong B et al. (1998). Risk of congenital anomalies near hazardous-waste landfill sites in Europe: the EUROHAZCON study. Lancet.
- Domínguez M.C. Tesis: Uso y manejo de agua urbana como indicador de sustentabilidad urbana de Cancún, Quintana Roo. Centro de investigación y estudios avanzados del IPN. Unidad de Mérida. Departamento de Ecología Humana. 2004.
- Dubois, D. Prade, H. Fuzzy sets and systems. theory and applications. Academic Press. NY. 1980
- Duffee, R.L., O'Brien, M.A., 1992. Establishing odor control requirements by odor dispersion modelling. Proceedings of the 85th Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Kansas City, KS, article no. 92–153.01.
- Ebeling, J.M.; Sibrell, P.L.; Orden, S.R.; Summerfelt, S.T. Evaluation of chemical coagulation-flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. Aquacultural Engineering. 2003, 29, 23-42.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Edgers L; Noble J.J.; Williams E. (1992). A biologic Model for long term settlement in landfills, Proceedings. Conference on environmental Geotechnology, Balkan.
- Edil T.B., Ranguette V.J. and Wuellner W.W. (1990). Settlement of municipal refuse, geotechnics of waste fills- theory and practice. ASTM STP 1070, Philadelphia, PA.
- Eikman T. (1994). Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. Fresenius Envir Bull: 3.
- El agua en Europa: una evaluación basada en indicadores. Environmental issue report. Nº 34
- El-Fadel M; Findikakis A.N.; Leckie J.O. (1997). Environmental Impacts of solid waste landfilling. Journal of environmental management.
- El medio ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 1997.
- Elander P. Barrier systems for landfill sites. In: Hogland W, editor. Landfilling, AFR-compendium no. 6. Sweden: Swedish Environmental protection Agency, 1997.
- EMS-98. European Seismological Commission. Subcomission on engineering seismology. Working group macroseismic scales. Editor G. Grünthal. 1998.
- Enberton J.R. y Parker A. The problems associated with building and landfill sites. Waste management and resources, 5: 472-82. 1987.
- ENGECORPS- Corpo de Engenheiros Consultores. Rel: 064-SSO-NOD-B173. Estado da Arte dos Aterros Sanitários- Parte II, abril, 233 p. 1996
- EPA, Environmental Agency, 1999. Guidance on monitoring of landfill leachate, groundwater and surface water, London. UK. 1999.
- Estudio de Localización de Vertederos en la V Región de Valparaíso (2000)
- EPA. Environmental protection agency. (2000). Title 40. Subchapter I-Solid waste. 258. Criteria for municipal solid waste landfills.
- Espinace R. (1992). Problemas geotécnicos de los rellenos sanitarios. Revista d Ingeniería Civil, CEDEX-MOPU nº 77, diciembre.
- Estudio de Cartografía y Estadística de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo en Andalucía (Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, 1998
- Ettala M, Rahkonen P., Rossil E., Mangs J., Keski-Rahkonen O. Landfill fires in Finland. Waste Management & Research, 14, 377-384. 1996.
- Etxebarria J., Lizundia K., Gorrotsategui A., Susaeta I. Evaluación de la atenuación natural en aguas subterráneas. Revista Residuos nº 86. 2005.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Fantelli M. y Álvaro A. (2001). Explotación de vertederos (I). Revista Residuos nº 60.
- Fantelli M. y Álvaro A. (2001 bis). Explotación de vertederos (II). Revista Residuos nº 62.
- FAO. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. 1980.
- Fatta et al. An assessment of the effect of landfill leachate on groundwater quality. 1997.
- Fenge T. Geomorphic aspects of sanitary landfill site selection. Western Geogr. Ser. 12: 241-286. Victoria BC. 1976
- Flyhammar P. Estimation of heavy metal information in Municipal Solid waste. Sci. Total Environmental. 1997.
- Forman R.T.T. y Godron M. Landscape ecology. John Wiley and Sons. New York. 1986.
- Fortuna D.A. Estabilidade de taludes de Maciço de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de mestrado em geotecnia. Publicação: G.Dm-095A/01. Universidad de Brasilia. 2002.
- Foster S. e Hirata R. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. CEPIS: 1-81. Lima. 1991.
- Fourie A.B. y Morris J.W.F. Measured gas emissions from four landfills in South Africa and some implications for landfills design and methane recovery in semiarid climates. Waste management & Research, 12. vol 22 pp440-453. 2004.
- Fournier M.F. (1968) Climat et érosion. Presses Universitaires de France.
- Frascari D. Bronzini F., Giordano G., Tedioli G., Nocentini M. Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian land. II. Chemosphere (54), 335-343. 2004
- Frontana J. 1984. el clima de la costa del sol de Granada. Aplicaciones socioeconómicas. Universidad de Granada.
- Gálvez A., Zamorano M., Hontoria E., Ramos A. Treatment of landfill leachate with aerated and non-aerated submerged biofilters. Journal of Environmental Science and Health, Part A. Volumen: 41 N° 6 (1129-1144). 2006.
- Gálvez A., Zamorano M., Ramos A., Hontoria E. Coagulation-flocculation pre-treatment of a partially stabilized leachate from a sanitary landfill site at

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Alhendín (Granada, Southern Spain). *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. Volumen: 40 N° 9. Páginas 1741-1751. 2005.
- Gandolla M. y Gfeller M. Criterios de planificación de un vertedero de residuos moderno. *Revista Residuos* n°87. 2005.
 - García J. y Laguarda N. Estabilidad geológica y vertederos. Un modelo de estudio de estabilidad geológica. El ejemplo de Benissa (Alicante) *Revista Residuos* N° 66. 2002
 - Garg V.K. y Priya Kaushik. Vermistabilization of textile mill sludge spiked with poultry droppings by an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology, Volume 96, Issue 9, June 2005, Pages 1063-1071*.
 - Garrido E., Zamorano M., Moreno B., Paolini A., Ramos A. Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills as a tool for planning and decision-making process. *Communication Sustainable development and planning II*. Publication: Sustainable development and planning II. Volume 1. Bolonia. Italia.
 - Gau S.H., Chang F.S. (1997). Improved fenton method to remove recalcitrant organics in landfill leachate. *Water Science Technology*.
 - Geschwind S.A., Stolwijk J.A.J., Bracken M, et al. (1992) Risk of congenital malformations associated with proximity to hazardous waste sites. *Am & Epidemiol*.
 - Ghose M.K., Dikshit A.K., Sharma S.K. A GIS based transportation model for solid waste disposal- a case study on Asansol municipality. *Waste Management* 26, 1287-1293. 1995
 - Gil A. y Olcina J. *Climatología general*. Editorial Ariel geografía. 1997.
 - Gilabert M.A. *Estudio de la zona del Sahel (África)*. Universidad de Valencia. 1993.
 - Gleeson B.J., Memon P.A., 1994. The NIMBY Syndrome and community care facility: a research agenda for planning. *Planning practice & Research* 9(2), 105-114.
 - Glysson E.A. *Residuos sólidos*. Capítulo 8. Mc GrawHill. 2003.
 - Goldman L, Paigen B, Magnant MM, Highland JH. Low birth weight, prematurity and birth defects in children living near the hazardous waste site, Love Canal. *Haz Waste Haz Mat* 1985; 2: 209–23.
 - Gómez, D. (1999). *Evaluación de Impacto Ambiental*. Ediciones Mundi-Prensa. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid.
 - González C., Werenitzky D.D., García D.M.J. Índices de calidad del agua y contaminación estacional en el embalse del río Hondo (Argentina). IV Congreso

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Greedy D. y Nissim I. De los vertederos a cielo abierto a los vertederos de rellenos sanitarios. El enfoque israelí. Revista Residuos nº 85. 2005.
 - Greight- Smith P. Quantitative plant ecology. Butterworths. Londres. 1964.
 - Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología. Secretaría de Estado para las políticas del agua y del medio ambiente. MOPT. Ministerio de Obras Públicas y Transportes.
 - Guidance on Good practice for landfill engineering. DoE Research report. 1994
 - Günter D. R. (2003). Meteorología. Ediciones Omega.
 - Hall W., Bruget D., Carter J., McKeon G., Yee Yet J., Peacock A., Hassett R., Brook K. Australian grassland and rangeland assessment by spatial simulation (Aussie GRASS) In: (QNR9) Final Report for the Climate Variability in agriculture Program, Department of Natural Resources and Mines, Queensland.
 - Hancock J.S., Philips J.R., Seignor M. Fate of contaminants deriving from Municipal Solid Wastes in saturated landfills. Proceedings Sardinia 95. Fifth international landfill symposium. 1995
 - Harrington D.W., Maris P.J. The treatment of leachate- a UK perspective. Water pollution control. 1986.
 - Harrison A. (1985) Compactation and effective densities in landfill sites. Proc Inst. Wm. North west centre meeting., Leyland, February.
 - Hee-Chan, Y.; Soon-Haing, C.; Seok-Oh, K. Modification of coagulation and fenton oxidation processes for cost-effective leachate treatment. Journal of Environmental Science and Health, Part A—Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering. 2001, 36(1), 39-48.
 - Hegde, U. Chang, T. Yang S. Methane and carbon dioxide emissions from Shan-Chu-Ku landfill site in northern Taiwan. 2003
 - Helde W.M. Landfill gas pipe selection and installation. In pipeline design and installation. Proceedings of the international conference. Las Vegas. Nevada. ASCO 649-657.1990.
 - Hellawel J.M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier applied science. London. 1986.
 - Hellden J. Sluttackning av kommunala avfallsupplag _ behov, effecter och mojligheter. Depa '90. Sweden: Swedish Environmental Protection Agency, 1990.
 - Hernández A.J., Adarve M.J., Pastor J. Some impacts of urban waste landfills on Mediterranean soils. Land degradation & Development 9, 21-33. 1998.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Heyer K.U., Hupe K., Ritzkowski, Stegmann R. Pollutant release and pollutant reduction-Impact of the aeration of landfills. *Waste Management* 25, pp 353-359. 2005.
- Hinkle R.D. (1990). Landfill site reclamation for commercial use as container storage facility in geotechnics of waste fills-theory and practice. ASTM STP 1070.
- Hodgkiss y Lu. Hong Kong's worst "red tide"—causative factors reflected in a phytoplankton study at Port Shelter station in 1998. 2004
- Holmes R. 1983. The absorptive capacity of domestic refuse from a full scale active landfill. *Waste management*.
- Hontoria E. y Zamorano M. Fundamentos del manejo de los residuos urbanos. Colegio de Ingenieros de caminos, canales y puertos. Colección señor nº 24. 2000.
- Horan N.J., Gohar H, Hill B. (1997). Application of a granular activated carbon-biological fluidised bed for the treatment of landfill leachate containing high concentrations of ammonia. *Water Science and Technology*.
- Hsieh C.S. y Huang C.Y. Solid waste management. 3rd Edition. Taipei. Taiwan ROC: Shu Hsing Publisher. 1991.
- Huber W.C.y Dickinson R.E. Storm water management model, version 4. Environmental Protection Agency, Athens/Georgia/United States. 1988
- Hudson N. (1982). Conservación del suelo. Editorial Reverté S.A.
- Huper K., Heyer K.U., Stegmann R. Kontrollierte bewässerung und Blüftung von Deponien-Praxiserfahrungen. Ed. Stegmann. 2003.
- ICAIRE. Laboratorio de calidad ambiental. Departamento de desarrollo ambiental. Intendencia municipal de Montevideo. https://intgis.montevideo.gub.uy/sit/data/otros_doc_y_proy/Indice_calidad_aire.pdf
- INCE. Instituto nacional de calidad y evaluación. 1998. <http://www.ince.mec.es>
- Instituto nacional de meteorología www.inm.es
- IPT. Manual de gerenciamento integrado do lixo municipal. La Edição. Sao Paulo, (EMPRESA). 278 p. 1995.
- Isidoro M; Lavorgna M.; Nardelli A.; Parrilla A. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. *Chemosphere*. 2003.
- Jaffrin A., Bentouner N., Joan A.M. Makhoul S. Landfill biogas for heating Greenhouses and providing Carbon Dioxide supplement for plant growth. *Biosystems Engineering*, 86, pp 113-123. 2003

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- James S.C. (1977). The indispensable sometimes intractable landfill. *Technology Reviews* (February).
- Jaramillo, J. Guía para el Diseño, Construcción y Operación de Rellenos Sanitarios Manuales. Una Solución para la Disposición Final de Residuos Sólidos Municipales en Pequeñas Poblaciones. CEPIS/OPS. Programa de Salud Ambiental. Serie Técnica N° 28. Perú. 2002
- Jesionek KS, Dunn RJ, Daniel DE. Evaluation of landfill final covers. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R, editors. *Proceedings of the Sardinia '95 Fifth International Landfill Symposium*, 2. 1995.
- Jessberger HL, Stone K. (1991). Subsidence effects on clay barriers. *Geotechnique*.
- Jiménez B. Contaminación por escorrentía urbana. Colección señor n° 22. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. 2000.
- Jiménez J.A. y Justo J.L. *Geotecnia y Cimientos*. Volumen I y II. Editorial Rueda. 1975.
- Jones D.L.; Williamson K.L. Owen A.G. *Phytoremediation of landfill leachate*. Waste Management. 2005.
- Jones K.R.V., Dixon N. landfill living stability and integrity: the role of waste settlement. *Geotextiles and geomembranes*. 2005.
- Kallergis G. Second ed. *Applied Hydrogeology*, Vol W. Technical Chamber of Greece, Athens, Greece, Athens, Greece (in Greek). 2001
- Kao, J-J. y Lin H.Y. 'Multifactor spatial analysis for landfill sitting' *Journal of Environmental Engineering* (1996) 122 (10), pp 902-908.
- Keller E. y Pinter N. (1996). *Active Tectonics. Earthquakes, uplift and landscape*. Prentice Hall.
- Kiely G. (1999) *Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. Mc Graw Hill.
- Kim K.D.; Lee E.J. Solid seed bank of the waste landfills in South Korea. *Plant and Soil*. 2005.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate. A review. *Critical reviews In Environmental Science and Technology*. 2002.
- Koerner RM, Daniel DE. Better cover-ups. *Civil engineering*, no. 5. American Society of Civil Engineering, 1992.
- Koerner R.M., Soong T.Y. Stability assessment of ten large landfill failures, *Proc. Of the Geo Denver. Conference on Advances in Transportation and*

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Geoenvironmental Systems using geosynthetics, eds. J G Zornberg and B.R. Christopher, Geoinstitute of ASCE, Reston VA, 2000
- Kontos T.D.; Komilis D.P.; Halvadakis C.P. Siting MSW landfills with a spatial multiple criteria analysis methodology. *Waste Management* nº 25. 2005.
 - Krajewski, Szarapinska-Kwaszew Ska J., Dudkiewicz B., Cyprowski M., Tarkowski S., Konczalik J., Stroszejn-Mrowca G. Assessment of exposure to bioaerosols in work place ambient air during municipal waste collection and disposal. *Medycyna Pracy*. 52 (6). 417-422. 2001
 - Kreith F. *Handbook of solid waste management*. New York: Mc Graw-Hill. 1995
 - Kumar S.; Gaikwad S.A.; Shekdar A.V. Kshirsagar P.S.; Sing R.N. Estimation method for national methane emission from solid waste landfills. *Atmospheric Environment*. 2004.
 - Laguna M., Romero-Schmidt H. y Ortega-Rubio A. (2002). Solid waste management in the Baja California peninsula. *Waste management and the environment*.
 - Landfill design, construction and operational practice. *Waste Management Paper 26B*. 1995.
 - Leal, J.; Rodríguez, E. (1998). *Guías para la evaluación del impacto ambiental de proyectos de desarrollo local*. Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social (ILPES). Santiago de Chile.
 - Leao S.; Bishop I; Evans D. Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. *Computers, Environment and Urban Systems*. 2004.
 - Ledesma M. (2000) *Climatología y meteorología agrícola*. Editorial Paraninfo.
 - Legget R & Karrow P. (1986). *Geología aplicada a la ingeniería civil*. McGraw Hill.
 - LeGrand, H. E. (1983) *A Standardized System for Evaluating Waste-Disposal Sites*. 2nd Edn. Worthington OH, U.S.A.: National Water Well Association.
 - Leonhard K., Eisner P., Haase W. y Wilderer P. Distillative treatment of liquid industrial waste. *Water science and technology*, vol 30: 139-147. 1994
 - Ley 9/2001, de 17 de julio, del suelo de la Comunidad de Madrid.
 - Ley 42/1975, de 19 de noviembre sobre desechos y residuos sólidos urbanos.
 - Ley 4/1989, de 27 de marzo de conservación de los espacios naturales y de la flora y fauna silvestre.
 - Ley 6/1998, sobre el régimen del suelo y valoraciones, distingue entre suelo urbano, urbanizable y no urbanizable
 - Ley 10/98, de 21 de abril, de Residuos (BOE nº 96, de 22 de abril de 1998).

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Ley 7/2002, de 17 de diciembre, de Ordenación Urbanística de Andalucía
- Ley 11/2005 de 22 de junio por la que se modifica la Ley 10/2001 de 5 de julio del Plan Hidrológico Nacional.
- Ley de aguas nacionales (Título VI) publicada en el diario oficial de la federación de 1/12/1992 de Méjico:
- Lewis P.F. Axioms form reading the landscape. In: DW Meaning (Ed). The interpretation of ordinary landscapes. Oxford Univ. Press. New Cork. 1979.
- Ley 10/1998 de 21 de abril, de Residuos. BOE número 96 de 22 de abril de 1998.
- Lima R.N., Nolasco D., Salazar J.M.L., Hernández P.A. y Pérez N.M. Dynamics of non-controlled emission of biogas from landfills. Waste management and the environment. 2002.
- Lo I.M.C. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. Environmental Int. 222, pp 433-442. 1996.
- Loizidou M., Kapetanios E.G. effect of leachate from landfills on underground water quality. Sci total environmental. 1993.
- López F. Desertificación: factores y procesos. Universidad de Valencia. 1993.
- López D. El Medio ambiente. Ed. Cátedra. Geografía menor. 1994
- Mancebo S., Ortega E., Otero I. Nuevo modelo de cartografía ambiental de España. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Manzanas López Jesús. Ingeniería Civil 126. 2002
- Marcolongo B. y Pretto L. Vulnerabilità degli acquiferi nella pianura a nord di Vincenza. Publ GNDICI-CNR 28: 1-13. 1987.
- Margalef R. Ecología. Omega. Barcelona. 1974
- Margat J. Vulnérabilité des nappes d'eau souterraines á la pollution. Bases de la cartographie. BRGM 68. SLG 198 HYD. Orléans. 1968.
- Matarán, A.; Gómez, M.A.; Ramos, A.; Zamorano, M.; Hontoria, E. Submerged biological filters to treat landfill leachate. A laboratory experience. Waste Management and the Environment. Wit Press, 2002, 689-697.
- Martínez J.L., Garcia J.J., Benito V., Ferrándiz A., Rubio M. y Zarzo D. Estudio del tratamiento de lixiviados de RSU mediante ósmosis inversa. 2001.
- Mavropoulos A., Kaliampakos D. (2002). Risk assessment as an engineering tool in landfills. Waste management and the environment.
- Mc Harg I.L. (1992). Design with nature. Ed. John Wiley.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Meima J.A., Haarstrick A & Hempel D.C. Modelling the effects of environmental conditions on the biodegradation of organic material in municipal landfills. Waste management and the environment, 2002.
- Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. Manual para la descripción localizada de suelos en el campo. Madrid. 1983.
- Ministerio de vivienda y urbanismo (2000). Estudio de localización de vertederos en la Vª Región de Valparaíso (I Parte). Universidad Católica de Valparaíso.
- Misgav A.; Perl N.; Avnimelech Y. Selection a compatible open space use for a closed landfill site. Landscape an Urban Planning 55. 2001.
- Montgomery RJ, Parsons LJ. The Omega Hills final cap test plot study: three year data summary. Annual Meeting of the National Solid Waste Management Association. Washington DC: National Solid Waste Management Association, 1989.
- Montes del Olmo C., Ramírez-Díaz L. Descripción y muestreo de poblaciones y comunidades vegetales y animales. Publicaciones de la Universidad de Sevilla. Anales de la Universidad Hispalense. Sevilla. 1978.
- Monturiol F. et al. Cartografía edafológica y capacidad de uso de suelos de la franja costera de la provincia de Santander. CSIC, Instituto de Edafología y Biología Vegetal. Departamento de suelos. Madrid. 1978 (documento no publicado)
- Mor S., ravindra K., de Vissher A., Dahiya R.P., Chandra A. Municipal solid waste characterization and its assessment for potnetial methane generation: a case study. Science of the Total Environment. Vol 371, isdsues 1-3, 1-10. 2006.
- Moreira J.M. y González A. Cartografía y estadística de usos y coberturas vegetales del suelo en Andalucía 1976-1991. Junta de Andalucía. Consejería de medio ambiente. 1997.
- Moya J., López J.A., Rubio J.C., Beas J., Gallardo V. y Alcaín G. censo de vertederos incontrolados de la provincia de Granada y orientaciones al sellado. Diputación de Granada- ITGE. 2001.
- Muguruza C., Azcárate M.V., Cocero D., Santos J.M. Aplicación de un SIG en la localización óptima de actividades no deseables: un ensayo en el municipio de El Espinar (Segovia). IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Murphy W.L. y Gilbert P.A. (1985). Settlement and cover subsidence of hazardous waste landfills. US EPA Technical Report, Cincinnati, Ohio, EPA 600/2.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Mustajbegovic et al., 1994 (Mustajbegovic J., Zuskin E., Kern J., Rienzi N., Goswami S., Marom Z., Maayani S., Respiratory function in poultry workers and pharmacologic characterization of poultry dust extract. Environmental Research 70, 11-19. 1995.)
- Nastev M.N., Therrien R., Lefebvre R., Gélinas R. Gas production and migration in landfills and geological materials. Journal on Contaminant Hydrology 52, pp 187-211. 2001
- National Forest Inventory, 2003. Australia's State of the Forest Report 2003. bureau of Rural Sciences, Camberra.
- Nekhay O., Arriaza M., Guzman-Álvarez J.R. y González-Arenas J. evaluación de la potencialidad de recuperación del hábitat para la flora y la fauna silvestre a través de análisis multicriterio y SIG. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Nixon W.B.; Murphy R.J.; Stessel R.I. An empirical approach to the performance assessment of solid waste landfills. Waste Management & Research 15. 1997.
- Norma UNE-EN- 25667:1995, sobre "calidad del agua. Muestreo. Parte 2: guía para las técnicas de muestreo (ISO 5667-2:1991).
- Norma UNE-104425 de puesta en obra de sistemas de impermeabilización de vertedero de residuos con geomembranas de polietileno de alta densidad
- OECD Core set of indicators for environmental performance reviews. Environment monographs nº 83. Paris. 1993
- OECD. Better understanding our cities. The role of urban indicators. 1997. Paris.
- OECD. Towards sustainable development Environmental indicators. Publisher by the OECD. 1998.
- Oman y Rosqvist 1999
- OPS. Gestión de residuos en situaciones de desastre. Washington D.C. OPS. 2003.
- Othman MA, Bonaparte R, Gross BA, Schmertmann GR. Design of MSW landfill cover systems. Geotech Spec Publ 1995
- Oweis I.S. y Khera R.P. Geotechnology of waste management. Cambridge University press. 1990.
- Palma J. (1995). Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Santander.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Park et al., 2005. Atmospheric Environment 35 (2001) 3445–3451 Surface emission of landfill gas from solid waste landfill Jin-Won Park*, Ho-Chul Shin
- Parkers D., Newell G., Cheal D. Assessing the quality of native vegetation: the habitat hectares approach. Ecology Management Restoration. Suppl. 4, 29-38. 2003.
- Patil A.D., Shekdar A.V. Healthcare waste management in India. Journal of environmental management, vol 63, issue 2, 211-220. 2001
- PERSPECTIVA EUROPEA DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO –PEOT- Primer borrador oficial. 1997
- Petts J.; Eduljee H. (1993). Environmental impact assessment for waste treatment and disposal facilities. John Wiley & Sons. Chichester, Inglaterra.
- Plan de Medio Ambiente de Andalucía (1995-2000). Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 1995.
- Pollution control objectives for landfill design, development and operation, 1995.
- Pohland F.G. y Kim J.C. In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. Water Science Technology, vol 40 nº 8, 203-210. 1999
- Poulsen O.M., Breum N.O., Ebbehøj N., Hansen A.M. Ivens U.I., Lelieveld D.V. Malmros P., Mathiasen L., Nielsen B.H. Moller E. Sorting and recycling of domestic waste. Review of occupational health problems and their possible causes. Science of the total environment vol. 168, issue 1, 33-56. 1995
- 6º Programa de acción medioambiental de las comunidades europeas en materia de medio ambiente para un periodo de 10 años. DOCE nº I 242 de 10 de septiembre de 2002.
- Puwels M.; Enderbien A.; Constant M.; Ledrut-Damanet M.; Nyns J.; Willumseen H.; Btson J.; Fabry R.; Ferrero G. (1994). Landfills gas from environment to energy. Commission of the European Communities, directorate-general Telecommunications, Informations Industries and Innovation. Luxembourg.
- Qasim R. y Chiang W. (1994). Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment. Technomic Publishing Co.
- Rabl A, Spadaro J.V., McGravran P.D. Una perspectiva de los riesgos para la salud por la polución del aire producido por los hornos incineradores (III parte). Revista Residuos.
- Rafson H. (1998) Odor and VOC control handbook. McGraw Hill Handbook.
- Rao S.K., Moulton L.K., Seals R.K. Settlement of refuse a landfills. Proc. Conf. on Geotechnical practice for disposal of solid waste materials. U. of Michigan ASCE pp 574-598. 1977.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Read A.D.; Phillips P.; Robinson G. (1997). Landfill as a future waste management option in England: the view of landfill operators. Resources, conservation and recycling. Elsevier.
- Real Decreto 2414/61, de 30 de noviembre, por el que se aprueba el Reglamento de actividades molestas, insalubres y peligrosas.
- Real Decreto 927/1988 de 29 de julio por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica en desarrollo de los Títulos II y III de la Ley de Aguas.
- RD 1138/1990, de 14 de septiembre, por el que se aprueba la Reglamentación técnico sanitaria para el abastecimiento y el control de calidad de las aguas potables de consumo público. BOE nº 226-20.09.1990.
- RD 1541/1994, de 8 de julio, que modifica el Anexo I del Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la planificación hidrológica aprobado por el R.D. 927/1988 de 29 de julio de 1988. BOE 179 de 28 de julio de 1994.
- Real Decreto 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.
- Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE nº 25 de 29 de enero de 2002.
- Real Decreto 329/2002, de 5 de abril, por el que se aprueba el Plan Nacional de Regadíos. BOE 101,
- Real Decreto 997/2002, de 27 de septiembre, por el que se aprueba la norma de construcción sismorresistente: parte general y edificación (NCSR-O2).
- Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. BOE nº 45 de 21 de febrero de 2003.
- Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. BOE nº 15 de 19 de enero de 2005.
- Renkow M y Keeler A.G. Journal of Environmental Management (1996) 46, 67–75. Determining the Optimal Landfill Size: Is Bigger Always Better?
- Requena, I. Blanco, A. Delgado, M. A decision personal index of fuzzy numbers based on neural networks. Fuzzy Sets and Systems, 73(2):185. 1995
- Resolución de 31 de enero de 1995, de la Secretaría de estado de Interior, por la que se dispone de la publicación del acuerdo del Consejo de Ministros por el

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- que se aprueba la Directriz Básica de Planificación de Protección civil ante el Riesgo de Inundaciones (BOE 14 de febrero de 1995).
- Resolución de 17 de septiembre de 2004, de la subsecretaría, por la que se ordena la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 16 de julio de 2004 por el que se modifica la Directriz básica de planificación de protección civil ante el riesgo sísmico
 - Restrepo L.G. Afectación del recurso hídrico por la disposición inadecuada de basuras en la ciudad de Cali. Seminario de actualización. Gestión de la Calidad del Agua. Estrategia para el uso de recursos hídricos. Cali. Colombia. 2001
 - Roth G. Meteorología: Situaciones meteorológicas generales. Editorial Omega. 2003.
 - Safstrom R., Robinson B., 2002 Investigating potencial bush products in the great southern Western Australia similar projects key people and organisations for Green Skills Incorporated. Report prepared by environs Consutin Pty Ltd and Robinson Rural consultin, Perth Eastern Australia.
 - Sarkar U.; Longhurst P.J.; Hobbs S.E. (2003a). Dispersion of odour: a case study with a municipal solid waste landfill site in North London, United Kingdom. (MSW) landfills. Journal of environmental Management. Elsevier.
 - Saunders D.A., Ingram J.A. Factors affecting survival of breeding populations of Carnaby's black-Cockatoo *Calyptorhynchus funereus latirostris* in remnants of native vegetation. In: Sanders D.A. Arnold G.W., burbridge A.A., Hopkins A.J.M. (Eds) Nature Conservation: The Role of Remnants of Native vegetation. Surrey Beatty an Sons, Chipping Norton pp. 249-258.
 - Schneider J. Landfill gas environment protection and energy recovery by a 13,5 MW total energy station. Proc 5th Int. Conf ISWA 88- Solid Waste. Copenague. Dinamarca. Academic press. 119-124. 1988.
 - Seh-Chang P., Seong – Tack Y., Gi-Tak Chae, In-sik Yoo, Kwang-Sub Shin, chul-Ho Heo, Sang-Hyu Lee. Regional hydrochemical study on salization of coastal aquifers, western coast of south Korea. Journal of hidrology. Vol 313, issues 3-4, 182-194. 2005.
 - Sinamba, Sistema de información ambiental de Andalucía. 1996
 - Sivertsen. Air pollution impacts from open air burning. 2006
 - Snack R.J., Gronow J.R., Voulvoulis N. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. Science of the total environment 337, pp 119-137. 2005
 - Soil Conservation Service. Soil Survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples. Soil Survey report 1. USDA. Washington. 1972.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Soil Survey Manual. USDA. Handbook 18, US. Government printing office. Washington D.C. 1951.
- Solid waste disposal facility criteria-technical manual, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 530-R-93-017, Washington D.C. 1997.
- Sotorníková R. y Vrba J. Some remarks on the concept of vulnerability maps. In Vulnerability of soil and groundwater to pollutants (X. van Duijvenbooden and H.G. van Waegeningh, eds.) TNO Committee on Hydrogeological Research, The Hague, proceedings and information nº 38 471-476. 1987.
- Sowers G.F. (1968). Foundation problems in sanitary landfills. Journal of the sanitary engineering division. ASCE 94.
- Sowers G.F. 1973. settlement of waste disposal fills. In: Proceedings, 8th International Conference on soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscow, pp 207-210.
- Spikula D.R. (1997) Subsidence performance of landfills. Geotextiles and Geomembranes. Elsevier.
- Stearns R.K. (1987). Settlement and gas control: two key post-closure concerns. Waste Age 3.
- Stearns R.P. y Peyotán G.S. Utilisation of landfills as building sites (J). Public works, 115 (2). 1984.
- Steel E.W. y McGhee T.J. Abastecimiento de agua y alcantarillado. Editorial Gustavo Gili S.A. 1981.
- Steensen M. (1997). Chemical oxidation form the treatment of leachate-process comparison and results from full-scale plants. Water Science and technology.
- Stegman R. landfill water balance. Third International Symposium on Anaerobic digestion. Boston, M.A. U.S.A. 1983.
- Steuteville, R. y Goldstein, N. (1993). The state of garbage in America. *BioCycle* 34, 42-50.
- Storie E.R. Manual de evaluación de suelos. Unión Tipográfica. Editorial Hispano americana. México. 1970.
- Strahler A. (1992). Geología Física. Ediciones Omega S.A.
- Szanto M.; Palma J.; Espinace R. (1997). Apuntes de curso sobre vertederos. Universidad Católica de Valparaíso. Chile.
- Szanto M. et al. Guía metodológica de evaluación de vertederos. Universidad católica de Valparaíso. Escuela de ingeniería en construcción. Universidad Católica de Valparaíso. Chile. 1984.
- Szanto Narea. Vertederos controlados de residuos sólidos urbanos. Aula de medio ambiente de Suances. Universidad de Cantabria. 2000.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Taleghani G., Shabani-Kia A. Technical-economical análisis of the Saveh biogas power plant. *Renewable Energy* 30, 441-446. 2005
- Tang W.H., Gilbert R.B., Angulo M. y Williams R.S. probabilistic observation method for settlement based design of a landfill cover. *Proceedings of settlement '94. Geotechnical Special P.* 1994.
- Tatsi A.A., Zouboulis A.I., Matis K.A., Samaras P. Coagulation-floculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere* 53, 737-744.. 2002
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., 1993. *Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues.* McGraw-Hill, New York, USA
- Technical guidances document: final cobres on hazardous waste landfills and surface inpondments. EPA. 1999.
- Thackway R., lee A., Donohue, Keenan R.J., Wood M. Vegetation information for improved natural resource management in Australia. *Landscape an urban planning.* Nº 79. pp 127-136. 2007.
- Tranklèr J., Visvanathan C., Jurupran P., Tubtinthai O. Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics. *Results from lysimeter studies. Waste management.* Vol 25, issue 10, 1013-1020. 2005.
- Tripet J.P. Doerfliger N. y Zwahlen F. Vulnerability mapping in karst areas and its uses in Switzerland. *Hydrogéologie* 3: 15-57. 1997.
- Upton AC. Public health aspects of toxic chemical disposal sites. *Annu Rev Public Health* 1989; 10: 1–25.
- US EPA. 1986. Toxicity characterization leach procedure. *US Register* 51. Appendix I, 216
- Urase T, Salequzzaman M, Kobayashi S., Matsuo T, Yamamoto K., Suzuki N. (1997). Effect of high concentrations of organic and inorganic matters in landfill leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level. *Water Science Technology.*
- Uriarte J., Calvo F., Zamorano M., Moreno B. Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos como herramienta en la planificación ambiental. Datos obtenidos en el Observatorio sobre vertederos de residuos de 2003. *Revista Residuos* nº 75. 2004.
- Ven Te Chow; Maidment D.R.; Mays L.W. (1994). *Hidrología aplicada.* Editorial Nomos S.A.
- Villalobos M. (1991) Bases metodológicas para la realización de estudios par a la localización de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos. Editorial TAL.

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Villaroya F. (2001). La gestión de las aguas superficiales y el medio ambiente. Seminario permanente sobre ciencias de la tierra y del medio ambiente. Universidad Complutense. Madrid.
- Villumsen A., Jacobsen O. y Sonderskov. Mapping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. Geol. Surv. Of Denmark. Year book 1982: 17-38. Copenhagen. 1983.
- Vrba J. y Zaporozec A. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH. Vol. 16: 1-131. Verlag Heinz IESE. Hannover. 1994
- Vrijheid m, Dolk H., stone D, Abransky L. Alberman E, Scott J. Socioeconomic inequalities in risk of congenital anomaly. Arch Dis Child. 2000.
- Wake D.B. y Morohowitz H.J. Declining amphibian populations - a global phenomenon. In board on biology. Findings and recommendations. National Research counsel, Irvine CA. 1990
- Wall K.D. y Zeiss C. (1995). Municipal landfill biodegradation and settlement. Journal of environmental engineering division. ASCE. 121.
- Wang et al., 2002 (Wang P., Lau I.W., Pang H.H. Landfill leachate treatment by anaerobic process and electrochemical oxidation. Huang Jing Ke Xue 22 (5), 70-73.
- Weng Y.C.; Chang N-B. The development of sanitary landfills in Taiwan: status and cost structure analysis. Resources, conservation and Recycling. Vol 33, issue 3, 181-201. 2001.
- Willumsen H.C., Burian-Hansen P y Jensen P.E. Toxic components in biogas extracted form landfills. In Proc. 5 th International Symposium on anaerobic Digestion. Bolonia. Italia. 1988.
- *World water assessment programme. People and the planet. UNESCO 2003*
- Wu J.J., Wu C.C., Ma H.W., Chang C.C. Treatment of landfill leachate by ozone based advanced oxidation process. Chemosphere 54, 997-1003. 2004
- Yen B.C. & Scanlon B. (1975) Sanitary landfill settlement: rates. Journal of Geot Eng. div. ASCE. 101 (GTS).
- Yebe A. Fundamentos de climatología. Instituto Nacional de Meteorología. Universidad de valencia. 1993.
- Young P.J. y Parker A. the identification and possible environmental impact of trace gases and vapours in landfills gas. Waste management press. 1-123. 1983.
- Zafar M., Alappat B.J. Landfill surface run off and its effects on water quality on River Yamna. Journal of environmental Science and Health. Part A: Toxic / Hazardous substances & Environmental Engineering 39 (2), 375-384. 2004

4. MODIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

- Zaporozec A. Grounwater protection principles and alternatives for rock county. Wis. Geol. and Nat. Hist. Survey. Sp. Rp 8 1-73. Madison. 1985.
- Zamorano M., Garrido E., Moreno B., Paolini A., Ramos A. Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills as a tool for planning and decisión-making process. Comunication-Sustainable development and planning II. Publication: Sustainable development and planning II. Vol !. Bonolina. Italia. 2005.
- Zamorano M., Garrido E., Moreno B., Paolini A., Ramos A. Description of the methodology EVIAVE for environmental diagnosis of municipal waste landfills. Journal of sustainable development and planning 1 (3) 1-14. 2006.
- Zamorano M., Garrido E., Ramos A., Diagnóstico ambiental para vertederos de residuos sólidos. Teoría y aplicación. Editorial Universidad de Granada. 2007.
- Zepeda F.M., Rossi A., Teixeira P. F., Acurio G. Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América latina y el caribe. Banco Interamericano de desarrollo y organización panamericana de la salud. Washington D.C. et al., 1998
- Zou S.C., Lee C.Y. Ho K.F., Wang X.M., Chan L.Y. et al. Characterization of ambient volatile organic compounds et a landfill site in Ghuangzhou, South China. Chemosphere 51: 1015-22. 2003.
- <http://www.atan.org/basura/opinion/avalo.htm>
- http://www.gfz-postdam.de/pb5/pb53/Project/ems/guide/short/ems_shrt.htm
- <http://www.nrm.gov.au/monitoring/frameworks.html>
- <http://www.juntadeandalucia.es/innovacioncienciayempresa/ifapa/ria/servlet/FrontController>

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

5.1. INTRODUCCIÓN

Calvo (2003), entre sus líneas futuras de investigación, propuso la aplicación conjunta de la metodología definida con otras existentes, con aceptación por expertos en la gestión de vertederos, lo que permitiría llevar a cabo un análisis comparado de resultados con el fin de validarla.

Por ello, una vez definida la metodología de diagnóstico y caracterización ambiental de vertederos de residuos urbanos EVIAVE, y con la finalidad de examinar la adecuación y el comportamiento de los índices, variables y descriptores ambientales que la definen, ésta se ha aplicado a vertederos de Andalucía. Los resultados obtenidos se han comparado con los generados por la Metodología propuesta por la Diputación de Granada (Moya *et al.*, 2001)(de aquí en adelante EDIAVE); se ha seleccionado esta metodología por ser la única disponible y aplicable en el área de estudio inicial, Andalucía, por ser una metodología que ha tenido una aplicación en la catalogación de vertederos de la provincia de Granada, así como en su Plan de Sellado (Moya *et al.*, 2001) habiendo sido avalada por expertos, y finalmente porque sobre esta metodología se ha llevado a cabo una aplicación, con éxito, de las Técnicas Difusas en el desarrollo de un software para su aplicación (<http://arai.ugr.es/eiadifusa/>).

5.2. ÁMBITO DE APLICACIÓN

5.2.1. El vertido de residuos en Andalucía

El Decreto 218/1999, de 26 de octubre, por el que se aprueba el Plan Director Territorial de Gestión de Residuos Urbanos de Andalucía (PDTGRUA) (BOJA 134, de 18 de noviembre de 1999) pretende dotar a la sociedad andaluza de una herramienta necesaria para conseguir que la gestión de los residuos urbanos sea lo más correcta posible.

En la Tabla 5.1 se recogen los datos de generación y de tratamiento de residuos urbanos en Andalucía, correspondientes al año 2006. Estos datos muestran que las provincias que más residuos generan son, por este orden, Málaga, Sevilla y Cádiz. Si se analizan los datos relacionados con el tipo de tratamiento es Almería la que

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

más compostaje realiza con un 94,51% siendo también la que más residuos urbanos envía a vertederos incontrolados (1,81%). Las provincias de Jaén y Málaga son las que más residuos envían a vertedero controlado para su tratamiento, con unos porcentajes que superan el 75%.

Tabla 5.1: Generación y tratamiento de residuos urbanos en Andalucía 2006 (Fuente: IMA 2006)

Provincia	Generación total (t/año)	Tipo de tratamiento		
		Compostaje (% de tratamiento)	Vertedero controlado (% de tratamiento)	Vertedero incontrolado (% de tratamiento)
Almería	253.789	94,51	3,68	1,81
Cádiz	754.817	54,15	45,85	0
Córdoba	353.929	69,56	30,44	0
Granada	442.777	89,73	10,27	0
Huelva	261.141	88,51	11,49	0
Jaén	262.910	15,73	84,27	0
Málaga	918.039	23,09	75,91	1
Sevilla	847.580	61,09	37,91	1
Total	4.094.982	60,31	39,37	0,32

La composición de los residuos urbanos en Andalucía presenta diferencias entre unas y otras provincias, ya que dependen de diversos factores tales como: características de la población (según se trate de zonas rurales o núcleos urbanos), época estacional y carácter socioeconómico del municipio (Decreto 218/1999). Los últimos datos disponibles son los que presenta el Informe Medioambiental de Andalucía de 2004 (Tabla 5.2); y en líneas generales la mayor composición corresponde, en este orden, a la fracción de materia orgánica, seguida de papel-cartón, plástico, otros, vidrio y textil y metales.

Tabla 5.2: Composición de los residuos urbanos en Andalucía 2004 (%)

Provincia	Papel-cartón	Vidrio	Plástico	Textil	Metales	Orgánicos	Otros
Almería	16,20	6,00	7,20	4,35	3,50	56,10	6,65
Cádiz	20,82	7,52	12,17	4,92	3,76	41,90	8,91
Córdoba	17,40	6,30	12,40	3,60	4,10	54,90	1,30
Granada	19,30	7,60	15,20	7,00	3,60	43,80	3,50
Huelva	15,50	5,80	12,35	4,34	2,85	54,00	5,16
Jaén	20,00	9,00	11,00	5,00	4,00	48,00	3,00
Málaga	22,63	5,63	11,70	3,10	3,62	46,36	6,96
Sevilla	15,17	4,37	12,47	4,35	3,08	51,46	9,10
Total	18,60	6,11	11,84	4,36	3,52	48,92	6,65

El PDTGRUA establece unas unidades de gestión cuyo fin es el de tratar los residuos de Andalucía. No es un reparto uniforme el que se hace por provincias, pues oscilan entre las siete unidades de gestión en las provincias de Jaén y

Málaga, y las dos de Granada (Tabla 5.3) (IMA 2006, Consejería de Medio Ambiente, 2005).

En la Tabla 5.4 se recogen los vertederos controlados que existen en nuestra comunidad autónoma, así como el estado de explotación en el que se encuentran, los datos de los municipios a los que sirven y la población de vertido; también se ofrecen datos sobre los residuos tratados aunque solo en aquellos vertederos en los que está disponible. En todos los casos, los vertederos controlados se rigen por las normas que se recogen en la Directiva de la UE relativa al vertido de residuos y el Real Decreto 1481/2001 que la traspone al marco legal español (Consejería de Medio Ambiente, 2006).

El PDTGRUA también estableció el sellado de vertederos de residuos urbanos y focos ilegales de vertidos desde 1994 hasta 2006, y cuyos datos se recogen en la Tabla 5.5 En ella puede observarse como en 1996 el número de vertederos que se sellaron fue el más alto respecto a otros años (1999), así como las áreas de sellado, residuos tratados y de población beneficiada. En lo que respecta al área regenerada y a la inversión económica es al año 2004 al que le corresponden los mayores valores.

Tabla 5.3: Generación y distribución de residuos urbanos por zonas de gestión (IMA 2006)

PROVINCIAS	ZONAS DE GESTIÓN DE Residuos ³¹	Nº de municipios	Habitantes	Producción de Residuos (t/año)
ALMERÍA	Sector I ³²	9	144.430	72.807
	Sector II ³³	49	244.522	129.685
	Sector III ³⁴	41	100.446	42.163
	Sector IV ³⁵	4	12.363	4.671
	Subtotal	103	501.761	249.326

³¹ Se utilizan los términos área de gestión, zona, unidad de gestión, unidad territorial y sector de forma sinónima para designar el espacio geográfico formado por uno o varios municipios que disponen generalmente de un único centro de tratamiento y eliminación de residuos, pudiendo gestionar o no de forma conjunta la recogida. Administrativamente se pueden organizar como Mancomunidad de Municipios, Agrupación de Municipios o Consorcio cuando además está presente la Diputación Provincial y otras figuras jurídicas (Decreto 218/1999).

³² Vertedero controlado (VC) de El Ejido, que se transformará en planta de recuperación y compostaje (PRC).

³³ VC de Almería y Estación de Transferencia (ET) de Níjar, ambos en servicio. Recientemente han sido recepcionadas las ET de Abla, Benahadux, Fondón y Gérgal, estando en ejecución las ET de Tabernas y Sorbas y en proyecto una ET en Alhabia.

³⁴ VC de Albox, ET Serón y Fines, en ejecución la ET de Vera. En proyecto, PRC en Albox.

³⁵ Dispone del VC de Vélez-Rubio, el cual está previsto transformarlo en ET.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.3: Generación y distribución de residuos urbanos por zonas de gestión (IMA 2006, 2005) Continuación.

PROVINCIAS	ZONAS DE GESTIÓN DE Residuos	Nº de municipios	Habitantes	Producción de Residuos (t/año)
CÁDIZ	Bahía de Cádiz ³⁶	5	392.207	189.860
	Campo de Gibraltar ³⁷	7	225.255	110.000
	Lajanda ³⁸	7	78.901	34.945
	Jerez ³⁹	2	184.368	95.707
	Sierra ⁴⁰	19	117.313	42.924
	Costa Noroeste ⁴¹	4	107.718	53.772
	Subtotal	44	1.105.762	527.208
CÓRDOBA	Zona 1 ⁴²	28	94.292	32.849
	Zona 2 ⁴³	26	241.655	73.070
	Zona 3 ⁴⁴	20	119.296	43.700
	Córdoba Capital ⁴⁵	1	306.248	112.378
	Subtotal	75	761.401	261.997
GRANADA	Sector Norte ⁴⁶	126	677.505	266.515
	Sector Sur ⁴⁷	42	130.548	64.399
	Subtotal	168	808.053	330.914
HUELVA	Sierra Minera ⁴⁸	5	5.926	1.901
	Cuenca Minera ⁴⁹	7	19.336	6.245
	Ribera de Huelva ⁵⁰	12	14.401	4.582
	Sierra Occidental ⁵¹	12	21.164	6.722
	Sierra del Andévalo ⁵²	14	30.150	9.428
	Villarrasa ⁵³	28	363.366	187.667
	Sanlúcar de Guadiana ⁵⁴	1	392	126
	Subtotal	79	454.735	216.671

³⁶ PRC Puerto Real, ya obsoleta, sólo trata el 22% de los RU, y el resto se trata en el VC de Miramundo . Proyecto de construcción ET en Puerto Real y P. de Biorreciclaje Medina Sidonia.

³⁷ PCE de Los Barrios, en proyecto 2 ET en Tarifa y Jimena de la Frontera. En proyecto PRC en Los Barrios.

³⁸ Dispone del VC de Miramundo y ET de Vejer de la Frontera.

³⁹ PRC Jerez, que actúa como ET, trasladando sus residuos al VC de Miramundo. En construcción de PRC en Jerez de la Frontera, que según convenio también trataría los residuos de la Mancomunidad del Bajo Guadalquivir y de la Sierra.

⁴⁰ VC de Olvera, la Estación Incineradora de Ubrique que funciona como ET, trasladando sus residuos al VC de Miramundo. En construcción la ET de Bornos.

⁴¹ Existe en proyecto para la construcción de una ET en Sanlúcar de Barrameda.

⁴² Centro de Tratamiento (CT) Dos Torres y ET: Cardeña, Conquista, Villaviciosa, Villaharta y Peñarroya-Pueblo Nuevo.

⁴³ Dispone del CT de Montalbán y las ET de Fuente Palmera, Rute, Iznájar y Encinas Reales.

⁴⁴ Dispone del CT de Nueva Carteya y las ET de Priego de Córdoba, Valenzuela y Montoro.

⁴⁵ Dispone de VC, ya agotado y actualmente en fase de clausura, y en avanzada fase de ejecución PRC.

⁴⁶ PRC Alhendín, ET en ejecución/reciente recepción de Granada, Alhama de Granada, Baza, Guadix, Huéscar, Iznalloz, Loja y Montefrío.

⁴⁷ Dispone de una PRC en Vélez de Benaudalla y las ET de Almuñécar y Cádiz.

⁴⁸ Dispone del VC de Cala.

⁴⁹ Dispone del VC de Nerva.

⁵⁰ VC de Linares de la Sierra. Proyecto de construcción de ET para la Mancomunidad Sierra Minera.

⁵¹ Dispone del VC de Cumbres de San Bartolomé.

⁵² Dispone del VC de Tharsis (Alosno), donde está prevista la construcción de PRC y 1 PC.

⁵³ Dispone de PRC de Villarrasa, ET de Isla Cristina y Almonte, y en proyecto ET de Huelva.

⁵⁴ Realiza vertidos incontrolados

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.3: Generación y distribución de residuos urbanos por zonas de gestión (IMA 2006, 2005) Continuación.

PROVINCIAS	ZONAS DE GESTIÓN DE Residuos	Nº de municipios	Habitantes	Producción de Residuos (t/año)
JAÉN	Consorcio el Guadial ⁵⁵	17	131.057	51.188
	Consorcio C Guadalquivir ⁵⁶	8	69.080	24.110
	Consorcio de la Loma ⁵⁷	16	97.810	32.998
	Consorcio de Cazorra ⁵⁸	10	37.732	13.152
	Consorcio Jaén S. Sur ⁵⁹	23	138.796	46.554
	C.Condado-Segura-Las Villas ⁶⁰	21	69.300	21.303
	Consorcio Jaén Capital ⁶¹	1	104.776	45.424
	Subtotal	96	648.551	234.729
MÁLAGA	Zona Norte ⁶²	23	116.627	40.048
	Zona ronda-Genal ⁶³	21	53.089	22.245
	Axarquía oriental ⁶⁴	6	106.036	57.872
	Axarquía interior ⁶⁵	25	35.024	10.601
	Guadalhorce ⁶⁶	13	99.926	35.013
	Málaga capital ⁶⁷	1	549.135	240.476
	Costa del Sol occidental ⁶⁸	11	289.453	194.112
	Subtotal	100	1.249.290	600.367
SEVILLA	Unidad territorial gestión Nº 1 ⁶⁹	29	172.434	67.193
	Unidad territorial gestión Nº 2 ⁷⁰	38	1.170.836	520.775
	Unidad territorial gestión Nº 3 ⁷¹	9	134.769	55.391
	Unidad territorial gestión Nº 4 ⁷²	29	227.281	82.823
	Subtotal	105	1.705.320	726.182
	TOTAL	770	7.234.873	3.147.394

⁵⁵ Dispone de VC de Linares.

⁵⁶ Dispone del VC de Andújar.

⁵⁷ Dispone del VC de Ubeda.

⁵⁸ Dispone de la ET de Cazorra.

⁵⁹ Dispone del VC de Jaén, y en ejecución la ET de Alcalá la Real.

⁶⁰ Dispone del VC de Chiclana de Segura y las ET de Castellar y La Puerta de Segura.

⁶¹ Dispone de una antigua PRC con VC de apoyo.

⁶² Dispone del VC de Antequera y de las ET de Archidona y Campillos.

⁶³ Dispone del VC de Ronda, y en ejecución la ET de Almatócín.

⁶⁴ Actualmente se encuentra en construcción la ET de Vélez-Málaga.

⁶⁵ Dispone del VC de Viñuela.

⁶⁶ Dispone del VC de Casarabonela, y en ejecución la ET de Cártama.

⁶⁷ Dispone del Complejo Medioambiental Los Ruices, con VC. Se construye actualmente PRC.

⁶⁸ Esta Mancomunidad tiene en ejecución/proyecto PRC de Casares y ET de Benalmádena y Marbella.

⁶⁹ Dispone del VC de Alcalá del Río y de la ET de Constantina, y en ejecución la PRC de Alcalá del Río.

⁷⁰ PRC Cónica Montemarta (Alcalá de Guadaíra) y ET: Sevilla, Bollullos de la Mitación, Olivares y Carmona.

⁷¹ Dispone del VC de Utrera y del VC de El Cuervo.

⁷² Dispone de VC de Marchena y Estepa y ET de El Saucejo, y recepcionado recientemente el VC Ecija.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.4: Vertederos controlados en servicio en Andalucía en el año 2005 (Consejería de Medio Ambiente, 2006)

Provincia	Municipio	Municipios servidos por el centro		
		Número	Población servida	Residuos tratados
Almería	Albox	40	101.892	
Almería	Velez-Rubio	5	14.080	5.000
Almería	Almería	1	170.994	
Almería	Gárdor	56	246.202	
Cádiz	Medina Sidonia	32	519.874	
Cádiz	Los Barrios	7	234.005	
Cádiz	Chiclana de la Frontera	1	61.815	27.736
Córdoba	Córdoba	1	314.034	
Córdoba	Montalbán	47	369.662	
Córdoba	Dos Torres	27	88.892	34.800
Granada	Alhendín	126	683.382	
Granada	Velez-Benaudalla	42	129.255	
Huelva	Villarrasa	30	376.251	
Huelva	Tharsis	49	85.479	30.000
Huelva	Linares de la Sierra			
Huelva	Cumbres S. Bartolomé			
Jaén	Jaén-capital	1	111.406	
Jaén	Linares	64	326.585	127.989
Jaén	Jaén-Sierra Sur	23	138.983	56.088
Jaén	Andújar	8	68.857	37.478
Málaga	Málaga	7	650.411	
Málaga	Casares	9	253.047	
Málaga	Mijas	1	44.741	
Málaga	Torremolinos	1	43.613	44.973
Málaga	Antequera	48	176.452	186068
Málaga	Casarabonela	13	106.589	72.380
Málaga	La Viñuela	21	27.387	16.029
Sevilla	Alcalá Guadaira	32	1.084.115	
Sevilla	Alcalá del Río	35	294.110	
Sevilla	Marchena	7	103.003	
Sevilla	Estepa	17	65.682	
Sevilla	Utrera	6	95.058	
Sevilla	Lebrija	3	47.646	23.141
Sevilla	Écija	5	57.826	28.095

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.5: Sellado de vertederos de RU y focos ilegales de vertidos en Andalucía 1994-2006
(Fuente: Consejería de Medio Ambiente 2007)

Año	Número de vertederos	Área de sellado	Residuos tratados	Área regenerada	Inversión	Población beneficiada
1994	23	138.119	152.392	94.500	1.326.409	150.208
1995	18	252.500	106.750	355.200	1.362.206	159.280
1996	99	1.028.595	728.571	357.000	3.305.064	950.087
1997	49	459.027	29.130	443.474	5.847.154	770.872
1998	30	174.356	152.513	386.504	3.368.456	351.639
1999	46	320.063	355.893	368.135	601.054	383.832
2000	41	165.617	170.860	183.950	2.932.635	154.106
2001	7	50.326	49.412	60.820	1.184.401	42.425
2002	3	2.900	614	2.900	102.344	75.255
2003	60	387.155	257.367	441.316	6.395.122	275.328
2004	41	456.350	243.653	489.170	8.504.275	197.258
2005	7	197.335	48.466	297.820	5.403.652	176.953
2006	6	170.762	218.627	539.75	4.921.379	180.655

Finalmente en la Tabla 5.6 se recoge información relativa a la distribución por provincias de dicho sellado en las que, de forma resumida, puede resaltarse que la provincia de Cádiz es la que más superficie de vertido ha regenerado tras el sellado de los vertederos, lo que ha supuesto la inversión económica más alta de la Comunidad Autónoma así como la mayor cantidad de población beneficiada. Por otro lado es la provincia de Almería, seguida de la de Granada, la que mayor cantidad de vertederos ha sellado en el período indicado, aunque si se considera la superficie de zonas de vertido selladas, es la de Sevilla la que se encuentra en primer lugar, seguida de la de Jaén. No obstante todavía, a pesar de las actuaciones e inversiones llevadas a cabo hasta el momento, quedan en territorio andaluz puntos de vertido incontrolado que es necesario sellar y regenerar, aunque no se ha facilitado por parte de las autoridades competentes un listado actualizado de de los mismas.

Tabla 5.6: Distribución provincial de sellado de vertederos de RU y focos ilegales de vertido 2001-2006 (Fuente: Consejería de Medio Ambiente, 2007)

Provincia	Población beneficiada	Número de vertederos	Área sellada	Residuos tratados	Área regenerada	Inversión
Almería	142.769	67	259.128	206.364	337.898	4.556.928
Cádiz	304.397	10	173.290	127.466	685.853	5.667.611
Córdoba	41.905	12	137.754	3289	143.153	2.583.152
Granada	131.031	36	196.369	260.295	221.926	4.956.961
Huelva	132.710	23	222.121	167.436	193.121	4.558.931
Jaén	204.890	24	292.028	195.786	308.600	4.255.380
Málaga	227.417	19	157.762	200.460	157.347	3.786.991
Sevilla	300.993	20	312.056	183.796	318.088	5.088.360
Andalucía	1.486.112	211	1.750.508	1.344.892	2.365.986	35.454.314

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

5.2.2. Selección de vertederos. Descripción.

Con el objetivo de llevar a cabo la comparación del funcionamiento de los resultados obtenidos con la aplicación de las metodologías EVIAVE y EDIAVE, se han escogido siete vertederos localizados en cinco de las ocho provincias pertenecientes a la comunidad autónoma de Andalucía. Tres de ellos son vertederos de rechazo, dos vertederos controlados sin planta de recuperación previa y dos vertederos incontrolados, tal y como se recoge en la Tabla 5.7. Los vertederos han sido seleccionados buscando diferentes características relativas a su ubicación, así como con niveles de explotación y diseño muy dispar; también en su elección se ha buscado un ámbito territorial diferente dentro de los límites de la comunidad andaluza.

Tabla 5.7: Vertederos seleccionados

Provincia	Vertedero	Tipo
Almería	Almería	Vertedero de rechazo
	Instinción	Vertedero incontrolado
Granada	Puebla de Don Fadrique	Vertedero incontrolado
Huelva	Villarrasa	Vertedero de rechazo
Jaén	Jaén	Vertedero controlado
	Linares	Vertedero controlado
Málaga	Casares	Vertedero de rechazo

Con la finalidad de conocer las características de los puntos de vertido seleccionados, que han permitido la aplicación de ambas metodologías, se seleccionaron una serie de datos básicos que describían a los puntos de vertido, entre los que se citan: localización, tipo de vertedero, año de inicio de la actividad, descripción de la gestión desde sus comienzos, entidad/es gestora/as, condiciones específicas de compactación, de lixiviados, de gases y presencia de vectores entre otros. A continuación se va a incluir una breve descripción de los mismos, teniendo en cuenta los datos recogidos en el momento de la visita.

a. El municipio de **Almería** contaba con un vertedero de rechazo localizado en Cueva de los Medinas (Almería). Este vertedero estuvo en funcionamiento como incontrolado desde 1985, hasta que la planta de tratamiento de residuos se terminó y empezó a funcionar como vertedero de rechazo en 2004. Dicha obra fue ejecutada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y la

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

empresa concesionaria de la explotación es FERROSER. La única localidad que vierte en él es Almería capital.

Las labores que se han realizado en el mismo, para adaptarlo al marco legal actual, han sido la de sellar las antiguas zonas y frentes de trabajo para a continuación, comenzar la gestión cumpliendo la normativa vigente. Pese a todo, en el momento de la visita se detectó la presencia de aves.

Hasta el año 2003 la compactación era entre 0,4-0,5 Tm/m³ y el número de pasadas por tongada era variable, a veces los espesores eran inferiores a 0,5 m. Estas características de gestión actualmente son más rigurosas, alcanzando valores de compactación entre 0,7-0,9 Tm/m³ con un número de pasadas de 4 y espesores de 0,5m.

En lo que respecta al control de gases y de lixiviados ha de decirse que se realizaban según la normativa vigente.

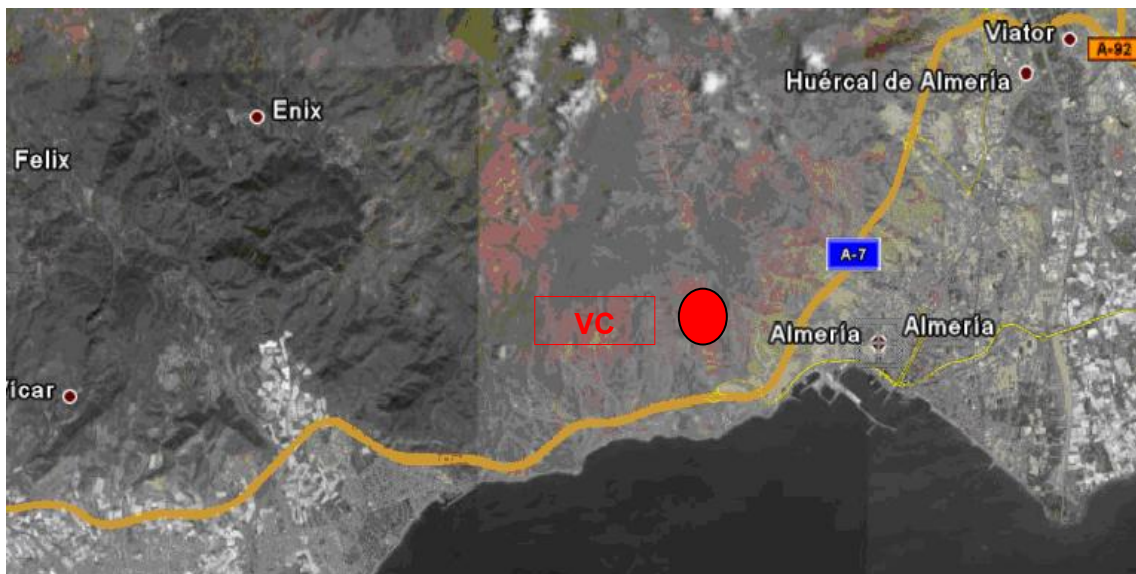


Figura 5.1: Plano de localización del Vertedero de Almería.

b. El vertedero localizado en **Instinción** (Almería), y en la actualidad sellado, era incontrolado y recibía los residuos de unos 650 habitantes desde 1985. El área de vertido, situado en el paraje Cañada de la Hoyeta, era de un hueco excavado en una zona de ladera entre dos pequeños picos.

El vertido se realizaba directamente desde los camiones recolectores. En el momento de la visita no se observaron infraestructuras tales como caminos

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

internos; tampoco se realizaba un control de los accesos al vertedero ni existía vallado perimetral, así como control de gases y control de lixiviados.

En lo que respecta al grado de compactación que se alcanzaba ha de decirse que era exclusivamente debido al peso de la masa de residuos. Sin embargo, si que se realizaba cubrición de los residuos con tierra del entorno que era posteriormente compactada por maquinaria.



Figura 5.2: Plano de localización del Vertedero de Instinción (Almería).

c. El vertedero de **Puebla de D. Fadrique** (Granada) era un vertedero ilegal en el que se han estado depositando los residuos municipales del citado municipio durante muchos años, hasta el 2001. En el momento de la visita aún no se había procedido al sellado del mismo, por lo que se continuaba utilizando por parte de los vecinos del municipio para la eliminación incontrolada de residuos. La población de vertido se encontraba alrededor de los 2600 habitantes.

El área de vertido estaba cercana a una zona boscosa de pino de repoblación y no se observaron labores en la misma destinados a minimizar su problemática ambiental, por ejemplo control de accesos, cubrición de residuos con material de cobertura específico para evitar el vuelo de materiales, etc; no obstante la zona de vertido se encontraba vallada parcialmente.

Tampoco se controlaban los lixiviados y los gases. El olor era una característica negativa que podía apreciarse en las inmediaciones del vertedero.

d. El municipio de **Villarrasa** (Huelva) contaba con una Planta de Recuperación y Compostaje de residuos urbanos que estaba en funcionamiento desde 1995. Dicha obra fue ejecutada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. La gestión de la instalación fue realizada por la Diputación Provincial de Huelva, en el momento de la visita la empresa concesionaria de la explotación era la UTE Aborgase-Iberabón-Edifesa.

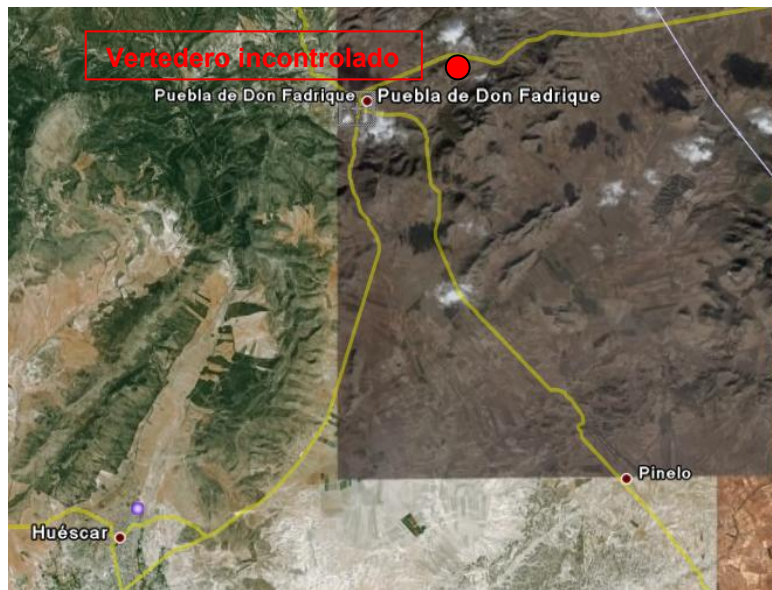


Figura 5.3: Plano de localización del Vertedero de Puebla de D. Fadrique (Granada)

La planta se situaba en el km 14,5 de la carretera A-493, en el Paraje Dehesa Boyal, con una ocupación de 7 Ha en el área de recuperación y compostaje y 35 Ha en el área de vertido.

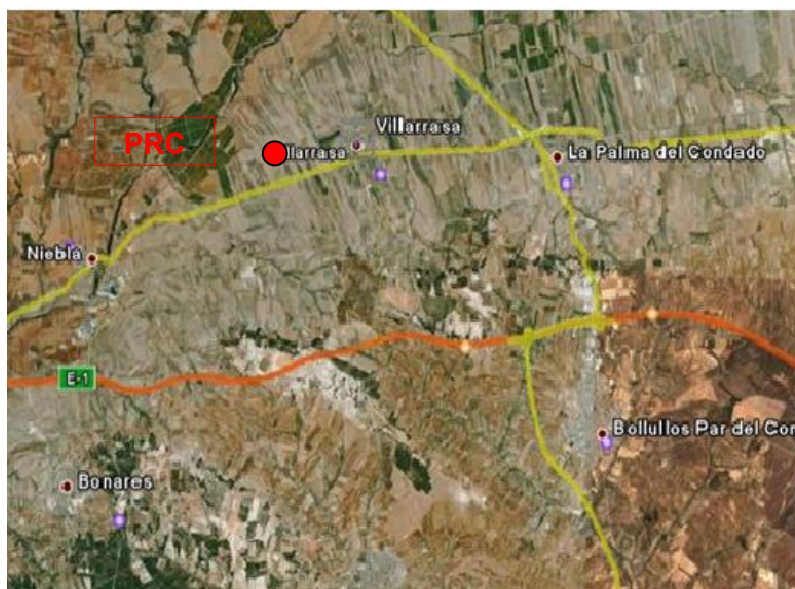


Figura 5.4: Plano de localización del Vertedero Villarrasa (Huelva)

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Los procesos que se llevaban a cabo en esta instalación permitían la recuperación de materiales reciclables (como vidrio, chatarra, plástico, cartón, etc.), compostaje a partir de la materia orgánica contenida en la basura, eliminación en vertedero controlado de los rechazos y tratamiento del lixiviado generado en el proceso de compostaje y en el punto de vertido, mediante evaporación y recirculación. Para operar la instalación cuenta con unos cien trabajadores repartidos en tres turnos.

El área de influencia de esta planta de recuperación y compostaje está integrada por 28 localidades (Almonte, Chucena, Manzanilla, Escacena del Campo, Paterna del Campo, Villalba del Alcor, La Palma del Condado, Bollullos par del Condado, Hinojos, Rociana del Condado, Bonares, Lucena del puerto, Moguer, Palos de la Frontera, Huelva, Aljaraque, Punta Umbría, Cartaya, Lepe, Isla Cristina, Ayamonte, Gibrleón, Trigueros, Beas, San Juan del Puerto, Niebla, Valverde del Camino, Villarrasa), con la población y cantidad de residuos tratados que se recoge en la Tabla 5.8. En el momento de la visita la planta se encontraba a pleno funcionamiento y de los 11 vasos de vertido, 6 estaban colmatados y 5 eran celdas vírgenes.

Tabla 5.8: Datos de población y toneladas de residuos vertidos

	Habitantes	Tm/día	Tm/año
Situación en 1996	352.211	494,05	180.331
Previsión para 2010	361.619	650,40	237.395

e. El vertedero controlado de **Jaén** es operado por la empresa RESUR y el terreno donde se ubica tiene una superficie de 30 Ha aproximadamente de las cuales 20 de ellas están dedicadas al relleno. Se ubica a unos 3 km de la ciudad de Jaén y se accede al mismo por una vía secundaria. Comenzó su actividad en 1998.

En el momento de la visita el total de residuos diarios redepositados era de 128 Tn/día procedentes de la población de Jaén (110.000 habitantes). Los residuos no eran cubiertos diariamente con materiales de cobertura y su compactación era media.

El entorno del relleno está destinado al cultivo del olivar existiendo en las cercanías casa aisladas y naves industriales.

El relleno contaba con un cerco perimetral, elaborado con rollos y malla de alambre, chimeneas para la eliminación de biogás, instalaciones adecuadas para el personal

tales como oficina, servicios higiénicos y comedor. Para los trabajos de relleno se contaba con un tractor de oruga y al frente está un encargado, un operador, un peón y un vigilante. Se observan lixiviados por el mal estado del drenaje, así como aves y perros por la presencia de residuos expuestos. También puede observarse agrietamiento del material de cobertura en varias zonas del vertedero, consecuencia del bajo espesor del material de cobertura, así como debido a su composición predominantemente arenosa en lugar de arcillosas.

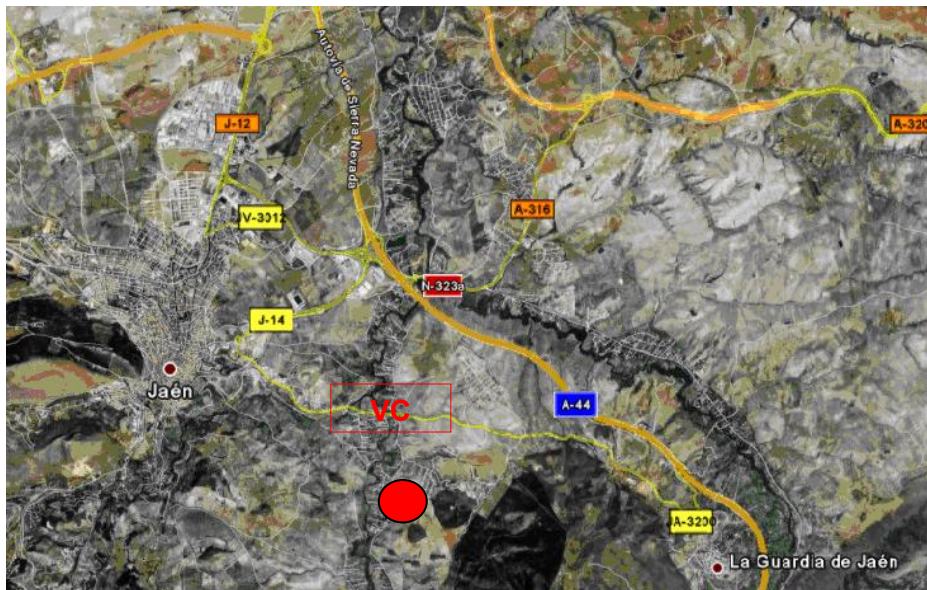


Figura 5.5: Plano de localización del Vertedero de Jaén.

f. El vertedero de **Linares** (Jaén), ubicado a unos 4 km. de la ciudad del mismo nombre, era un vertedero controlado que comenzó a estar operativo en 1993. Estaba rodeado de viviendas aisladas así como de una urbanización y su acceso se realizaba por un camino de tierra de 1 km. de longitud que nacía en la carretera que unía Linares con Baños de la Encina.

En el momento de la visita los municipios que depositaban sus residuos en este lugar eran: Aldeaquemedá, Arquillos, Bailén, Baños de la encina, Carboneros, La Carolina, Cazalilla, Espeluy, Guarromán, Jabalquinto, Linares, Mengíbar, Santa Elena, Vílches, Villanueva de la Reina, Villatorres; le que suponía una población de 123.657 habitantes. Estaba operado por RESUR y ocupaba una superficie de 23 Ha aproximadamente, de las cuales la mayor parte estaba destinada a relleno.

En lo que se refiere a la gestión se observaba la aparición de lixiviados por falta de un control adecuado y drenaje de los mismos, así como la existencia de aves e

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

insectos en la zona de vertido. La presencia de residuos expuestos genera también problemas debido al olor. A pesar de que en él trabajaba un vigilante-encargado, un operador y un peón, los residuos se encontraban expuestos ya que no existían labores de compactación y sólo se realizaban tareas cuando se necesitaba espacio. Existía un muro de contención en la parte inferior, pues las pendientes de taludes son superiores a las recomendadas.

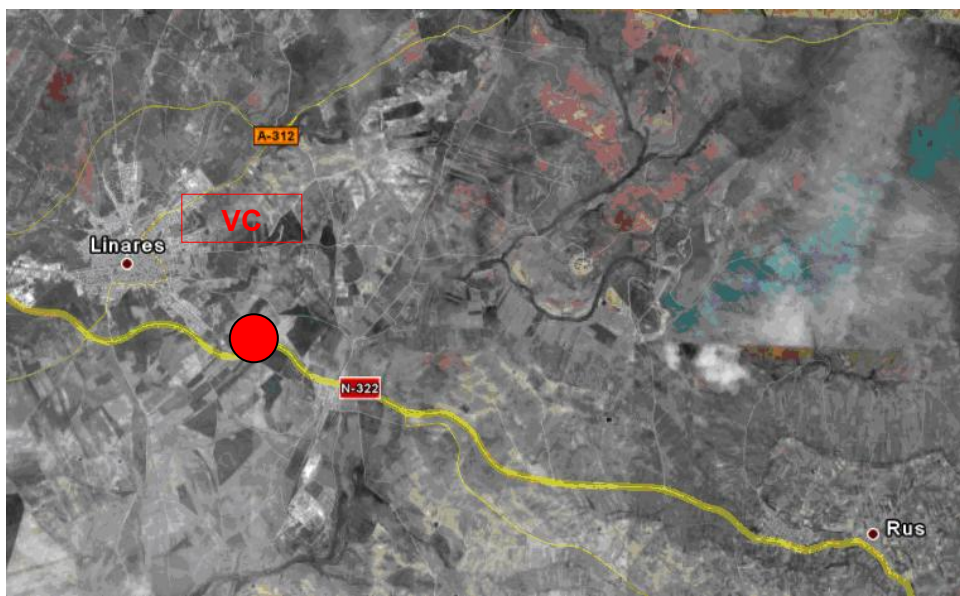


Figura 5.6: Plano de localización del Vertedero de Linares (Jaén).

g. El vertedero de **Casares** (Málaga) era un vertedero para la eliminación de la fracción de rechazo de la Planta de tratamiento de residuos sólidos urbanos anexa al mismo y situada en el Complejo Medioambiental de la Costa del Sol, localizado en el paraje conocido como la Finca Benamorebe-Benamozable, a 5,7 km del núcleo urbano de Estepona y a 6 km de Casares.

En el momento de la visita trabajaban unas 100 personas en toda la instalación de las cuales sólo cinco de ellas lo hacían en el vertedero (3 operarios, 1 maquinista y 1 camionero). La empresa URBASER S.A. era la que gestiona esta planta de tratamiento, con una superficie de 180 ha. El sistema de vertido utilizado para el 80% de los residuos era el de balas de densidad de $0,78 \text{ Tm/m}^3$; el 20% restante se vertía en un vertedero de contenedores a granel en el que se alcanzaba una densidad muy baja de $0,35 \text{ Tm/m}^3$.

Los municipios a los que servía dicho vertedero de rechazo era: Benahavís, Benalmádena, Casares, Estepona, Fuengirola, Istán, Manilva, Marbella, Mijas, Ojén

y Torremolinos, lo que suponía una población de vertido próxima a los 400.000 habitantes, con un total anual de 240.000 Tn de residuos.

En lo que se refiere a la gestión las características del material de cobertura eran adecuadas, con un espesor entre 25-30 cm que no se realiza diariamente. Existía sistema de drenaje de lixiviados situado en la base del vertedero así como balsa de lixiviados cuyo tratamiento era el de evaporación y recirculación. También existía una barrera natural y una barrera artificial en el vaso de vertido que cumplía con las exigencias del R.D. 1481/2001.

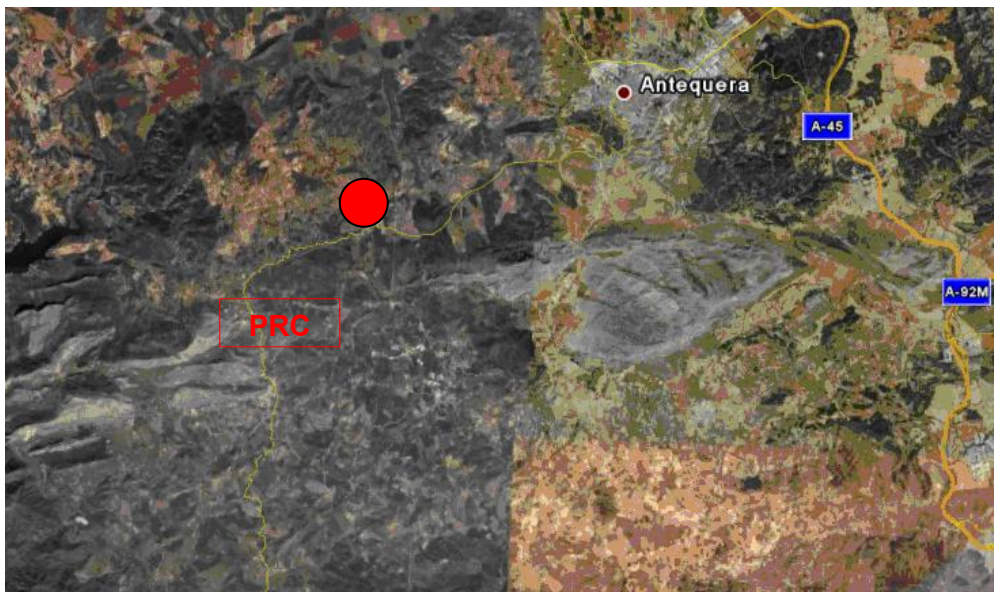


Figura 5.7: Plano de localización del Vertedero de Casares (Málaga).

5.3. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

5.3.1. Nivel 1. Variables y descriptores ambientales

Tal y como se recoge en la Figura 4.1, la aplicación de la metodología EVIAVE comienza con la determinación de los valores asignados para las variables de vertedero y los descriptores ambientales definidos para cada elemento del medio. En los apartados siguientes se resumen los resultados obtenidos en los puntos de vertido seleccionados.

5.3.1.1. Variables de vertedero

Se recuerda que las *variables de vertedero* definen una serie de características del punto de vertido que, tal y como se ha justificado ya en esta investigación, influyen,

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

directa o indirectamente sobre la afección ambiental a los distintos parámetros o elementos del medio considerados, y que se relacionan con su ubicación, diseño y explotación.

Con la finalidad de llevar a cabo la clasificación (C_j) de estas variables se emplearon unas tablas resumen, recogidas en el anexo 1. Las Tablas 5.9, 5.10, 5.11, 5.12 y 5.13 muestran los valores para cada uno de los vertederos estudiados, considerando para ello las observaciones de los puntos de vertido en el momento de la visita, así como la toma de datos procedentes de proyectos técnicos, Planes Generales de Ordenación Urbana, Planes Directores de Residuos Sólidos Urbanos, Ordenanzas municipales, datos facilitados por Ayuntamientos, Diputaciones, Delegaciones de Medio Ambiente, etc.

Tabla 5.9: Valoración (C_j) de las variables del elemento del medio *aguas superficiales*

Elementos del medio	Variables	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D. Fadrique	V. de Villarrasa	V. Jaén	V. de Linares	V. de Casares	
Aguas superficiales	Explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diaria	1	5	5	4	5	5	2
		Cobertura final	1	5	5	5	5	5	1
		Compactación	3	5	5	4	5	5	1
		Control lixiviados	3	5	5	3	4	5	2
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		Estado caminos internos	3	5	5	3	2	5	2
		Impermeabilización punto vertido	5	2	5	2	5	5	1
		Sistema drenaje superficial	5	5	5	2	4	4	1
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
		Tamaño vertedero	5	1	3	5	5	5	5
		Tipo de residuos	3	3	4	1	2	2	1
	Ubicación	Distancia a masas superficiales	1	1	2	3	4	3	3
		Morfología	2	4	2	2	4	2	4
		Pluviometría	1	1	1	2	2	3	3
		Puntos situados zona inundable	1	1	1	1	1	1	1
		Riesgo sísmico	4	4	2	2	2	2	2
		Viento	1	3	2	2	2	4	2

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.10: Valoración (C_j) de las *variables* del elemento del medio *aguas subterráneas*

Elementos del medio		Variables	V. de	V. de	V. Puebla D.	V. de	V. Jaén	V. de	V. de
			Almería	Instinción	Fadrique	Villarrasa	Linares	Casares	
Aguas subterráneas	explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diaria	1	5	5	4	5	5	2
		Cobertura final	1	5	5	5	5	5	1
		Compactación	3	5	5	4	5	5	1
		Control de gases	3	5	5	4	4	5	2
		Control lixiviados	3	5	5	3	4	5	2
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		impermeabilización punto vertido	5	2	5	2	5	5	1
		Sistema drenaje superficial	5	5	5	2	4	4	1
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
		Tamaño vertedero	5	1	3	5	5	5	5
		Tipo de residuos	3	3	4	1	2	2	1
	Ubicación	Fallas	1	1	4	1	3	2	1
		Pluviometría	1	1	1	2	2	3	3
		Puntos situados zona inundable	1	1	1	1	1	1	1
		Riesgo sísmico	4	4	2	2	2	2	2
		Viento	1	3	2	2	2	4	2
		Vulnerabilidad	1	1	2	1	1	1	1

Tabla 5.11: Valoración (C_j) de las *variables* del elemento del medio *atmósfera*

Elementos del medio		Variables	V. de	V. de	V. Puebla D.	V. de	V. Jaén	V. de	V. de
			Almería	Instinción	D. Fadrique	Villarrasa	Linares	Casares	
Atmósfera	explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diara	1	5	5	4	5	5	2
		Cobertura finall	1	5	5	5	5	5	1
		Compactación	3	5	5	4	5	5	1
		Control de gases	3	5	5	4	4	5	2
		Control lixiviados	3	5	5	3	4	5	2
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		Estado de los caminos internos	3	5	5	3	2	5	2
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
		Tamaño vertedero	5	1	3	5	5	5	5
		Tipo de residuos	3	3	4	1	2	2	1
		Ubicac	Pluviometría	1	1	1	2	2	3
	Riesgo sísmico		4	4	2	2	2	2	2
		Viento	1	3	2	2	2	4	2

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.12: Valoración (C_j) de las variables del elemento del medio *suelos*

Elementos del medio	Variables	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D. Fadrique	V. de Villarrasa	V. de Jaén	V. de Linares	V. de Casares	
Suelos	explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diaria	1	5	5	4	5	5	2
		Cobertura final	1	5	5	5	5	5	1
		Compactación	3	5	5	4	5	5	1
		Control de gases	3	5	5	4	4	5	2
		Control lixiviados	3	5	5	3	4	5	2
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		Estado de los caminos internos	3	5	5	3	2	5	2
		Impermeabilización del vertedero	5	2	5	2	5	5	1
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
	Ubicación	Tamaño vertedero	5	1	3	5	5	5	5
		Tipo de residuos	3	3	4	1	2	2	1
		Erosión	2	3	1	1	2	3	1
		Punto situado en zona inundable	1						
		Pluviometría	1	1	1	2	2	3	3
		Riesgo sísmico	4	4	2	2	2	2	2
		Viento	1	3	2	2	2	4	2

Tabla 5.13: Valoración (C_j) de las variables del elemento del medio *salud*

Elementos del medio	Variables	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D. Fadrique	V. de Villarrasa	V. de Jaén	V. de Linares	V. de Casares	
Salud	explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diaria	1	5	5	4	5	5	2
		Cobertura final	1	5	5	5	5	5	1
		Compactación	3	5	5	4	5	5	1
		Control de gases	3	5	5	4	4	5	2
		Control lixiviados	3	5	5	3	4	5	2
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		Estado de los caminos internos	3	5	5	3	2	5	2
		Seguridad	3	5	5	2	4	4	1
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
		Tamaño vertedero	5	1	3	5	5	5	5
	Ubicación	Tipo de residuos	3	3	4	1	2	2	1
		Distancia a infraestructuras	3	1	2	2	2	2	4
		Distancia a núcleos de población	4	3	5	3	4	3	4
		Riesgos sísmico	4	4	2	2	2	2	2
		Viento	1	3	2	2	2	4	2
		Visibilidad	1	1	5	1	3	3	1

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.14: Valoración IRC de las *variables* del elemento del medio *aguas superficiales*

Elementos del medio	Variables	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D. Fadrique	V. de Villarrasa	V. Jaén	V. de Linares	V. de Casares	
Aguas superficiales	Explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diaria	2	10	10	10	10	10	4
		Cobertura final	2	10	10	8	10	10	2
		Compactación	6	10	10	8	10	10	2
		Control lixiviados	6	10	10	6	8	10	4
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		Estado caminos internos	3	5	5	3	2	5	2
		Impermeabilización punto vertido	10	4	10	4	10	10	2
		Sistema drenaje superficial	10	10	10	4	8	8	2
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
		Tamaño vertedero	10	2	6	10	10	10	10
		Tipo de residuos	6	6	8	2	4	4	2
		Ubicación	Distancia a masas superficiales	2	2	4	6	8	6
	Morfología		4	8	4	4	8	4	8
	Pluviometría		2	2	2	4	4	6	6
	Puntos situados zona inundable		2	2	2	2	2	2	2
	Riesgo sísmico		4	4	2	2	1	2	2
	Viento		1	5	2	2	2	4	2

Tabla 5.15: Valoración IRC de las *variables* del elemento del medio *aguas subterráneas*

Elementos del medio	Variables	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D. Fadrique	V. de Villarrasa	V. Jaén	V. de Linares	V. de Casares	
Aguas subterráneas	explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diaria	2	10	10	8	10	10	4
		Cobertura final	2	10	10	10	10	10	2
		Compactación	6	10	10	8	10	10	2
		Control de gases	3	5	5	4	4	5	2
		Control lixiviados	6	10	10	6	8	10	4
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		impermeabilización punto vertido	10	4	10	4	10	10	2
		Sistema drenaje superficial	10	10	10	4	8	8	2
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
		Tamaño vertedero	10	2	6	10	10	10	10
		Tipo de residuos	6	6	8	2	4	4	2
		Ubicación	Fallas	1	1	4	1	3	2
	Pluviometría		2	2	2	4	4	6	6
	Puntos situados zona inundable		2	2	2	2	2	2	2
	Riesgo sísmico		4	4	2	2	1	2	2
	Viento		1	5	2	2	2	4	2
	Vulnerabilidad		2	2	4	2	2	2	2

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.16: Valoración IRC de las *variables* del elemento del medio *atmósfera*

Elementos del medio		Variables	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D. Fadrique	V. de Villarrasa	V. Jaén	V. de Linares	V. de Casares
Atmósfera	explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diaria	2	10	10	10	10	10	4
		Cobertura final	2	10	10	8	10	10	2
		Compactación	6	10	10	8	10	10	2
		Control de gases	6	10	10	8	8	10	4
		Control lixiviados	6	10	10	3	8	10	2
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		Estado de los caminos internos	3	5	5	3	2	5	2
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
		Tamaño vertedero	10	2	6	10	10	10	10
	Tipo de residuos	6	6	8	2	4	4	2	
	Ubicac	Pluviometría	2	2	2	4	4	6	6
		Riesgo sísmico	4	4	2	2	1	2	2
Viento		2	10	4	4	4	8	4	

Tabla 5.17: Valoración IRC de las *variables* del elemento del medio *suelos*

Elementos del medio		Variables	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D. Fadrique	V. de Villarrasa	V. de Jaén	V. de Linares	V. de Casares
Suelos	explotación y diseño	Asentamiento	2	2	10	10	8	10	2
		Cobertura diaria	2	10	10	8	10	10	4
		Cobertura final	2	10	10	10	10	10	2
		Compactación	6	10	10	8	10	10	2
		Control de gases	3	5	5	4	4	5	2
		Control lixiviados	6	10	10	6	8	10	4
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		Estado de los caminos internos	3	5	5	3	2	5	2
		Impermeabilización del vertedero	5	2	5	2	5	5	1
		Taludes	8	10	8	4	6	6	4
		Tamaño vertedero	10	2	6	10	10	10	10
	Tipo de residuos	6	6	8	2	4	4	2	
	Ubicación	Erosión	4	6	2	2	4	6	2
		Punto situado en zona inundable	2	2	2	4	4	6	6
		Pluviometría	2	2	2	2	2	2	2
Riesgo sísmico		4	4	2	2	1	2	2	
		Viento	1	5	2	2	2	4	2

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.18: Valoración IRC de las *variables* del elemento del medio *salud*

Elementos del medio		Variables	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D. Fadrique	V. de Villarrasa	V. de Jaén	V. de Linares	V. de Casares
Salud	explotación y diseño	Asentamiento	1	1	5	5	4	5	1
		Cobertura diaria	2	10	10	8	10	10	4
		Cobertura final	2	10	10	10	10	10	2
		Compactación	6	10	10	8	10	10	2
		Control de gases	3	5	5	4	4	5	2
		Control lixiviados	3	5	5	6	4	5	4
		Edad vertedero	5	4	2	3	2	3	2
		Estado de los caminos internos	3	5	5	3	2	5	2
		Seguridad	6	10	10	4	8	8	2
		Taludes	4	5	4	2	3	3	2
		Tamaño vertedero	10	2	6	10	10	10	10
		Tipo de residuos	6	6	8	2	4	4	2
	Ubicación	Distancia a infraestructuras	6	2	4	4	4	4	8
		Distancia a núcleos de población	8	6	10	6	8	6	8
		Riesgos sísmico	4	4	2	2	1	2	6
		Viento	1	5	2	2	2	4	2
		Visibilidad	2	2	10	2	6	6	2

Estos valores han permitido la determinación de los Índices de Riesgo de Contaminación de cada una de las variables de vertedero (IRC_j), para lo cual se ha tenido en cuenta el Coeficiente de Ponderación (P_j) justificado para cada una de ellas. Puede observarse como una misma variable de vertedero puede tener asignado un IRC diferente, según el elemento del medio, ya que los coeficientes de ponderación pueden ser diferentes (Tablas 5.14, 5.15, 5.16, 5.17 y 5.18).

5.3.1.2 Descriptoros ambientales.

La valoración ambiental de los diferentes elementos del medio se lleva a cabo en las metodologías de EIA mediante los *descriptoros ambientales*, definidos en la metodología EVIAVE, como aquellas características del medio ambiente que pueden verse afectadas por la actividad de un proyecto. En este primer nivel de aplicación de la metodología se ha procedido a la toma de datos de los vertederos seleccionados, lo que ha permitido la clasificación de cada uno de los descriptoros considerados. Para ello ha sido necesario elaborar un documento que ha facilitado esta labor, al igual que en el caso de las variables de vertedero; en el anexo 2 se recoge el modelo utilizado para ello.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Los datos que han permitido clasificar los descriptores ambientales se han obtenido a partir de proyectos técnicos, estudios bibliográficos de la zona, caracterizaciones ambientales descritas en diferentes medios tales como Planes Generales de Ordenación Urbana o Planes Directores de Residuos Sólidos Urbanos, mapas cartográficos, documentación procedente de Ayuntamientos, Diputaciones Provinciales y Delegaciones de Medio Ambiente de las diferentes provincias, así como los obtenidos en las visitas de campo. Con esta información se han obtenido los valores recogidos en la Tabla 5.19.

5.3.2. Nivel 2. Probabilidades de Contaminación y Valores Ambientales

En el nivel 2, se procede a la determinación de los índices ambientales que nos darán información relativa al estado ambiental de los mismos: *Probabilidad de Contaminación* y el *Valor Ambiental*, para cada uno de los elementos del medio considerados. En los siguientes apartados se recogen los resultados obtenidos en la aplicación a los vertederos seleccionados.

5.3.2.1. Probabilidad de Contaminación

La cuantificación de la Probabilidad de Contaminación de los diferentes elementos del medio se hace a partir de los *Índices de Riesgo de Contaminación (IRC)* de cada variable de vertedero determinado en el nivel anterior, mediante la aplicación de la ecuación 14. La metodología EVIAVE, gracias a este índice, da información y describe la posible interacción del punto de vertido al que se le aplica, con el entorno inmediato, es decir sobre cada uno de los elementos del medio, todo ello en el momento de la evaluación, permitiendo además una cuantificación de la misma. En la Tabla 5.20 se recogen los resultados obtenidos para los vertederos que se están considerando, incluyendo su clasificación.

La metodología permite también desglosar dicha cuantificación en función de dos aspectos del vertedero que afectan en su posible acción ambiental (Kontos *et al.*, 2005): características de su ubicación y características de su diseño y explotación. Para ello en cada caso se consideran únicamente las variables relacionados con los citados aspectos, obteniéndose así, también para cada elemento del medio, la *Probabilidad de contaminación* debida a la *ubicación* y la *Probabilidad de contaminación* debida a la *explotación y al diseño*.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.19: *Descriptorios ambientales*

Elemento del medio	Descriptorios ambientales	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla de D. Fadrique	V. de Villarrasa (Huelva)	V. de Jaén	V. de Linares (Jaén)	V. de Casares (Málaga)
Aguas superficiales	Tipo de masa de agua (A1)	2	2	1	2	2	1	1
	Usos del agua (A2)	1	1	4	1	4	4	1
	Calidad del agua (A3)	3	3	2	3	4	3	3
Aguas subterráneas	Usos del agua (B1)	1	1	1	1	1	1	1
	Calidad del agua (B2)	1	3	5	3	1	1	5
Atmósfera	Calidad del aire (C1)	3	3	5	4	3	1	4
Suelo	Usos del suelo (D1)	1	1	1	1	1	1	1
	Tipo de vegetación (D2)	1	2	5	1	3	3	2
	Cobertura vegetal (D3)	1	4	5	2	3	3	2

5.3.2.2. Valores ambientales

A partir de los descriptorios ambientales determinados en el apartado 5.3.2., y teniendo en cuenta las expresiones matemáticas 14, 15, 16 y 17 formuladas para ello, se ha procedido a la cuantificación y clasificación el *Valor Ambiental* para cada uno de los elementos del medio. Tal y como se define, este índice permite tener en cuenta la consideración ambiental de cada uno de los componentes medioambientales. La Tabla 5.21 recoge los resultados obtenidos para el mismo, así como su clasificación.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.20: Probabilidades de afección a los elementos del medio de los vertederos seleccionados

Vertedero	Pbc									
	Aguas superficiales		Aguas subterráneas		Atmósfera		Suelo		Salud	
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación
V. de Almería	0,33	Baja	0,33	Baja	0,34	Baja	0,31	Baja	0,30	Baja
V. de Instinción	0,47	Media	0,44	Media	0,61	Alta	0,48	Media	0,43	Media
V. Puebla D. Fadrique	0,51	Media	0,53	Media	0,60	Alta	0,51	Media	0,54	Media
V. de Villarrasa	0,37	Baja	0,34	Baja	0,45	Media	0,39	Baja	0,39	Baja
V. de Jaén	0,51	Media	0,47	Media	0,53	Media	0,46	Media	0,43	Media
V. de Linares	0,55	Media	0,53	Media	0,51	Media	0,57	Media	0,49	Media
V. de Casares (Málaga)	0,21	Baja	0,48	Media	0,21	Baja	0,16	Muy baja	0,23	Baja

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.21: Resumen de los *valores ambientales*

	V. de Almería		V. de Instinción		V. Puebla de D. Fadrique		V. de Villarrasa		V. de Jaén		V. de Linares		V. de Casares	
Aguas superficiales	2,00	Bajo	2,00	Bajo	2,33	Bajo	2,00	Bajo	3,33	Medio	2,66	Medio	1,67	Muy bajo
Aguas subterráneas	1,00	Muy bajo	2,00	Bajo	3,00	Medio	2,00	Bajo	1,00	Muy bajo	1,00	Muy bajo	3,00	Medio
Atmósfera	3,00	Medio	3,00	Medio	5,00	Muy alto	4,00	Alto	3,00	Medio	1,00	Muy bajo	4,00	Alto
Suelo	1,00	Muy bajo	2,33	Bajo	3,66	Alto	1,33	Muy bajo	2,33	Bajo	2,33	Bajo	1,66	Muy bajo
Salud	5,00	Muy alto	5,00	Muy alto	5,00	Muy alto	5,00	Muy alto	5,00	Muy alto	5,00	Muy alto	5,00	Muy alto

5.3.3. Nivel 3. Índice de Riesgo Ambiental

Aunque la Probabilidad de Contaminación permite cuantificar la posible interacción del punto de vertido con los diferentes elementos del medio, finalmente ésta dependerá de la consideración ambiental de dicho elemento del medio, es decir, del Valor Ambiental. Por este motivo ha sido necesario considerar los dos índices determinados en el nivel anterior, dando como resultado uno nuevo, el Índice de Riesgo Ambiental (ecuación 15) y cuyos resultados en los puntos de vertido estudiados se recogen en la Tabla 5.22.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.22: Resumen IRA

Vertedero	IRA									
	Aguas superficiales		Aguas subterráneas		Atmósfera		Suelo		Salud	
	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación	Valor	Clasificación
V. de Almería	0,66	Muy bajo	0,33	Muy bajo	1,02	Bajo	0,31	Muy bajo	1,50	Bajo
V. de Instinción	0,94	Muy bajo	0,88	Muy bajo	1,83	Bajo	1,12	Bajo	2,15	Medio
V. Puebla D. Fadrique	1,23	Bajo	1,59	Bajo	2,80	Medio	1,87	Bajo	2,95	Medio
V. de Villarrasa	1,78	Bajo	0,68	Muy bajo	1,84	Bajo	0,52	Muy bajo	1,90	Bajo
V. de Jaén	1,70	Bajo	0,47	Muy bajo	1,59	Bajo	1,07	Bajo	2,15	Medio
V. de Linares	1,47	Bajo	0,53	Muy bajo	0,51	Muy bajo	1,33	Bajo	2,45	Medio
V. de Casares	0,34	Muy bajo	1,44	Bajo	0,84	Muy bajo	0,27	Muy bajo	1,15	Bajo

5.3.4. Índice de Interacción Medio-Vertedero

Finalmente, en el último nivel, la metodología lleva a cabo una descripción y cuantificación de la afección global del punto de vertido al medio, para lo cual se tendrá en cuenta los Índices de Riesgo de Contaminación para cada uno de los elementos del medio. Este es el índice que evalúa de forma conjunta las diferentes afecciones a cada elemento del medio considerado y pretende ser representativo

del estado ambiental en la interacción punto de vertido – entorno ambiental. Para la determinación en los vertederos considerados se ha utilizado la ecuación 18 que lo define y los resultados obtenidos se recogen en la Tabla 5.23.

Tabla 5.23: *IMV* para el punto de vertido

Vertedero	IMV	
	Valor	Clasificación
V. de Almería	3,82	Muy bajo
V. de Instinción	6,92	Bajo
V. Puebla de D. Fadrique	10,35	Medio
V. de Villarrasa (Huelva)	5,68	Bajo
V. de Jaén	6,98	Bajo
V. de Linares (Jaén)	6,29	Bajo
V. de Casares (Málaga)	4,04	Muy bajo

5.4. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EDIAVE

5.4.1. Coeficientes de ubicación o emplazamiento (CUB)

La aplicación de esta metodología determina en primer lugar el *Coeficiente de ubicación* (ecuación 2), indicador del riesgo que supone el vertedero debido a las características del medio en el que se ubica. El valor final obtenido para este coeficiente no depende de la magnitud o de la composición del vertido, por ello es inverso a la idoneidad del lugar donde se sitúa el vertedero (Moya *et al.*, 2001). En la Tabla 5.24 se recogen los resultados obtenidos en los puntos de vertido que se están considerando.

5.4.2. Coeficientes de tratamiento (CT).

Los tratamientos y la explotación de los puntos de vertido condicionan una problemática añadida al impacto del propio vertedero (Moya *et al.*, 2001; Antunes, 2001). Ésto, según los autores de la metodología EDIADE, motiva que se valoren por separado el grado de afección que cada tipo de tratamiento generaría sobre cada uno de los elementos del medio evaluados.

En el diseño de la metodología EDIAVE se define un índice de tratamiento, para cada uno de los Índices de afección y para los siguientes tratamientos considerados: quema, recubrimiento, mixto o nada. En esta metodología se observa que la quema como un tratamiento que además considera una práctica positiva

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

para las aguas superficiales o subterráneas, ya que se presupone la eliminación de lixiviados; sin embargo agrava la afección negativa a la atmósfera, salud o paisaje, además del riesgo de incendio que supone en vertederos situados en zonas de cierto valor natural. Autores como Kelleher et al. (2002), Wichman et al. (2006) o Paz et al (2003) ponen de manifiesto que la quema de residuos en vertedero no debe ser considerada una práctica o sistema de tratamiento ya colabora en la degradación del entorno del medio ambiente, principalmente en la emisión de contaminantes a la atmósfera que son producidas incluso bajo las mejores condiciones de control del aumento de la temperatura, condiciones de mezcla, tiempo de residencia y concentración de oxígeno suficiente (Martens *et al.*, 1997); los contaminantes son emitidos a la atmósfera sujetos a procesos biológicos, químicos y físicos y son finalmente transferidos y depositados a océanos, sedimentos o suelos, aunque la contaminación decrece con la distancia al punto de vertido (Martens *et al.*, 1997; Kelleher *et al.*, 2002).

A partir de estos valores se ha definido el *Coefficiente de Tratamiento (CT)* (ecuación 5), que se observa está condicionado en gran medida por el de *ubicación (CUB)*, de modo que valores de coeficientes de tratamiento superiores o inferiores al de ubicación expresan respectivamente un incremento o disminución del impacto a consecuencia del tratamiento que se está llevando a cabo. En la Tabla 5.25 se recoge los Índices de Tratamiento para los diferentes puntos de vertido y elementos del medio y finalmente los Coeficientes de Tratamiento finales.

5.4.2. Coeficientes de circunstancias singulares (CS)

El *Coefficiente de circunstancias singulares (CS)* (ecuación 3) *valora* negativamente, desde el punto de vista del impacto ambiental, la presencia en los vertederos de residuos distintos a los domésticos o escombros, concretamente considera neumáticos, residuos industriales, restos de plaguicidas, pilas y otros (Moya *et al.*, 2001).

En la Tabla 5.26. se recoge la situación de los siete puntos de vertido analizados. Se puede observar como en ambos casos hay presencia de neumáticos en los mismos, mientras que en el caso del vertedero incontrolado de la Puebla de D. Fadrique se observa la presencia de numerosas pilas y baterías de vehículos.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.24: Valores de los *Índices de afección* para los vertederos seleccionados

	V. de Almería		V. de Instinción		V. Puebla de D. Fadrique		V. de Villarrasa		V. de Jaén		V. de Linares		V. de Casares	
	Probabilidad de ocurrencia (P)	Calificación del impacto (C)	Probabilidad de ocurrencia (P)	Calificación del impacto (C)	Probabilidad de ocurrencia (P)	Calificación del impacto (C)	Probabilidad de ocurrencia (P)	Calificación del impacto (C)	Probabilidad de ocurrencia (P)	Calificación del impacto (C)	Probabilidad de ocurrencia (P)	Calificación del impacto (C)	Probabilidad de ocurrencia (P)	Calificación del impacto (C)
Aguas superficiales	1	0	1,5	5	1	2	1	0	1,5	2	1	2	1	0
	0	bajo/nulo	7,5	Muy alto	2	bajo/nulo	0	bajo/nulo	3	Medio	2	bajo/nulo	0	bajo/nulo
Aguas subterráneas	1	0	1	2	0	2	0	2	0	2	0	2	1	0
	0	bajo/nulo	2	bajo/nulo	0	bajo/nulo	0	bajo/nulo	0	bajo/nulo	0	bajo/nulo	0	bajo/nulo
Suelos	1	2	1,5	5	1,5	4	1	2	1,5	4	1	2	1	2
	2	bajo/nulo	7,5	Muy Alto	6	Alto	2	bajo/nulo	6	Alto	2	bajo/nulo	2	bajo/nulo
Atmósfera	1	2	1,5	5	1,5	5	1	2	1,5	4	1	2	1	2
	2	bajo/nulo	7,5	Muy Alto	7,5	Muy alto	2	bajo/nulo	6	Alto	2	bajo/nulo	2	bajo/nulo
Patrimonio natural	1	2	1	2	2	5	1	2	1,5	2	1	2	1	2
	2	bajo/nulo	2	bajo/nulo	10	Muy alto	2	bajo/nulo	3	Medio	2	bajo/nulo	2	bajo/nulo
Salud	1	2	1,5	5	1,5	4	1	2	1,5	4	1	4	1,5	2
	2	bajo/nulo	7,5	Muy Alto	6	Alto	2	bajo/nulo	6	Alto	4	Medio	3	bajo/nulo
Paisaje	0		10		10		0		10		10		0	

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.25: Coeficientes de tratamiento para los vertederos seleccionados

	V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla D Fadrique	V. de Villarrasa	V. de Jaén	V. de Linares	V. de Casares
Tsp	2	2	0,75	2	2	2	2
Tsb	1	1	0,75	1	1	1	1
Tsu	1,25	1,25	1	1,25	1,25	1,25	1,25
Tat	0,5	0,5	2	0,5	0,5	0,5	0,5
Tna	2	2	2	2	2	2	2
Tsa	0,75	0,75	1,5	0,75	0,75	0,75	0,75
Tpa	0,75	0,75	2	0,75	0,75	0,75	0,75

Tabla 5.26: Coeficiente de Circunstancias Singulares.

V. de Almería		V. de Instinción		V. Puebla de D. Fadrique		V. de Villarrasa (Huelva)	
Circunstancia	Valor	Circunstancia	Valor	Circunstancia	Valor	Circunstancia	Valor
Existencia de neumáticos (NE).	5	Existencia de neumáticos. (NE)	5	Existencia de neumáticos (NE).	5	Existencia de neumáticos. (NE)	5
Residuos industriales. (RI)	25	Residuos industriales. (RI)	25	Residuos industriales. (RI)	25	Residuos industriales. (RI)	25
Vertidos líquidos. (VL)	30	Vertidos líquidos. (VL)	30	Vertidos líquidos. (VL)	30	Vertidos líquidos. (VL)	30
Acumulación de pilas. (PI)	10	Acumulación de pilas. (PI)	10	Acumulación de pilas. (PI)	10	Acumulación de pilas. (PI)	10
Plaguicidas. (PL)	10	Plaguicidas. (PL)	10	Plaguicidas. (PL)	10	Plaguicidas. (PL)	10
Otros (hospitalarios, animales...) (OT)	20	Otros (hospitalarios, animales...) (OT)	20	Otros (hospitalarios, animales...) (OT)	20	Otros (hospitalarios, animales...) (OT)	20

Tabla 5.26: Coeficiente de Circunstancias Singulares (Continuación).

V. de Jaén		V. de Linares (Jaén)		V. de Casares (Málaga)	
Circunstancia	Valor	Circunstancia	Valor	Circunstancia	Valor
Existencia de neumáticos (NE).	5	Existencia de neumáticos. (NE)	5	Existencia de neumáticos (NE).	5
Residuos industriales. (RI)	25	Residuos industriales. (RI)	25	Residuos industriales. (RI)	25
Vertidos líquidos. (VL)	30	Vertidos líquidos. (VL)	30	Vertidos líquidos. (VL)	30
Acumulación de pilas. (PI)	10	Acumulación de pilas. (PI)	10	Acumulación de pilas. (PI)	10
Plaguicidas. (PL)	10	Plaguicidas. (PL)	10	Plaguicidas. (PL)	10
Otros (hospitalarios, animales...) (OT)	20	Otros (hospitalarios, animales...) (OT)	20	Otros (hospitalarios, animales...) (OT)	20

5.4.3. Coeficientes de impactos evidentes (IE)

El *Coeficiente de Impactos Evidentes (IE)* (ecuación 4) es un indicador del estado general del vertedero, valorado mediante apreciaciones referidas a su control y gestión (quema de neumáticos, combustión incontrolada, rebusca, dispersión por vientos, abundancia de roedores e insectos, aparición de lixiviados) (Moya *et al.*, 2001). En la Tabla 5.27 se recogen las características observadas en la visita a los puntos de vertido.

Entre otros impactos evidentes se observan dispersión por vientos (Calvo, 2003; Fantelli y Álvaro, 2001; Glysson, 2003), presencia de lixiviados (Bleiker *t al.*, 1995; Fantelli y Álvaro, 2001; Isidoro *et al.*, 2003; Glysson, 2003; Jones *et al.*, 2005; Cortijo *et al.*, 2007), combustión incontrolada (Castro *et al.*, 2001) y la presencia de insectos y roedores (Stegman, 1983; Hontoria y Zamorano, 2000; Al-Yaquot *et al.*, 2002).

Tabla 5.27: Coeficiente de *Impactos Evidentes*.

V. de Almería		V. de Instinción		V. Puebla de D. Fadrique		V. de Villarrasa (Huelva)	
Impacto	Valor	Impacto	Valor	Impacto	Valor	Impacto	Valor
Presencia de lixiviados. (LIX)	30	Presencia de lixiviados. (LIX)	30	Presencia de lixiviados. (LIX)	30	Presencia de lixiviados. (LIX)	30
Quema de neumáticos. (NA)	25	Quema de neumáticos. (NA)	25	Quema de neumáticos. (NA)	25	Quema de neumáticos. (NA)	25
Combustión incontrolada. (CO)	30	Combustión incontrolada. (CO)	30	Combustión incontrolada. (CO)	30	Combustión incontrolada. (CO)	30
Abundancia de insectos o roedores. (INS)	10	Abundancia de insectos o roedores. (INS)	10	Abundancia de insectos o roedores. (INS)	10	Abundancia de insectos o roedores. (INS)	10
Rebusca o transeúntes. (RE)	20	Rebusca o transeúntes. (RE)	20	Rebusca o transeúntes. (RE)	20	Rebusca o transeúntes. (RE)	20
Sustrato permeable. (PE)	25	Sustrato permeable. (PE)	25	Sustrato permeable. (PE)	25	Sustrato permeable. (PE)	25
Dispersión por vientos. (DV)	10	Dispersión por vientos. (DV)	10	Dispersión por vientos. (DV)	10	Dispersión por vientos. (DV)	10

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.27: Coeficiente de *Impactos Evidentes*. Continuación.

V. de Jaén		V. de Linares (Jaén)		V. de Casares (Málaga)	
Impacto	Valor	Impacto	Valor	Impacto	Valor
Presencia de lixiviados. (LIX)	30	Presencia de lixiviados. (LIX)	30	Presencia de lixiviados. (LIX)	30
Quema de neumáticos. (NA)	25	Quema de neumáticos. (NA)	25	Quema de neumáticos. (NA)	25
Combustión incontrolada. (CO)	30	Combustión incontrolada. (CO)	30	Combustión incontrolada. (CO)	30
Abundancia de insectos o roedores. (INS)	10	Abundancia de insectos o roedores. (INS)	10	Abundancia de insectos o roedores. (INS)	10
Rebusca o transeúntes. (RE)	20	Rebusca o transeúntes. (RE)	20	Rebusca o transeúntes. (RE)	20
Sustrato permeable. (PE)	25	Sustrato permeable. (PE)	25	Sustrato permeable. (PE)	25
Dispersión por vientos. (DV)	10	Dispersión por vientos. (DV)	10	Dispersión por vientos. (DV)	10

5.4.4. Coeficientes de magnitud (CP)

La magnitud del vertedero se ha considerado en proporción directa a la población vertedero estimada (Moya *et al.*, 2001) y se mueve en el intervalo de valor mínimo 2 y máximo 10. En la Tabla 5.28 se representa el CP cuyos valores oscilan entre el valor máximo de 10 y el valor mínimo de 3.

Tabla 5.28: *Coeficiente de Magnitud del Vertedero*.

V. de Almería	V. de Instinción	V. Puebla de D. Fadrique	V. de Villarrasa (Huelva)	V. de Jaén	V. de Linares (Jaén)	V. de Casares (Málaga)
10	3	5	10	10	10	10

5.4.5. Coeficientes finales (CFIN)

El *Coeficiente Final (CFIN)* (ecuación 6) es un indicador de la potencialidad futura del vertedero en virtud de su tamaño, emplazamiento, tipología de los residuos y tratamiento.

Es el coeficiente determinante en la valoración del vertedero y es una magnitud globalizadora de la información que ha sido recogida previamente y que permite

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

discernir cuantos otros indicadores de afecciones puntuales entran en discordia. Es por tanto un factor de cuantificación relativa del vertedero respecto a los demás, que permite establecer una priorización (Tabla 5.29).

Tabla 5.29: Resultados del *CFIN*

		Coeficiente		Valor
V. de Almería	P1	CUB	9	90
	P2	CS	0	0,73
		IE	1	
		CT	11,25	
	P3	0,8		
CFIN			72,58	MEDIO
V. de Instinción	P1	CUB	51,50	515,00
	P2	CS	2	33,77
		IE	6	
		CT	65,44	
	P3	0,24		
CFIN			131,71	ALTO
V. Puebla de D. Fadrique	P1	CUB	42,75	427,50
	P2	CS	1,5	29,25
		IE	5	
		CT	70	
	P3	0,4		
CFIN			182,74	ALTO
V. de Villarrasa (Huelva)	P1	CUB	9	90
	P2	CS	0,5	3,27
		IE	4	
		CT	11,25	
	P3	0,8		
CFIN			74,61	MEDIO
V. de Jaén	P1	CUB	21	210
	P2	CS	2,5	7,33
		IE	2	
		CT	25,25	
	P3	0,8		
CFIN			173,90	ALTO
V. de Linares (Jaén)	P1	CUB		33,5
	P2	CS		1,5
		IE		4
		CT		40,5
	P3	0,8		
CFIN			279,5	ALTO
V. de Casares (Málaga)	P1	CUB	10,5	105
	P2	CS	0,5	0,39
		IE	0	
		CT	12,38	
	P3	0,8		
CFIN			84,32	MEDIO

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

5.5. COMPARATIVA DE LOS RESULTADOS DE APLICACIÓN DE LAS METODOLOGÍAS EVIAVE y EDIAVE

Una vez aplicadas las dos metodologías a los puntos de vertido seleccionados, se va a proceder a un análisis de los resultados obtenidos en las mismas con la finalidad de comparar los resultados y ver si existe o no una gran diferencia entre ellos.

5.5.1. Elementos del medio considerados en cada metodología

La metodología EVIAVE considera que los elementos del medio que pueden verse afectados por la presencia de un vertedero son: *aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo y salud y sociedad*. La metodología EDIAVE, añade a los elementos del medio anteriores otros dos más: *patrimonio natural y paisaje*; también hay que añadir que el elemento del medio salud únicamente hace referencia a la salud humana, sin tener en consideración aspectos sociales, que sí han sido incluidos en la metodología EVIAVE, y que pretenden considerar el rechazo que provoca la ubicación de un vertedero desde el punto de vista social, conocido como *Síndrome No en Mi Patio Trasero* (NIMBY) (Kontos et al., 2005).

La metodología EVIAVE al no considerar el patrimonio natural como un elemento del medio que puede verse afectado no implica que no se haya tenido en cuenta. En la cuantificación del Valor Ambiental se especifica que en el caso de existir un punto de vertido dentro de algún espacio natural que esté sujeto a alguna de las figuras de protección establecidas por la legislación vigente, dicho índice tomará valor máximo 5 para todos los elementos del medio, sin necesidad de llevar a cabo la clasificación de los descriptores ambientales. Se entiende que un espacio protegido implica una riqueza y biodiversidad que normalmente afecta a diferentes aspectos del medio como aguas, suelo, flora, fauna, etc (Antunes *et al.*, 2001; Zamorano *et al.*, 2006; El-Fadel *et al.*, 1997; Chofqui *et al.*, 2004; Leao *et al.*, 2004). Además en el caso de elementos del medio como las aguas superficiales o el suelo, algunos de los descriptores seleccionados (tipo de masas de agua, tipo de vegetación) alcanzan valor máximo en el caso en el que exista flora o fauna con características especiales; por ejemplo el descriptor *Calidad de las aguas superficiales* alcanza valor máximo 5 en el caso en el que éstas se clasifiquen como en muy buen estado (es decir sin alteraciones antropogénicas de las calidades físico-químicas e hidromórficas correspondientes al tipo de masa de aguas

superficial, correspondiendo a Índice BMWP I, SCAF E5, que se corresponden con aguas claras sin aparente contaminación) y que además existan especies animales y/o vegetales de protección especial.

En lo que respecta al paisaje, ya se explicó en su momento, a la hora de justificar para la metodología EVIAVE la selección de los elementos del medio considerados, que los diferentes rasgos que se engloban en el estudio del paisaje (físicos, bióticos y actuaciones humanas) se recogen como variables, descriptores medioambientales, o bien en la propia justificación de formulación del Valor Ambiental; por ejemplo en el elemento del medio salud y sociedad se incluye la variable *visibilidad*. En cualquier caso la valoración del paisaje está sujeta normalmente a paneles de expertos y suele presentar un importante grado de subjetividad en la valoración que se realiza del paisaje. Este hecho se pone de manifiesto en el caso de la metodología EDIADE que incluye en la definición de este elemento del medio el impacto visual del vertedero desde áreas urbanas y vías transitadas, teniendo en cuenta la entidad del vertedero, su tipo de tratamiento y la sensibilidad de la zona donde se ubica; no obstante, tal y como está definida, es el evaluador el que realiza la elección del valor que se le asigna, aceptando únicamente dos valores para la cuantificación del impacto producido sobre él: el máximo (10) correspondiente a la existencia de impacto visual, y el valor mínimo (0) en el caso de impacto bajo/nulo.

Se puede concluir por tanto que no existen diferencias importantes entre los elementos del medio considerados por ambas metodologías.

5.5.2. Cuantificación de la afección global

En ambos casos las metodologías permiten generar un índice que cuantifica globalmente los efectos que produce el punto de vertido analizado sobre el medio ambiente. El IMV utilizado por EVIAVE es un índice que toma valores entre 0 y 25, mientras que el CFIN utilizado por EDIAVE lo hace entre 0 y 1000.

En los resultados obtenidos para los vertederos analizados (Figuras 5.8 y 5.9), se puede observar que existe cierto paralelismo en el orden de prioridad que los índices de evaluación global de los diferentes puntos de vertido permiten generar, aunque no coinciden totalmente. El vertedero que presenta mayores diferencias es el de Linares (Jaén) que presenta un Coeficiente Final mayor que el resto de los

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

puntos de vertido, con la aplicación de la metodología EDIAVE, mientras que en el caso de la metodología EVIAVE se encuentra en un puesto intermedio en la lista. La razón viene motivada de la mala valoración que desde el punto de vista ambiental se hace de los diferentes elementos del medio a lo que se le añade la gran cantidad de población que vierte en él.

En el resto de los casos, los vertederos de rechazo (Almería, Casares y Villarrasa), diseñados y gestionados teniendo en cuenta los criterios establecidos por la legislación vigente, son los que presentan una afección ambiental menor con las dos metodologías; los vertederos ubicados y diseñados antes de la aprobación de la Directiva 31/99 y el Real Decreto 1481/2001, y que han venido desarrollando ninguna (Puebla de D. Fadrique e Instinción) o algunas labores de explotación (Jaén y Linares), pero sin que en este último caso se alcance el grado exigido por la normativa, que recogen residuos sin separación previa, ocupan los primeros puestos en la lista de prioridades en ambos casos.

Tabla 5.30: Lista de prioridades de actuación para las dos metodologías

Orden de prioridad de actuación	Metodología EVIAVE	Metodología EDIAVE
1º	Puebla de don Fadrique (Granada)	Linares (Jaén)
2º	Jaén	Puebla de don Fadrique (Granada)
3º	Instinción (Almería)	Jaén
4º	Linares (Jaén)	Instinción (Almería)
5º	Villarrasa (Huelva)	Casares (Málaga)
6º	Casares (Málaga)	Villarrasa (Huelva)
7º	Almería	Almería

Además de cuantificar el impacto global de los puntos de vertido, con las dos metodologías se permite hacer una clasificación del mismo. El IMV de la metodología EVIAVE clasifica los valores obtenidos en un intervalo homogéneo de cinco grados de afección (muy alto, alto, medio, bajo y muy bajo). En el caso de la metodología EDIAVE, la clasificación de su *coeficiente final* se ha hecho diferenciando cuatro intervalos no homogéneos (muy alto, alto, medio y bajo), de manera que éstos intervalos se van ampliando a medida que se incrementa el daño ambiental. En consecuencia, y tal y como se observa en la Tabla 5.30, la clasificación que se hace de la afección del punto de vertido es diferente a la hora de aplicar las dos metodologías. En el caso de EVIAVE en ningún caso se alcanzan

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

valores calificados como Altos o Muy altos; sin embargo en EDIAVE cuatro de ellos tienen un impacto calificado como alto y los otros tres lo hacen como medio.

Si se adapta la clasificación del impacto de la metodología EVIAVE a la de EDIAVE, es decir, de cinco intervalos homogéneos se pasa a cuatro no homogéneos (Tabla 5.31), se puede observar que en este caso no hay grandes diferencias en la valoración de los impactos (Tabla 5.32), presentándose sólo diferencias en los vertederos de la Puebla de D. Fadrique y Villarrasa, cuya etiqueta corresponde a un grado de afección mayor.

Tabla 5.31: Comparativa entre la Metodología EVIAVE y EVIAVE adaptada

Intervalos EVIAVE	Intervalos EVIAVE adaptada
0-5	0-1,2
5-10	1,2-5
10-15	5-7,5
15-20	> 7,5
20-25	

Tabla 5.32: Lista de prioridades de actuación para las dos metodologías

Orden de prioridad de actuación	Metodología EVIAVE	Metodología EDIADE	Metodología EVIAVE adaptada
Puebla de don Fadrique (Granada)	Medio	Alto	Muy alto
Jaén	Bajo	Alto	Alto
Instinción (Almería)	Bajo	Alto	Alto
Linares (Jaén)	Bajo	Alto	Alto
Villarrasa (Huelva)	Bajo	Medio	Alto
Casares (Málaga)	Muy bajo	Medio	Medio
Almería	Muy bajo	Medio	Medio

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

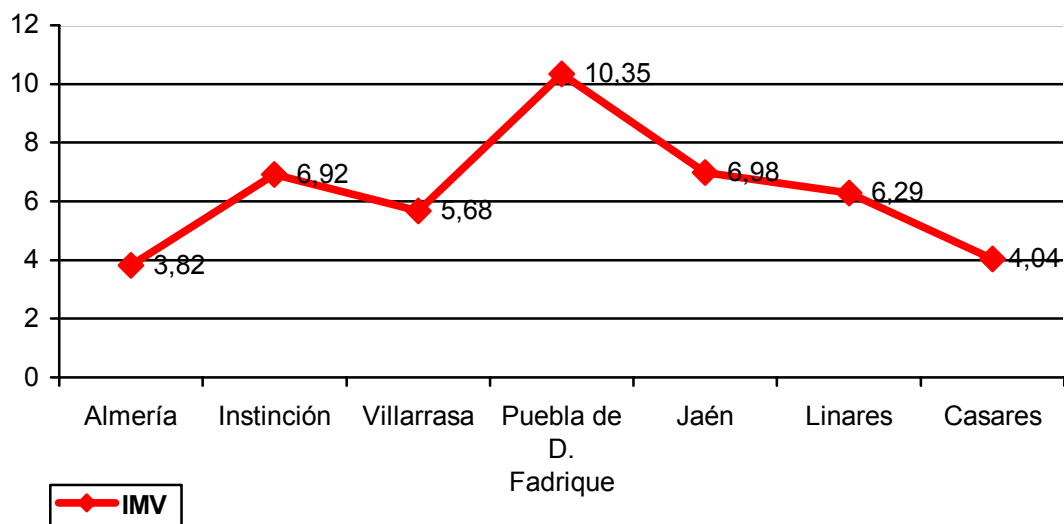


Figura 5.8: Resultados *IMV* para los vertederos seleccionados

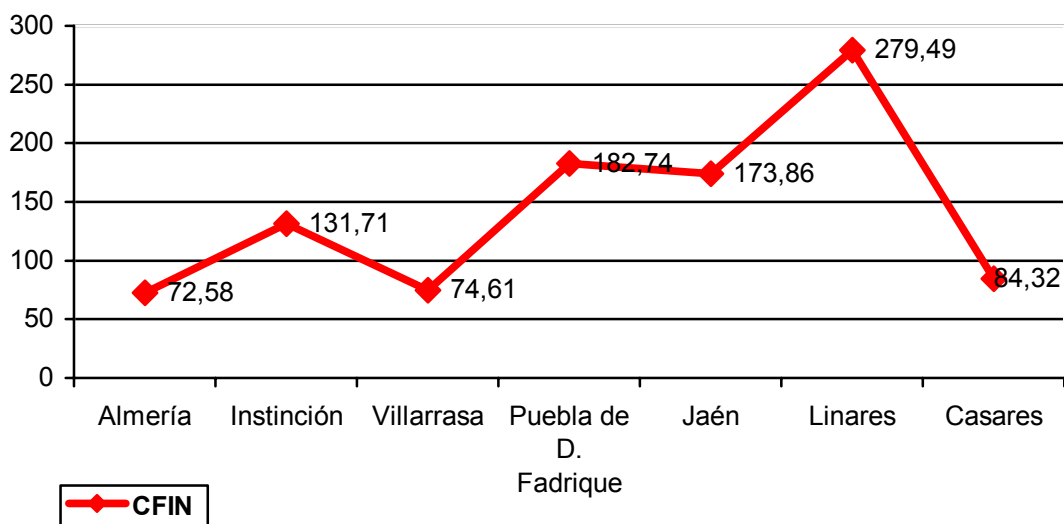


Figura 5.9: Resultados *CFIN* para los vertederos seleccionados

Se concluye por tanto que la cuantificación global del impacto que se hace con ambas metodologías en los puntos de vertido seleccionados no presencia diferencias significativas.

5.5.3. Cuantificación de la afección para cada elemento del medio

La metodología EVIAVE permite cuantificar y clasificar el impacto generado por los puntos de vertido, para cada uno de los elementos del medio considerados. Para ello se define el Índice de Riesgo Ambiental que tomará valores entre 0 y 5,

clasificando el impacto en cinco intervalos homogéneos (muy alto, alto, medio, bajo y muy bajo). En la Tabla 5.22 se recogen los IRA para los vertederos seleccionados. Se puede observar como en ningún caso alcanzan valores clasificados como muy altos y altos; el elemento del medio salud y sociedad es el que en todos los casos presenta la clasificación más altas (debido fundamentalmente a la asignación de la valoración máxima impuesta por la propia metodología), seguido por la atmósfera, suelo, aguas superficiales y aguas subterráneas (este último se corresponde con la inexistencia en la mayoría de los casos de acuíferos bajo las zonas de vertido seleccionadas).

En el caso de la metodología EDIAVE la cuantificación se hace mediante el Índice de Afección, que contempla dos aspectos del impacto: la probabilidad de ocurrencia y la calificación del impacto, salvo en el caso del paisaje que, tal y como se ha explicado anteriormente, presenta dos únicos valores según se encuentre afectado (10) o no (0). En la Tabla 5.24 se recogen los Índices de Afección para los vertederos seleccionados. En este caso se observa que también en éste caso salud, atmósfera y suelo son los elementos del medio que presentan valores más elevados.

En cuanto a la clasificación del impacto se puede observar un elevado grado de similitud entre las dos metodologías, salvo casos puntuales como ocurre en la valoración que de las aguas superficiales, atmósfera y salud se realiza del vertedero de Instinción, y de la valoración que del suelo se realiza del vertedero de Puebla de D. Fadrique. En ambos casos, la explicación a las diferencias mostradas pueden manifestarse por las restricciones impuestas por el evaluador durante la aplicación de la metodología EDIAVE que establecen una máxima afección para los elementos del medio referidos y que están derivados de una máxima *calificación del impacto* y una *probabilidad de ocurrencia alta*. Dicha metodología no establece con claridad cuando han de aplicarse unas u otras valoraciones introduciendo de este modo cierta subjetividad (se tienen en cuenta aspectos tales como la inexistencia de vallado, el aprovechamiento hecho de las aguas superficiales, el tratamiento que de los residuos se hace, la dispersión de materiales debida al viento y la afección de las salud de las personas que viven en viviendas cercanas).

Se puede concluir que la valoración que se hace del impacto para los distintos elementos del medio, con ambas metodologías, es similar, no presentando grandes diferencias.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.32: Comparación de las valoraciones realizadas por ambas metodologías en la afección a los elementos del medio

VERTEDEROS	Aguas superficiales		Aguas subterráneas		Atmósfera		Suelo		Salud	
	EDIAVE	EVIAVE	EDIAVE	EVIAVE	EDIAVE	EVIAVE	EDIAVE	EVIAVE	EDIAVE	EVIAVE
V. de Almería	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Bajo
V. de Instinción	Muy alto	Muy bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Muy alto	Bajo	Bajo /nulo	Bajo	Muy alto	Medio
V. Puebla D. Fadrique	Bajo /nulo	Bajo	Bajo /nulo	Bajo	Alto	Medio	Muy alto	Bajo	Alto	Medio
V. de Villarrasa	Bajo /nulo	Bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Bajo
V. de Jaén	medio	Bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Alto	Bajo	medio	Bajo	Alto	Medio
V. de Linares	Bajo /nulo	Bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Bajo	Medio	Medio
V. de Casares	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Bajo /nulo	Muy bajo	Medio	Bajo

5.5.4. Cuantificación de la idoneidad de la ubicación

Tanto la metodología EVIAVE como EDIAVE generan índices que permiten hacer una valoración de la idoneidad de la ubicación de los puntos de vertido. No obstante se observan diferencias importantes en la determinación de dichos índices:

- Una primera diferencia que existe entre ambas metodologías es que EDIAVE genera un único índice que determina la idoneidad de ubicación en relación a los siete elementos del medio considerados, y que se denomina Coeficiente de Ubicación o Emplazamiento. Sin embargo, para el caso de la metodología

EVIAVE no se hace una valoración global de la idoneidad de ubicación del punto de vertido, sino que hay que analizar dos índices: por un lado la Probabilidad de Contaminación debido a la ubicación y por otro el Valor Ambiental, y en ambos casos para cada elemento del medio.

- Aunque ambos índices han sido definidos para cuantificar la idoneidad de los puntos de vertido, el grado de información que aportan es muy diferente ya que los datos de partida para su cálculo también lo son. La metodología EVIAVE determina las diferentes probabilidades de contaminación a partir de las clasificaciones de las variables de vertedero, seleccionadas por su influencia en los procesos físicos y químicos que se producen en el punto de vertido, y relacionados con las características del medio en el que se ubican; además se tienen en cuenta los descriptores ambientales definidos para el cálculo del valor ambiental, con los que se hace referencia a aquellas características de los elementos del medio que son susceptibles de verse afectadas por la presencia de vertederos. En cualquier caso su selección y clasificación está justificada por bibliografía especializada, estudios de ubicación, así como exigencias legales en nuestro país y en Europa. La metodología EDIAVE determina el Coeficiente de Ubicación teniendo en cuenta la *Probabilidad de ocurrencia (P)* y la *Calificación del impacto (C)*, es decir a partir del Índice de afección para los diferentes elementos del medio; finalmente dichos índices se multiplican por un peso específico que depende de la sensibilidad del elemento ante el impacto y de su capacidad de recuperación. En esta metodología no se dan directrices que ayuden a hacer una selección de los valores que se asignan a la Probabilidad de ocurrencia, la Calificación del impacto o el peso específico por lo que para asignar los valores hay que tener en cuenta la información disponible del punto de vertido y su entorno, las observaciones hechas en la visita a los mismos y finalmente la opinión del experto que lleva a cabo la valoración. Por este motivo, en su aplicación a los vertederos que se han considerado en este trabajo, se pudo observar un elevado grado de subjetividad.
- También en este caso el criterio de clasificación de estos índices es diferente en las dos metodologías; en ambos casos se distinguen cinco intervalos para los índices implicados, pero en el caso de la Probabilidad de Contaminación debido a la ubicación y el Valor Ambiental en EVIAVE éstos son homogéneos, mientras que para el Coeficiente de Ubicación de la metodología EDIAVE, son no homogéneos y crecientes a medida que se incrementa el valor del impacto.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 5.34: Comparación de la idoneidad de ubicación por ambas metodologías

VERTEDEROS	Aguas superficiales		Aguas subterráneas		Atmósfera		Suelo		Salud	
	EDIAVE	EVIAVE	EDIAVE	EVIAVE	EDIAVE	EVIAVE	EDIAVE	EVIAVE	EDIAVE	EVIAVE
V. de Almería	0 bajo /nulo	0,1 Muy baja	0 bajo /nulo	0,07 Muy baja	2 Bajo /nulo	0,32 Muy baja	2 bajo /nulo	0,13 Muy baja	2 Bajo /nulo	0,22 Baja
V. de Instinción	7,5 Muy alto	0,26 Baja	2 bajo /nulo	0,16 Muy baja	7,5 Muy Alto	0,56 Media	7,5 Muy alto	0,28 Baja	7,5 Muy alto	0,18 Muy baja
V. Puebla D. Fadrique	2 Bajo/ nulo	0,12 Muy baja	0 bajo /nulo	0,16 Muy baja	7,5 Muy alto	0,2 Baja	6 Alto	0,05 Muy baja	6 Alto	0,36 Baja
V. de Villarrasa	0 Bajo/ nulo	0,2 Baja	0 bajo /nulo	0,09 Muy baja	2 Bajo/ nulo	0,28 Baja	2 Bajo /nulo	0,1 Muy baja	2 Bajo /nulo	0,2 Baja
V. de Jaén	3 Medio	0,3 Baja	0 bajo /nulo	0,11 Muy baja	6 Alto	0,32 Baja	6 Alto	0,13 Muy baja	6 Alto	0,22 Muy baja
V. de Linares	2 Bajo/ nulo	0,28 Baja	0 bajo /nulo	0,2 Baja	2 bajo/ nulo	0,6 Alta	2 Bajo /nulo	0,3 Baja	4 Medio	0,24 Baja
V. de Casares	0 Bajo /nulo	0,32 Baja	0 bajo /nulo	0,13 Muy baja	2 Bajo/ nulo	0,36 Baja	2 Bajo /nulo	0,15 Muy baja	3 Bajo / nulo	0,36 Baja

En consecuencia si se analiza la el paralelismo entre las aplicaciones de las dos metodologías en los vertederos seleccionados se comprueba que en ambos casos los vertederos que mejor ubicación tienen son los de Almería y Casares seguidos por el de Villarrasa. Por otro lado, el vertedero cuya ubicación se consideran más desfavorables son los vertederos incontrolados de Instinción y de Puebla de D. Fadrique así como el vertedero controlado de Jaén, en ambos casos las peores valoraciones corresponden con la influencia a los elementos del medio aguas superficiales, atmósfera, suelo y salud (Tabla 5.34).

Si se comparan específicamente las valoraciones establecidas por unas y otra metodología se puede concluir que presentan cierto paralelismo excepto para algunos casos como son por ejemplo la valoración de la atmósfera que se realiza a los vertederos de Instinción, Puebla de D Fadrique, Jaén y Linares o la que se produce por el elemento del medio salud en los vertederos Instinción, Puebla de D. Fadrique y Jaén. La explicación a este hecho puede encontrarse en la propia definición de las metodologías y en la posible subjetividad introducida por los evaluadores.

Hay que destacar que ambas metodologías coinciden en que todos los vertederos presentan una buena ubicación en lo que se refiere a las aguas subterráneas.

5.5.5. Cuantificación de la idoneidad de explotación

La metodología EVIAVE permite la cuantificación de la idoneidad en el diseño y las labores de explotación que se llevaban a cabo en los puntos de vertido en el momento de la visita. Para ello se utiliza el índice denominado *Probabilidad de Contaminación debida al diseño y explotación* para cada uno de los elementos del medio considerados. Al igual que en el caso de la idoneidad de ubicación, también en el caso de la explotación la cuantificación no es global, sino para cada elemento del medio por separado.

En lo que se refiere a la metodología EDIAVE hay que considerar tres índices relacionados con la idoneidad de las labores de explotación de la instalación como son el *Coficiente de Tratamiento*, el *Coficiente de Impactos Evidentes* y el *Coficiente de Circunstancias Singulares*. Estos tres coeficientes son valorados por dicha metodología mediante P_2 .

En primer lugar se determina el *Coficiente de tratamiento*, el cual valora por separado el grado de afección que cada tipo de tratamiento generaría sobre cada uno de los elementos del medio evaluados (Moya *et al.*, 2001). Para ello se ha definido un índice de tratamiento, para cada uno de los Índices de afección y para los siguientes tratamientos considerados: quema, recubrimiento, mixto o nada. En esta metodología se observa que la quema como un tratamiento que además considera una práctica positiva para las aguas superficiales o subterráneas, ya que se presupone la eliminación de lixiviados; sin embargo agrava la afección negativa a la atmósfera, salud o paisaje, además del riesgo de incendio que supone en vertederos situados en zonas de cierto valor natural. Autores como Kelleher *et al.*

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

(2002), Wichman et al. (2006) o Paz et al (2003) ponen de manifiesto que la quema de residuos en vertedero no debe ser considerada una práctica o sistema de tratamiento ya colabora en la degradación del entorno del medio ambiente, principalmente en la emisión de contaminantes a la atmósfera que son producidas incluso bajo las mejores condiciones de control del aumento de la temperatura, condiciones de mezcla, tiempo de residencia y concentración de oxígeno suficiente (Martens *et al.*, 1997); los contaminantes son emitidos a la atmósfera sujetos a procesos biológicos, químicos y físicos y son finalmente transferidos y depositados a océanos, sedimentos o suelos, aunque la contaminación decrece con la distancia al punto de vertido (Martens *et al.*, 1997; Kelleher *et al.*, 2002). A partir de estos valores se ha definido el *Coefficiente de Tratamiento* que se ha observado está condicionado en gran medida por el de *ubicación (CUB)*, es decir no es una valoración exclusivamente de la idoneidad de la explotación, de modo que valores de coeficientes de tratamiento superiores o inferiores al de ubicación expresan respectivamente un incremento o disminución del impacto a consecuencia del tratamiento que se está llevando a cabo.

En lo que respecta al *Coefficiente de Impactos Evidentes*, un indicador del estado general del vertedero, valorado mediante apreciaciones referidas a su control y gestión (quema de neumáticos, combustión incontrolada, rebusca, dispersión por vientos, abundancia de roedores e insectos, aparición de lixiviados) (Moya *et al.*, 2001). Para ello se contempla la identificación de impactos que determinados autores han relacionada con un adecuado control de la instalación, como la dispersión por vientos (Calvo, 2003; Fantelli y Álvaro, 2001; Glysson, 2003), presencia de lixiviados (Bleiker *t al.*, 1995; Fantelli y Álvaro, 2001; Isidoro *et al.*, 2003; Glysson, 2003; Jones *et al.*, 2005; Cortijo *et al.*, 2007), combustión incontrolada (Castro *et al.*, 2001) y la presencia de insectos y roedores (Stegman, 1983; Hontoria y Zamorano, 2000; Al-Yaquot *et al.*, 2002). Estos impactos pueden relacionarse con variables identificadas en el caso de la metodología EVIAVE, por ejemplo: *control de lixiviados, control de gases, asentamiento de la masa de vertido o estado de los caminos internos*. Sin embargo la cuantificación que se hace de estos impactos es muy diferente en ambas metodologías; en el caso de la EVIAVE, se hace mediante la clasificación de la misma con valores 1, 2, 3, 4 ó 5, en función de una serie de características y criterios bibliográficamente justificados; en la metodología EDIAVE, se considera la presencia o no de ese impacto, asignándole, en caso de existir, un único valor, que variará en función del mismo (y que se mueve entre el valor 10 y el 30). En la mayoría de los vertederos estudiados los

impactos evidentes han sido la existencia de lixiviados, la presencia de insectos y la dispersión debida al viento.

El *Coefficiente de Circunstancias Singulares* pretende resumir aquellos aspectos singulares relacionados con la composición del vertido, o sea, la presencia de componentes distintos a los residuos domésticos (Moya *et al.*, 2001). Por ello define seis circunstancias: existencia de neumáticos, residuos industriales, vertidos líquidos, acumulación de pilas, plaguicidas y otros (valorándose entre 5 y 30). El tipo de residuo dispuesto en el vertedero es determinante en lo que se refiere a la toxicidad del lixiviado y a la producción de biogás (Ettala *et al.*, 1996; Christensen *et al.*, 2000; Colomer y Gallardo, 2005; Sivertesen, 2006). En el caso de existir grandes cantidades de residuos peligrosos, el lixiviado se transforma en muy agresivo frente a los elementos del medio, de ahí la importancia de considerar la tipología de los residuos a la hora de analizar su riesgo de contaminación (Bleiker *et al.*, 1995; Fantelli y Álvaro, 2001; Isidoro *et al.*, 2003; Glysson *et al.*, 2003; Jones *et al.*, 2005; Cortijo *et al.*, 2007).

Se puede concluir que tanto EVIAVE como EDIAVE utilizan un solo índice (Pb_0 y P_2 respectivamente) con la diferencia que la primera metodología permite la valoración de cada uno de los elementos del medio analizados y la segunda no, pues genera un valor global. Tal y como se ha especificado P_2 es calculado por tres coeficientes que a su vez tampoco hacen distinción de los diferentes elementos del medio. Por este motivo resulta imposible realizar la comparación entre ambas para conocer el paralelismo existente.

5.5.6. Apartado final de conclusiones

El estudio comparado de las dos metodologías ha mostrado que a pesar de tener bases de cálculo y clasificación diferentes, finalmente los resultados generados en cuanto a la cuantificación parcial para cada elemento del medio, así como la global del impacto generado por los vertederos estudiados es similar, no existiendo diferencias significativas entre ellas. Las diferencias encontradas pueden explicarse fundamentalmente por la subjetividad y falta de concreción inherente a la metodología EDIAVE pues no aporta información al usuario para su aplicación.

Por otro lado, aunque EDIAVE utiliza mayor cantidad de coeficientes no es mayor la información que aporta del estado del vertedero, pues es la metodología EVIAVE la

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

que mayor grado de detalle aporta pues contempla mayor cantidad de variables de vertedero y de descriptores ambientales. Ésta última permite, como hemos visto, priorizar las variables de vertedero con peor valoración y la posibilidad posterior de su utilización en los Planes de Explotación o de Acondicionamiento. Así se disminuye los impactos y se favorece la planificación de actuaciones de mejora continuada en los puntos de vertido.

Por los motivos anteriormente expuestos, y dado que la metodología EDIAVE ha sido avalada por expertos, se puede concluir que en una primera etapa se ha validado la metodología EVIAVE. No obstante, será necesaria su aplicación a mayor número de vertederos que junto a la opinión de un panel de expertos finalmente permitan su validación definitiva.

5.6. **BIBLIOGRAFÍA.**

- Acurio G., Rossin A., Teisera P., Zepeda F. (1997). Diagnóstico de la situación del manejo de residuo sólidos municipales en América latina y el Caribe. En serie ambiental nº 18. Organización Panamericana de la salud (OPS) y Banco interamericano de desarrollo (BID). Washington D.C. Estados Unidos.
- Agelvis R., Naranjo H., Rincones M., Sánchez R. (1999). Metodología para el diseño, operación, control y mantenimiento de rellenos sanitarios en Venezuela. Una proposición. Revista de la Facultad de Ingeniería de la UCV, 14 (2), 5-16.
- Al-Yaqout A.F.; Koushki P.A.; Hamoda M.F. (2002) Public opinion and siting solid waste landfills in Kuwait. Resources, conservation and recycling, 35, pp 215-227. Elsevier.
- Alonso M.J., Arnaiz M.A., Moreno I., Quintana R., Sacristán J.A. Derribos y demoliciones. Revista de Edificación nº 14 1993
- Anderson W. Caribbean Environmental law development and application. Environmental legislative and judicial developments in the English-speaking Caribbean countries in the context of compliance with Agenda 21 and the Rio Agreements. Ciudad de México: PNUMA. 2002.
- Antunes P, Santos R, Jordao L. The application of Geographical Information Systems to determine environmental impact significance. Environmental Impact Assessment Review 21 (2001) 511 –535.

- Bertoni D., Mazzali P., Vignali A. *Analisi e controllo degli odori*. Ed. Pitagora. 1993.
- Bleiker et al. *Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity*. 1995.
- Calvo F. Tesis doctoral. *Metodología de diagnóstico y caracterización ambiental de vertederos de residuos urbanos para su control, cierre, sellado y reinserción al medio*. Universidad de Granada. 2003.
- Castro J.M., Salvo E., Márquez A., Alcántara A. *Bases para un sistema de indicadores de medio ambiente urbano en Andalucía. Experiencias internacionales en la medición de la sostenibilidad en las ciudades*. Consejería de Medio Ambiente. 2001.
- Christiansen, Cossu, Diaz, Lechner, Stegmann, Lagerkvist. (2000). *Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfill*. Curso superior sobre gestión y diseño de vertederos. CER (Club Español de los Residuos).
- Chofqui A; Younsi A; Lhadi EK.;Mania J.; Mudry J.; Veron A. *Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco)*. *Journal of African earth sciences*. Elsevier. 2004.
- Colomer F. y Gallardo A. *Identificación de los peligros asociados a un vertedero controlado*. *Revista Residuos*. 2005.
- Cooper C.D. Reinhart D.R., Rash F., Seligman D., Keely D. *Landfill gas emissions*. Report 92-2, civil and environmental engineering department. University of Central Florida. 1992.
- Cortijo D.M., Arrabal D.C., Andrés D.M.P., Hermosilla D.D., Gutiérrez D.F. *Tratamiento biológico aerobio y oxidación avanzada de lixiviados procedentes de un vertedero de residuos sólidos urbanos*. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. Madrid 25, 26 y 27 de abril. 2007.
- Daza D., Genatios E., Bellido E., Flacón G., Otero I., Delgado J., Sánchez R., Romero a., Villalba L. (2000). *Análisis sectorial de residuos sólidos en Venezuela*. OPS (Organización panamericana de la salud, OMS - Organización mundial de la salud-, división de salud y ambiente). Caracas.
- De la Rosa D.A., Velasco A., Rosas A. Volke - Sepúlveda T. *Total gaseous mercury and volatile organic compounds measurements at five municipal solid waste disposal sites surrounding the Mexico City etropolitan Area*. *Atmospheric Environment*. 2006.

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

- Decreto 218/1999, de 26 de octubre, por el que se aprueba el Plan Director Territorial de Gestión de Residuos Urbanos de Andalucía (BOJA 134 de 18 de noviembre de 1999)
- Deipser A.; Stegmann R. (1997). Biological degradation of VCCs and CFCs under simulated anaerobic landfill conditions in laboratory test digesters. In: environmental Science and Pollution Research, Vol 4, N° 4.
- Discoli C. Urban environmental impact matrices development: assessment indices incorporation. Building and Environment 40 (2005) 915–928
- Directiva 96/61/CE, del Consejo, de 24 de septiembre, relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación (IPPC).
- Directiva 1999/31/CEE del Consejo, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos.
- Domínguez M.C. Tesis: Uso y manejo de agua urbana como indicador de sustentabilidad urbana de Cancún, Quintana Roo. Centro de investigación y estudios avanzados del IPN. Unidad de Mérida. Departamento de Ecología Humana. 2004.
- Duffee, R.L., O'Brien, M.A., 1992. Establishing odor control requirements by odor dispersion modelling. Proceedings of the 85th Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Kansas City, KS, article no. 92–153.01.
- Eikman T. (1994). Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. Fresenius Envir Bull: 3.
- El-Fadel M; Findikakis A.N.; Leckie J.O. (1997). Environmental Impacts of solid waste landfilling. Journal of environmental management.
- Espinace R. (1992). Problemas geotécnicos de los rellenos sanitarios. Revista d Ingeniería Civil, CEDEX-MOPU nº 77, diciembre.
- Ettala M, Rahkonen P., Rossil E., Mangs J., Keski-Rahkonen O. Landfill fires in Finland. Waste Management & Research, 14, 377-384. 1996.
- Fantelli M. y Álvaro A. (2001). Explotación de vertederos (I). Revista Residuos nº 60.
- Forman R.T.T. y Godron M. Landscape ecology. John Wiley and Sons. New York. 1986.
- Fourie A.B. y Morris J.W.F. Measured gas emissions from four landfills in South Africa and some implications for landfills design and methane recovery in semiarid climates. Waste management & Research, 12. vol 22 pp440-453. 2004.
- Glysson E.A. Residuos sólidos. Capítulo 8. Mc GrawHill. 2003.

- Hayman G., Derwent R.D. (1997). Atmospheric chemical reactivity and ozone-forming potentials of potential CFC replacements. *Environmental Science & Technology* 31 (2), 327-336.
- Hegde U., Chang T., Yang S. (2003). Methane and carbon dioxide emissions from Shan-Chu-Ku landfill site in northern Taiwan. *Chemosphere* 52, 1275-1285.
- Hontoria E. y Zamorano M. Fundamentos del manejo de los residuos urbanos. Colegio de Ingenieros de caminos, canales y puertos. Colección señor nº 24. 2000.
- IMA 2006. Consejería de medio ambiente de la Junta de Andalucía. www.juntadeandalucia.es/medioambiente.
- IMA 2007. Consejería de medio ambiente. www.juntadeandalucia.es/medioambiente.
- Isidoro M; Lavorgna M.; Nardelli A.; Parrilla A. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. *Chemosphere*. 2003.
- Jaramillo, J. Guía para el Diseño, Construcción y Operación de Rellenos Sanitarios Manuales. Una Solución para la Disposición Final de Residuos Sólidos Municipales en Pequeñas Poblaciones. CEPIS/OPS. Programa de Salud Ambiental. Serie Técnica Nº 28. Perú. 2002.
- Jones D.L.; Williamson K.L. Owen A.G. Phytoremediation of landfill leachate. *Waste Management*. 2005.
- Kelleher B.P., Leahy J.J., Henihan A.M., O'Dwyer T.F., Sutton D., Leahy M.J.(2002). Advances in poultry litter disposal technology-a review. *Bioresource technology* 83, pp 27-36.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate. A review. *Critical reviews In Environmental Science and Technology*. 2002.
- Kontos T.D.; Komilis D.P.; Halvadakis C.P. Siting MSW landfills with a spatial multiple criteria analysis methodology. *Waste Management* nº 25. 2005.
- Leao S.; Bishop I; Evans D. Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. *Computers, Environment and Urban Systems*. 2004.
- Martens D., Balta-Brouma K., Brotsack B., Michalke B., Scharamel P., Kimm C., Henkelmann B., Oxynos K., Schramm K.W. Diamadopoulos E., Kettrup A. Chemical impact of uncontrolled solid waste combustion to the vicinity of

5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

- the Kouroupitos ravine, Crete, Greece. *Chemosphere* 36 (14), pp 2855-2866.
- Mato R. (1999). Environmental implications involving the establishment of sanitary landfills in five municipalities in Tanzania: the case of Tanga municipality. *Resources, Conservation and Recycling*, 25, 1-16.
 - Moya J., López J.A., Rubio J.C., Beas J., Gallardo V. y Alcaín G. censo de vertederos incontrolados de la provincia de Granada y orientaciones al sellado. Diputación de Granada- ITGE. 2001.
 - Nastev M.N., Therrien R., Lefebvre R., Gélinas R. Gas production and migration in landfills and geological materials. *Journal on Contaminant Hydrology* 52, pp 187-211. 2001.
 - Paz V., Umbides R., Mishima H. Sánchez de Pinto M.I., Polo A. Tratamiento de los residuos urbanos en Santiago del Estero (Argentina): una experiencia piloto. *Revista Residuos* nº 71. 2003.
 - Puwels M.; Enderbien A.; Constant M.; Ledrut-Damanet M. ; Nyns J. ; Willumseen H. ; Btson J. ; Fabry R. ; Ferrero G. (1994). Landfills gas from environment to energy. Commission of the European Communities, directorate-general Telecommunications, Informations Industries and Innovation. Luxembourg.
 - Rafson H. (1998) Odor and VOC control handbook. McGraw Hill Handbook.
 - Raybould J.G. y Anderson D.J. Migration of landfill gas and its control by grouting a case history. *Quarterly Journal of Engineering Geology* nº 20. 1987
 - Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE nº 25 de 29 de enero de 2002.
 - Rondón M., herrera E., Delgado J.M., Rojas N., Vera B., Monroy E., Sánchez C., Mora W., Sánchez N. (2003). Evolución regional de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales. Informe analítico de Venezuela. Organización panamericana de la salud. Oficina regional de la organización mundial de la salud.
 - Ruíz J.L. (1991). Modelo de estudios de localización de un vertedero controlado. Primera parte: factores a considerar. *Gestión de residuos sólidos urbanos e impacto ambiental*. Unión iberoamericana de municipalistas. Granada. España. Pp 131-145.
 - Ruokajarvi P., Ettala M., Rahkonen P., Tarhanen J., Ruuskanen J. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans (PCDDs and PCDFs) in municipal waste landfill fires. *Chemosphere* 30 (9). 1995.

- Sánchez R. (1999). Diagnostico preliminar sobre la situación actual del sector residuos sólidos en Venezuela. Departamento de Ingeniería Sanitaria y ambiental. Facultad de Ingeniería UCV. Caracas. Venezuela.
- Sarkar U.; Longhurst P.J.; Hobbs S.E. (2003). Dispersion of odour: a case study with a municipal solid waste landfill site in North London, United Kingdom. (MSW) landfills. Journal of environmental Management. Elsevier.
- Shusterman D. Critical review: the health significance of odour pollution. Archives of Environmental health, January/February 1992. Vol 47 nº 1 pp 76-87.
- Sironi S., Capelli L., Céntola P., Del Rosso R., Il Grande M. Odour emissions factor for the assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact. Atmospheric Environment nº 39. 2005
- Sivertsen. Air pollution impacts from open air burning. 2006
- Stegman R. landfill water balance. Third International Symposium on Anaerobic digestion. Boston, M.A. U.S.A. 1983.
- Szanto Narea. Vertederos controlados de residuos sólidos urbanos. Aula de medio ambiente de Suances. Universidad de Cantabria. 2000.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., 1993. Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues. McGraw-Hill, New York, USA
- Wichmann H., Kolb M., Jopke P., Schmidt C., Alawi M., Bahadir M. (2006). Assessment of the environmental impact of landfill sites with open combustion located in arid regions by combined chemical and ecotoxicological studies. Chemosphere 65, 1778-1783.
- Young P.J. y Parker A. the identification and possible environmental impact of trace gases and vapours in landfills gas. Waste management press. 1-123. 1983.
- Zamorano M, Calvo, F.; Moreno, B.; Ramos, A. 'Implementation of a new environmental impact assessment for municipal waste landfills as tool for planning and decision-making process'. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2006) In Press.
- Zou S.C., Lee C.Y. Ho K.F., Wang X.M., Chan L.Y. et al. Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Ghuangzhou, South China. Chemosphere 51: 1015-22. 2003.
- <http://www.ine.es>
- <http://arai.ugr.es/aiadifusa>

**6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO
PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA
EVIAVE**

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

6.1. INTRODUCCIÓN

Una vez definida y validada la metodología de diagnóstico ambiental para vertederos EVIAVE, se procedió a la creación de un modelo difuso que facilitará su aplicación proporcionando ventajas que ya se han observado en otros procesos de evaluación de impacto ambiental (Duarte, 2000; Uricchio *et al.*, 2004; Ferraro *et al.*, 2003; Vanderwerf y Zimmer, 1997; García, 2004; Moya *et al.*, 2001). La conveniencia de utilización de esta tecnología está argumentada principalmente porque en su aplicación pueden involucrarse aspectos y situaciones caracterizadas por presentarse de forma vaga debido, por ejemplo, a la ausencia de la información existente para llevar a cabo el proceso de clasificación; en consecuencia los valores asociados a éstas incluyen cierta incertidumbre al tratarse de predicciones sobre los valores que podrán tomar (Duarte, 2000; Klir, 1991; Glasson, 1991; Munda, 1993).

En este apartado pretenden darse los aspectos básicos relativos a la aplicación que se ha hecho de las Técnicas Difusas a la metodología EVIAVE, resultando una **Metodología Difusa para la Evaluación del Impacto Ambiental de Vertederos** desarrollada por investigadores del Departamento de Ciencias de la Computación e Inteligencia Artificial de la Universidad de Granada en un software para su aplicación. La metodología difusa definida se basará en la crisp EVIAVE descrita en el apartado 4, y por tanto puede considerarse como una extensión de la misma. Este software, así como su manual de uso, está disponible en la web <http://arai.ugr.es/~eiadifusa/>.

6.2. PUNTO DE PARTIDA: LA METODOLOGÍA CRISP

La metodología EVIAVE propuesta (Figura 4.1) usa como información de entrada:

- Las **variables de vertedero** para cada elemento del medio, recogidas en la Figura 4.2. El experto deberá determinar la clasificación para cada una de ellas (C_j).
- **Ponderación de las variables de vertedero** (P_j) cuyos valores vienen fijados por la propia metodología, pudiendo tomar valor 1 ó 2.

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

- Los **descriptores ambientales**, para cada elemento del medio, recogidos en la Tabla 4.78 y que deberán ser clasificados por el experto.

Cada una de las variables de vertedero, así como los descriptores, tiene asignada una etiqueta, de acuerdo a una serie de criterios especificados en los apartados 4.3 y 4.4, y basados en una división homogénea de los intervalos [0,5] y [1,5] respectivamente, en los que se mueven los valores de clasificación. Usando esta información se procede a la computación de los datos de entrada teniendo en cuenta para ello las ecuaciones o expresiones matemáticas resumidas en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1: Ecuaciones aplicadas en el cálculo de índices en la metodología EVIAVE

Nombre		Rango	Ecuación
IRC _j		[1-10]	$C_j \times P_j$
Pbc _i		[0-1]	$Pbc_i = \frac{\sum_{j=1}^{j=n} IRC_j - \sum_{j=1}^{j=n} IRC_{j\min}}{\sum_{j=1}^{j=n} IRC_{j\max} - \sum_{j=1}^{j=n} IRC_{j\min}}$
Pbc _{i-o}		[0-1]	
Pbc _{i-u}		[0-1]	
Va _i	Aguas superficiales	[1-5]	$Va_{aguas\cdot sup} = \frac{A_1 + A_2 + A_3}{3}$
	Aguas subterráneas		$Va_{aguas\cdot sub} = \frac{B_1 + B_2}{2}$
	Atmósfera		$Va_{atmosfera} = C_1$
	Suelo		$Va_{suelo} = \frac{D_1 + D_2 + D_3}{3}$
IRA _i		[0-5]	$I.R.A_i = Pbc_i \times Va_i$
IMV		[0-25]	$I.M.V = \sum_{i=1}^{i=5} I.R.A_i$

Al igual que la metodología crisp, la Clasificación y Ponderación de las variables de vertedero son utilizadas para determinar el Índice de Riesgo de Contaminación para cada variable que permitirá la obtención de las diferentes Probabilidades de Contaminación, para cada uno de los elementos del medio. La clasificación de los descriptores ambientales se utilizará para el cálculo del Valor Ambiental para cada

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

elemento del medio, que junto con la Probabilidad de Contaminación determinará el Índice de Riesgo Ambiental, también para cada elemento del medio. Finalmente los Índices de Riesgo Ambiental para cada elemento del medio determinarán el índice final que mide el impacto global del punto de vertido, el Índice de Interacción Medio Vertedero.

6.2.1. Puntos débiles de la metodología EVIAVE

La aplicación de la metodología EVIAVE, y su comparativa con los resultados obtenidos con la metodología de diagnóstico ambiental, avalada por expertos y desarrollada por la Diputación de Granada (Moya *et al.*, 2001), pone de manifiesto que los resultados obtenidos con ambas metodologías cuantifican de forma similar la afección ambiental de los puntos de vertido analizados. No obstante, su aplicación ha revelado algunos puntos débiles, entre los que se encuentran:

- La clasificación de las variables y descriptores ambientales están basados en directrices que se han intentado definir con la menor subjetividad posible; no obstante, en algunas ocasiones puede darse el caso de que exista cierta duda a la hora de clasificarlos, dependiendo ésta del experto que lleve a cabo la aplicación de la metodología. Es el caso, por ejemplo, de las variables de vertedero *Tipo de residuos y Compactación*; en el primer caso no se concreta la cantidad exacta de materia orgánica, residuos inertes o residuos peligrosos sino que se deja a la evaluación del experto; para clasificar la compactación se incluyen aspectos como la valoración que de la explotación se hace como adecuada, regular o deficiente. Ocurre lo mismo con algunos descriptores ambientales, por ejemplo la *Calidad de las aguas superficiales* y la *Calidad del aire*; en su definición se han incluido conceptos como aceptable, deficiente o malo, desapropiado o desagradable, incluyendo así cierta subjetividad en el proceso de evaluación.
- Las variables y descriptores ambientales basan su clasificación en una serie de intervalos numéricos que no permiten la asignación de valores de una manera continua, dando lugar a pérdida de información. Por ejemplo en el caso de la variable *Edad del vertedero*, uno de 5 años, tendrá la condición de “vertedero joven”, la misma que uno de 9; no cabe duda que el segundo, de mayor edad, va a tener una menor afección ambiental que el primero. Igual ocurre con el

resto de las variables y descriptores, por lo que este efecto puede ser acumulativo sobre el índice final.

- En algunos casos no se dispone de información suficiente para poder hacer una clasificación adecuada de las variables y descriptores ambientales, así que finalmente será el experto, en función de sus conocimientos y lo observado durante la visita a la instalación, el que decidirá la etiqueta que le corresponde. La metodología crisp no refleja esta incertidumbre en el diagnóstico ambiental que se obtiene con la obtención de los índices calculados.
- La interpretación de los diferentes índices ambientales se hace en base a unos intervalos o escalas de afección que dan lugar a una pérdida de información. Un vertedero con un Índice Medio Vertedero 10 tendrá asignado una etiqueta que define su afección ambiental como *Media*, igual que uno que alcance valor 14,5, aunque es apreciable la diferencia que existe entre ambos.

6.3. TÉCNICAS DIFUSAS EMPLEADAS⁷³

Con la finalidad de resolver los problemas planteados en el apartado anterior se ha llevado a cabo el desarrollo de un software basado en el uso de las técnicas difusas, en la aplicación de la metodología EVIAVE, para lo cual es frecuente el uso del Paradigma de la Computación con Palabras. Este sistema computa *palabras a partir de palabras usando para ello palabras* (Zadeh, 1999). Las palabras implicadas en el sistema deben estar bien definidas, y suelen ser normalmente un conjunto de variables lingüísticas y reglas semánticas. Hay sistemas en los que las palabras son etiquetas asociadas con una variable numérica, de forma que es posible representarlas como números difusos.

En la Figura 6.1 se muestra la estructura de un Sistema de Computación por Palabras, en el cual las entradas y salidas son palabras. El bloque principal es el de **razonamiento aproximado**, un típico motor de deducción cuya regla básica es una de tipo lingüístico, es decir usa palabras en la computación.

El bloque de **interpretación lingüística** transforma las palabras a conjuntos difusos, el de **razonamiento aproximado** calcula los conjuntos difusos, y el bloque

⁷³ Los conceptos básicos relativos a las Técnicas Difusas se recogen en el apartado Antecedentes de este trabajo.

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

de **aproximación lingüística** transforma los conjuntos difusos en palabras. Un bloque de interpretación lingüística puede procesar etiquetas y la salida será un conjunto difuso que está relacionado con la etiqueta mediante un variable lingüística; ésto lo hace comparando la salida del sistema con las etiquetas de la variable lingüística de salida y selecciona el más similar, utilizando para ello alguna clase de medida similar, por ejemplo la consistencia⁷⁴.

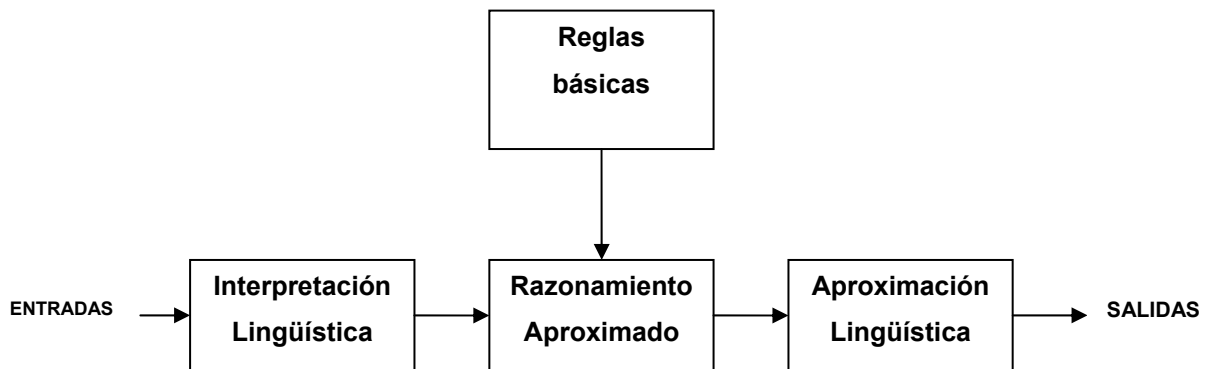


Figura 6.1: Estructura de un Sistema de Computación por Palabras

Un sistema basado en reglas de computación por palabras tiene sin embargo una serie de problemas (Delgado *et al.*, 2006):

- No es fácil usar las reglas básicas del sistema de computación por palabras en aplicaciones de grandes dimensiones. La regla básica tiene una complejidad combinatoria, y como consecuencia únicamente puede usarse en la manipulación⁷⁵ de un bajo número de variables y etiquetas. Para un simple sistema con siete entradas y cinco etiquetas en cada entrada, tendríamos que definir $5^7=78.125$ reglas. En nuestro caso tenemos un total de 26 variables y 9 descriptores ambientales, con cinco etiquetas en cada entrada, lo que supondría un total de $5^{35}=2,91 \times 10^{24}$ reglas.
- Si encadenamos dos o más sistemas, se pierde información. El bloque de aproximación lingüística hace, tal y como su nombre indica, una aproximación de la información lingüística contenida en el conjunto difuso. La metodología EVIAVE se basa en la determinación de unos índices ambientales cuyo cálculo

⁷⁴ La consistencia entre dos conjuntos difusos x , y en el mismo universo de discusión U y con las funciones asignadas $\mu_x(u)$ y $\mu_y(u)$, respectivamente, es:

$$\text{cons}(x, y) = \sup_{u \in U} (\min(\mu_x(u), \mu_y(u)))$$

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

está encadenado en cuatro niveles, por lo que se perdería bastante información en el proceso de aproximación lingüística.

- No es posible hacer un razonamiento inverso. Mediante el razonamiento inverso se computan las entradas a partir de las salidas, pero con el motor de deducción Mamdani no es posible hacerlo.

Por los motivos indicados, y teniendo en cuenta la similitud en la formulación de la metodología EVIAVE con la desarrollada por la Diputación de Granada, a partir de la cual se ha desarrollado un Modelo difuso para su aplicación (Duarte *et al.*, pendiente de publicación) se ha optado por utilizar un **Sistema de Computación por Palabras basado en la Aritmética Difusa**, siguiendo las directrices descritas por Delgado *et al.* (2006).

Este tipo de sistemas proponen computar *palabras a partir de palabras usando para ello un número difuso*. La Figura 6.2 muestra la estructura del sistema, en el cual se distingue: un bloque principal de **Razonamiento Aproximado**, que calcula un número difuso a partir de otro número difuso utilizando para ello una función de razonamiento aproximado (FRA) en lugar de reglas básicas, las cuales se obtendrán a partir de las funciones crisp *fra*, y aplicando el principio de extensión⁷⁶; el bloque de **Interpretación Lingüística** transforma las palabras en conjuntos difusos; finalmente el bloque de **Aproximación Lingüística** transforma los números difusos en palabras.

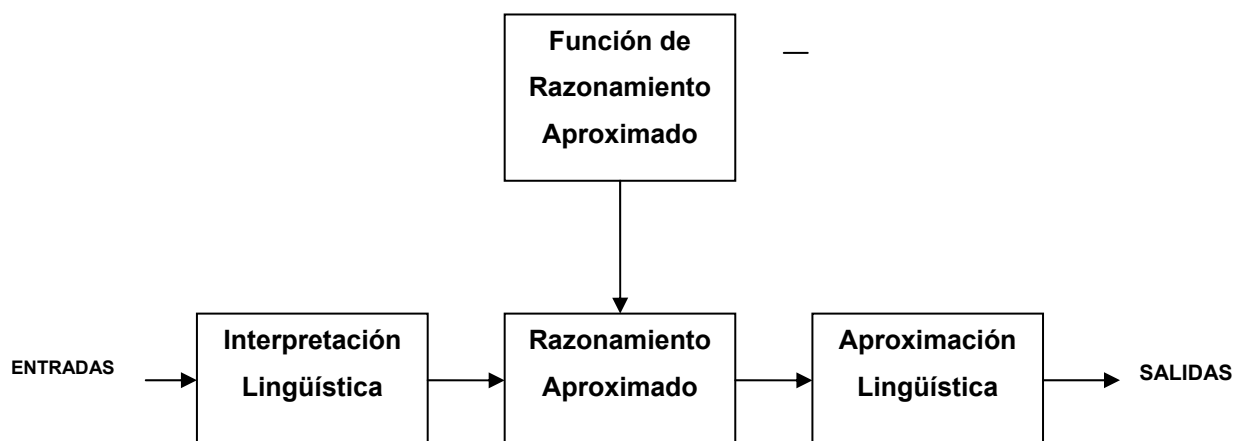


Figura 6.2: Estructura del Sistema de Computación por Palabras basado en la Aritmética Difusa

⁷⁶ Este principio delimita un marco teórico general para traducir cualquier tipo de operaciones entre conjuntos y números reales al campo difuso.

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Este tipo de sistemas permite el encadenamiento de dos o más sistemas tan sólo saltando los bloques de interpretación lingüística y/o de aproximación, es decir, usando directamente los números difusos que proceden de la salida del bloque de razonamiento aproximado de un sistema para alimentar el siguiente. En un marco más general se pueden construir redes de sistemas de computación por palabras basados en la aritmética. Otro rasgo importante de este tipo de sistemas es la facilidad para computar las salidas como entrada, es decir aplicar un razonamiento inverso.

6.4. ASPECTOS BÁSICOS DE LA METODOLOGÍA DIFUSA DESARROLLADA.

Tal y como se ha justificado en el apartado anterior, se ha propuesto sistema de computación por palabras basado en la aritmética para el desarrollo de un software que permite la aplicación de la metodología EVIAVE. Para ello ha sido necesario seguir los siguientes pasos:

1. Definición de las redes que estructurarán los datos de entrada y salida
2. Interpretación lingüística
3. Razonamiento aproximado
4. Aproximación lingüística

6.4.1. Definición de las redes que estructurarán los datos de entrada y salida

En primer lugar fue necesario organizar la metodología como una red que mostrase la información de entrada necesaria para poder obtener el índice final Índice de Interacción Medio Vertedero (IMV). En la Figura 6.3 se recoge la metodología EVIAVE como una red, tal y como se genera en el software de aplicación; en blanco aparecen los nodos calculados, en azul los nodos que son intervalos y que se corresponden con datos de entrada que tienen que ser proporcionados por el experto que aplique la metodologías, y finalmente en naranja los nodos que son un enlace a otras subredes. Se puede observar que en el caso del elemento del medio salud, por definición de la propia metodología crisp, el Valor Ambiental toma siempre valor máximo 5, por lo que se trata de un nodo no calculado, sino con un valor preestablecido o dato de entrada.

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

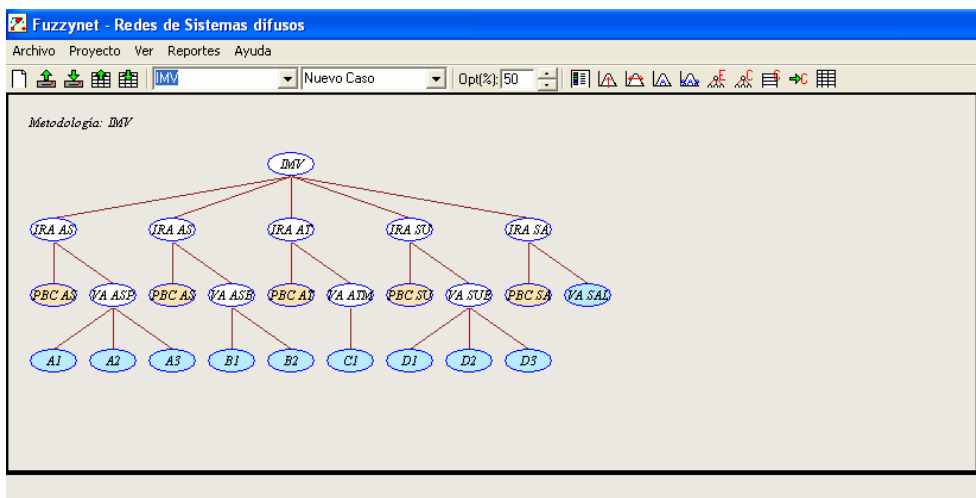


Figura 6.3: Red principal para la determinación del Índice Medio Vertedero

La Figura 6.4 recoge la subred que determina el cálculo del nodo enlace Probabilidad de Contaminación del elemento del medio Aguas Superficiales, en la cual en color azul se representan de nuevo los valores de entrada, que corresponden en este caso a las variables de vertedero de este elemento del medio; en color blanco se representan los nodos calculados, que en este caso son dos, el Índice de Riesgo de Contaminación para cada variable, y la Probabilidad de Contaminación para el citado elemento del medio.

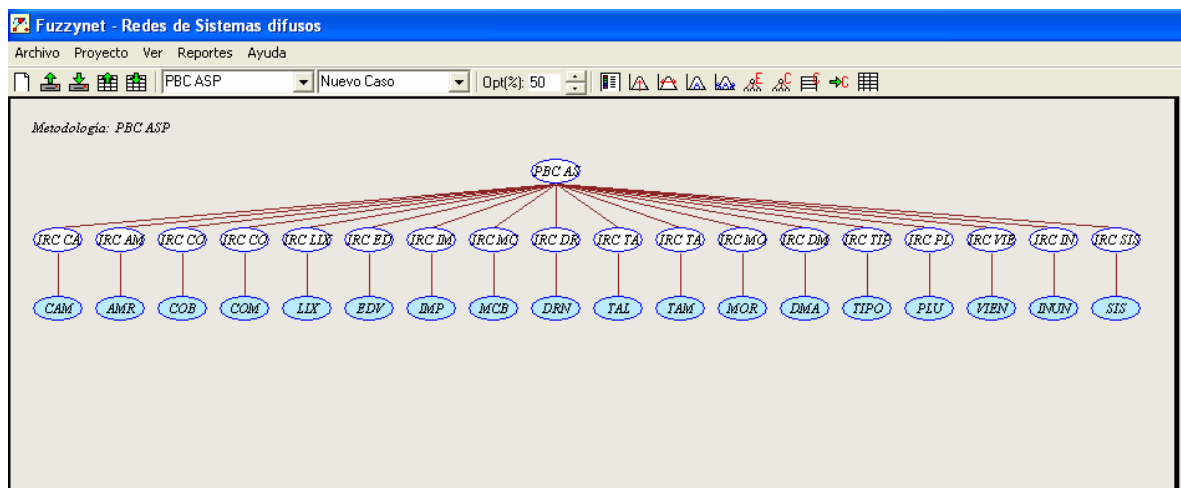


Figura 6.4: Red para la determinación de la Probabilidad de Contaminación para el elemento del medio aguas superficiales.

La metodología EVIAVE define dos índices complementarios, la Probabilidad de Contaminación debida a la explotación y diseño del vertedero (Pbc_o) y la Probabilidad de Contaminación debida a la ubicación del punto de vertido (Pbc_u),

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

para cada elemento del medio. Las redes de cálculo generadas por el software son semejantes a las anteriores. Las Figuras 6.5 y 6.6 recogen los ejemplos para el elemento del medio aguas superficiales.

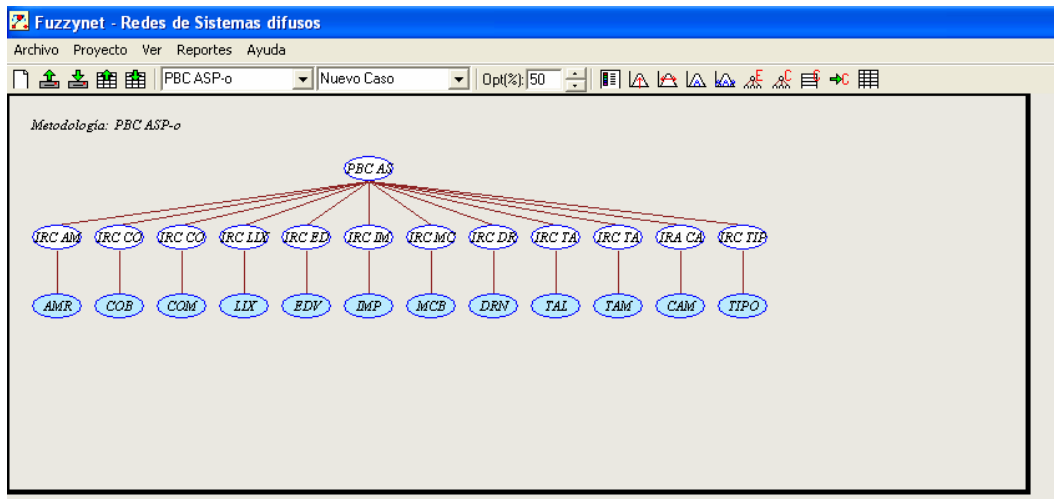


Figura 6.5: Red para la determinación de la Probabilidad de Contaminación debida a la explotación y diseño del elemento del medio aguas superficiales

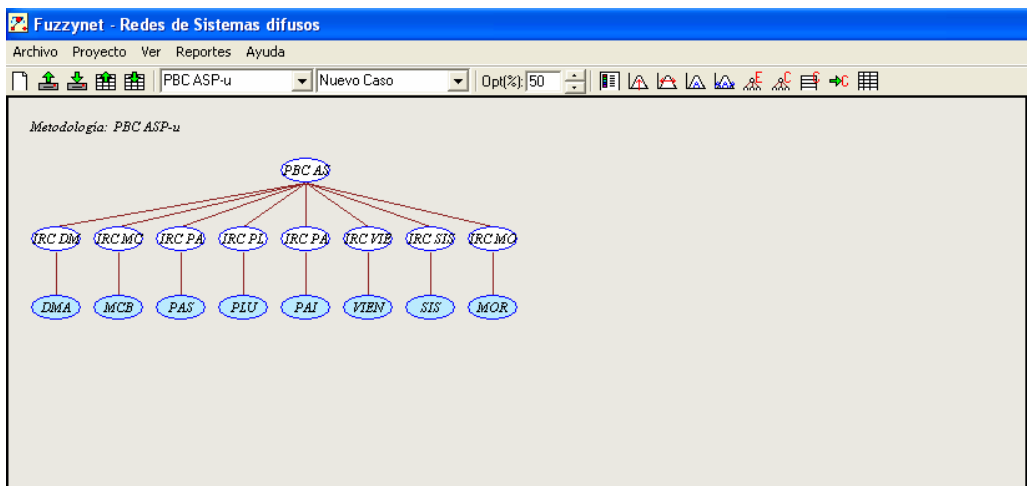


Figura 6.6: Red para la determinación de la Probabilidad de Contaminación debida a la ubicación del elemento del medio aguas superficiales

6.4.2. Interpretación lingüística

El propósito del bloque de Interpretación Lingüística ha sido convertir las entradas en números difusos. Las entradas pueden ser de diferentes tipos, y la salida será siempre un número difuso η_i para cada entrada. Los tipos de entradas válidos pueden ser:

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

- Números crisp. Si la entrada es un número crisp x_i , la salida será un número difuso singleton $\eta_i = T(a, a, a, a)$.
- Intervalos. Si la entrada x_i es el intervalo $[a, b]$, la salida del bloque será el número difuso rectangular $\eta_i = T(a, a, b, b)$.
- Números difusos. Si la entrada actual x_i es un número difuso la salida del bloque η_i será la misma entrada sin cambios.
- Etiquetas Lingüísticas. Si la entrada actual x_i es la etiqueta lingüística $L_{x_{ij}}$ la salida del bloque η_i será su conjunto difuso relacionado $f_{x_{ij}}$.
- Etiquetas Lingüísticas modificadas. Si la entrada actual x_i es la etiqueta lingüística modificada “al menos” $L_{x_{ij}}$ la salida del bloque η_i será una versión modificada de su conjunto difuso relacionado $f_{x_{ij}}$: El límite superior de cada α -corte de $f_{x_{ij}}$ se remplazará por 1, el límite superior de su Universo de Discurso U_i . De forma similar, si la entrada actual x_i es la etiqueta lingüística modificada “a lo sumo” $L_{x_{ij}}$ la salida del bloque η_i será una versión modificada de su conjunto difuso relacionado $f_{x_{ij}}$: El límite inferior de cada α -corte de $f_{x_{ij}}$ se remplazará por 0, el límite inferior de su Universo de Discurso U_i .
- Palabras simples. Si la entrada actual x_i es la palabra simple “nada” la salida del bloque será el número difuso trapezoidal $\eta_i = T(0,0,0,0)$. Si la entrada actual x_i es la palabra simple “cualquier cosa” la salida del bloque será el número difuso trapezoidal $\eta_i = T(0,0,1,1)$.

En el caso del desarrollo del Modelo Difuso para la Evaluación del Impacto Ambiental de Vertederos, a partir de la metodología crisp EVIAVE, en primer lugar se ha llevado a cabo la conversión de los datos de entrada (clasificación y ponderación de las variables de vertedero y clasificación de los descriptores ambientales) a números difusos, para lo cual se partió de los números crisp asociados a las diferentes etiquetas asignadas a las clasificaciones de las variables. En el caso de la clasificación de variables y descriptores la metodología crisp distingue cinco categorías, cada una de las cuales tiene asignadas un valor, así como una etiqueta. La Tabla 4.21 recoge el ejemplo de clasificación de la variable *Control de lixiviados* y la Tabla 4.94. la de clasificación del descriptor ambiental

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Calidad de las aguas subterráneas. En el caso de las ponderaciones de las variables de vertedero, se toma un valor fijo, que puede ser 1 ó 2, y que viene asignado por la propia metodología. En la clasificación de los descriptores ambientales hay una excepción en el caso del elemento del medio *Salud y Sociedad*, el cual no tiene asignados descriptores ambientales ya que su Valor Ambiental toma valor fijo máximo 5.

Tabla 4.21: Clasificación de la variable *control de lixiviados*

Variable	Clasificación (Cj)		Condición	
Control de lixiviados	Muy bajo	1	Muy adecuado	Existe control del volumen y composición del lixiviado (de acuerdo con los criterios fijados por el RD 1481/2001), los sistemas de drenaje están en buen estado, existen balsas de almacenamiento (de acuerdo con los criterios establecidos por el RD 1/97 de Cataluña) y hay tratamiento de los lixiviados excluyéndose la recirculación.
	Bajo	2	Adecuado	Existe control del volumen y composición del lixiviado (de acuerdo con los criterios fijados por el RD 1481/2001), los sistemas de drenaje están en buen estado, existen balsas de almacenamiento adecuadas y en buen estado de conservación (de acuerdo con los criterios establecidos por el RD 1/97 de Cataluña) y el tratamiento de los lixiviados es de recirculación.
	Medio	3	Medio	Existe sistema de drenaje y almacenamiento con tratamiento o recirculación con problemas de diseño y/o conservación (tomando como referencia el RD 1/97 de Cataluña). El control del volumen y composición se realizan pero no correctamente (tomando como referencia el RD 1481/2001).
	Alto	4	Bajo	Existe sistema de drenaje y almacenamiento con o sin recirculación, pero con mal diseño y conservación (tomando como referencia el RD 1/97 de Cataluña). No existe control del volumen y composición de los lixiviados.
	Muy alto	5	Nulo	No existe control, ni drenaje de lixiviados, ni almacenamiento ni tratamiento.

Tabla 4.94: Clasificación del descriptor ambiental *calidad de las aguas subterráneas*

D₁	No urbanizable	1
	Urbanizable industrial	2
	Urbanizable residencial	3
	Urbano industrial y urbanizable turístico	4
	Urbano turístico y urbano residencial	5

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Mediante la metodología difusa, y para la clasificación de cada variable y descriptor ambiental se ha definido una variable lingüística construida en base a una serie de números difusos asignados a cada una de las categorías de los mismos; esta variable lingüística permite definir cada una de las variables de vertedero y descriptores ambientales. La función característica o de pertenencia proporciona el grado de pertenencia de un elemento con el conjunto difuso. La forma de la función característica utilizada depende del criterio aplicado en la resolución de cada problema, usando formas definidas y especificadas por el diseñador para adaptar la naturaleza del problema desde el punto de vista de la simplicidad, conveniencia, velocidad y eficiencia (Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005); la única condición que debe cumplir es que los valores deben estar comprendidos entre 0 y 1, con continuidad (Duarte, 2000; Al-Jarrah y Abu-Qdais, 2005).

En el caso que se está considerando, y tanto en la clasificación de las variables de vertedero como en los descriptores ambientales, se han seleccionado números difusos de tipo trapezoidal al igual que lo hicieron Al-Jarrah y Abu-Qdais (2005) en la aplicación de un modelo difuso para medir la idoneidad de un lugar para ubicar un vertedero de residuos municipales, así como la aplicación de estos modelos a la metodología desarrollada por la Diputación de Granada (Duarte *et al.*, pendiente de publicación). Siguiendo los ejemplos anteriores, las Tablas 6.2 y 6.3 y las Figuras 6.7 y 6.8 recogen los números difusos correspondientes a cada una de las etiquetas o condiciones asignados a la variable de vertedero *Control de lixiviados* y al descriptor ambiental *Tipo de vegetación*. En este caso el rango de los números difusos se ha definido entre 0 y 5.

Tabla 6.2: Números difusos correspondientes a las etiquetas de la variable Control de lixiviados

Rango	Etiqueta	Número difuso T(a,b,c,d)
[0,5]	Muy adecuado	(0,0,1,2)
	Adecuado	(1,2,2,3)
	Regular	(2,3,3,4)
	Bajo	(3,4,4,5)
	Nulo	(4,5,5,5)

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

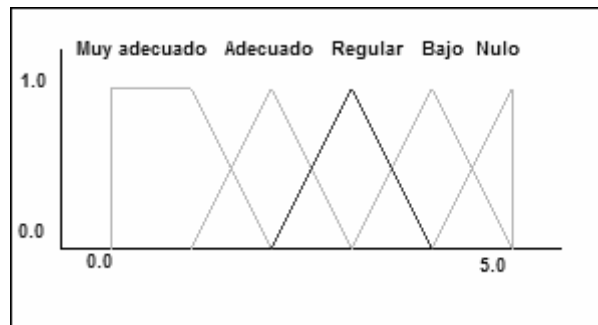


Figura 6.7: Números difusos correspondientes a las etiquetas de la variable Control de lixiviados

Tabla 6.3: Número difusos correspondientes a las etiquetas del descriptor ambiental Usos del suelo

Rango	Etiqueta	Número difuso T (a,b,c,d)
[0,5]	1-5%	(0,0,1,2)
	6-25%	(1,2,2,3)
	26-50%	(2,3,3,4)
	51-75%	(3,4,4,5)
	76-100%	(4,5,5,5)

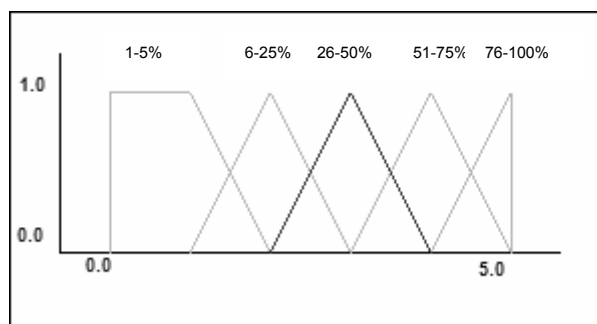


Figura 6.8: Números difusos correspondientes a las etiquetas del descriptor ambiental Usos del suelo

6.4.3. Funciones de Razonamiento Aproximado

La máquina de Inferencia basada en Aritmética Difusa puede verse como una aplicación $ARF: N_U \rightarrow N_V$. En otras palabras, las entradas al bloque de

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Razonamiento Aproximado serán los conjuntos difusos $\eta_1, \eta_2, \dots, \eta_n$ y la salida será el número difuso λ :

$$\lambda = ARF(\eta_1, \eta_2, \dots, \eta_n)$$

FRA es una Función de Razonamiento Aproximado cuyo objetivo es capturar el conocimiento que se tiene del sistema.

En el desarrollo del modelo difuso que pretende realizarse, cada uno de los nodos que aparecen en las Figuras 6.3, 6.4, 6.5, 6.6 como entradas es un Sistema de Computación basado en la Aritmética con Palabras. Para obtener una FRA se pueden dar tres circunstancias distintas: tener definida previamente una metodología crisp, que permitirá que el paradigma de la computación con palabras pueda dar nuevas perspectivas a problemas previamente estudiados; consultar a expertos, que mediante una serie de encuestas o técnicas más sofisticadas como las entrevistas Delphi faciliten una serie de datos para el diseño de la FRA adecuada; o bien disponer de un registro histórico de datos que proporcione una colección de parejas de entrada-salida que permita llevar a cabo el ajuste de una FRA genérica para estos datos.

En el caso del modelo difuso que se está considerando se han construido las FRAs empleando las funciones aritméticas crisp, a las que se les ha denominado *fra*, y que se tenían definidas previamente una metodología crisp EVIAVE, tal y como se recoge en la Tabla 6.1, empleando para ello el principio de extensión. Cada una de estas ecuaciones se ha clasificado dentro de uno de los siguientes tipos:

- Cambio de escala. Estos nodos permitirían la elección de la misma escala, por ejemplo el intervalo $[0,1]$. Son nodos de este tipo las Probabilidades de Contaminación para cada uno de los elementos del medio, resultado de sumar todos los IRC de las variables que afectan a dichos elementos del medio y su cambio de escala para estar dentro del intervalo indicado.
- Combinación lineal. Son nodos de este tipo los Va para cada uno de los elementos del medio y el IMV.
- Producto. Son nodos de este tipo el IRC para cada una de las variables y los IRA para los diferentes elementos del medio.

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

6.4.4. Aproximación lingüística

Finalmente la metodología crisp proporciona un significado para los diferentes índices obtenidos, utilizando para ello los intervalos de clasificación recogidos en la Tabla 6.4.

Tabla 6.4: Intervalos de clasificación para los índices en la metodología crisp EVIAVE

MUY BAJO	BAJO	MEDIO	ALTO	MUY ALTO
$0 \leq \text{IMV} < 5$	$5 \leq \text{IMV} < 10$	$10 \leq \text{IMV} < 15$	$15 \leq \text{IMV} < 20$	$20 \leq \text{IMV} \leq 25$
$0 \leq \text{IRA}_i < 1$	$1 \leq \text{IRA}_i < 2$	$2 \leq \text{IRA}_i < 3$	$3 \leq \text{IRA}_i < 4$	$4 \leq \text{IRA}_i \leq 5$
$1 \leq \text{Va}_i < 1,8$	$1,8 \leq \text{Va}_i < 2,6$	$2,6 \leq \text{Va}_i < 3,4$	$3,4 \leq \text{Va}_i < 4,2$	$4,2 \leq \text{Va}_i \leq 5$
$0 \leq \text{Pbc}_i < 0,2$	$0,2 \leq \text{Pbc}_i < 0,4$	$0,4 \leq \text{Pbc}_i < 0,6$	$0,6 \leq \text{Pbc}_i < 0,8$	$0,8 \leq \text{Pbc}_i \leq 1$
$0 \leq \text{Pbc-}u_i < 0,2$	$0,2 \leq \text{Pbc-}u_i < 0,4$	$0,4 \leq \text{Pbc-}u_i < 0,6$	$0,6 \leq \text{Pbc-}u_i < 0,8$	$0,8 \leq \text{Pbc-}u_i \leq 1$
$0 \leq \text{Pbc-}o_i < 0,2$	$0,2 \leq \text{Pbc-}o_i < 0,4$	$0,4 \leq \text{Pbc-}o_i < 0,6$	$0,6 \leq \text{Pbc-}o_i < 0,8$	$0,8 \leq \text{Pbc-}o_i \leq 1$

El Modelo Difuso desarrollado genera una serie de índices ambientales que interpreta de una manera diferente a los resultados obtenidos con la metodología crisp EVIAVE, proporcionando de esta manera una mayor información. Para ello se utiliza el bloque de Interpretación Lingüística, cuya finalidad es la de convertir los números difusos obtenidos en palabras. En este trabajo, y siguiendo el ejemplo del modelo difuso de la metodología desarrollada por la Diputación de Granada (Duarte *et al.*, pendiente de publicación), se han propuesto diferentes tipos de salidas:

- Una palabra simple. Se calcula la consistencia entre λ (la salida del bloque de razonamiento aproximado) y cada conjunto difuso de la Variable Lingüística de salida Y .

$$c_i = \text{cons}(\lambda, f_i) \quad i=1,2,\dots,r$$

Se selecciona como salida del bloque aquella etiqueta cuya consistencia sea máxima.

- Una frase descriptiva. Se calcula c_i para $i = 1, 2, \dots, r$ y se construye una frase de la forma

“La salida $P_1 L_{y_1}$ es $P_2 L_{y_2}$..., y es $P_r L_{y_r}$ ”, donde P_i es uno de los siguientes modificadores:

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

$$P_i \begin{cases} \text{muy posiblemente} & \text{si } 0 < c_i \leq 1/3 \\ \text{posiblemente} & \text{si } 1/3 < c_i \leq 2/3 \\ \text{poco posiblemente} & \text{si } 2/3 < c_i \leq 1 \end{cases}$$

- Un número difuso. Una salida válida es el número difuso λ sin cambio alguno.
- Un número crisp. Otra salida válida es un número crisp que represente el valor central del número difuso. Existen numerosas alternativas para obtener el valor representativo de un número difuso. En este caso se ha usado el valor representativo definido por Delgado *et al.* (1988), introduciendo un parámetro adicional β que representa el nivel de optimismo del evaluador en función del grado de conocimiento relativo al punto de vertido, permitiendo considerar las incertidumbres y subjetividades que caracterizan a los procesos de evaluación ambiental en general, y a la metodología EVIAVE en particular, tal y como se ha explicado en apartados anteriores.
- Una pareja de números crisp formada por el valor representativo y una medida de la ambigüedad del número⁷⁷.

Tabla 6.5: Variable lingüística de la Probabilidad de Contaminación

Rango	Etiqueta	Número difuso T(a,b,c,d)	Valor optimismo			Ambigüedad
			100%	50%	0%	
[0,1]	Muy bajo	(0,0,0.2,0.4)	0	0,14	0,28	0,132340
	Bajo	(0.2,0.4,0.4,0.6)	0,32	0,4	0,48	0,06467
	Méδιο	(0.4,0.6,0.6,0.8)	0,52	0,6	0,68	0,06467
	Alto	(0.6,0.8,0.8,1)	0,72	0,8	0,88	0,06467
	Muy alto	(0.8,0.8,0.8,1)	0,92	0,96	1	0,032335

En las Tablas 6.5, 6.6, 6.7 y 6.8 se recogen las variables lingüísticas de los índices Probabilidad de Contaminación, Valor Ambiental, Índice de Riesgo de Contaminación e Índice Medio Vertedero respectivamente. Puede observarse como el valor representativo de estos índices variará en función del nivel de optimismo del evaluador. La cuantificación de la problemática ambiental generada por el punto de

⁷⁷ La ambigüedad generaliza la noción clásica de conjunto, de manera que los conjuntos difusos nos proporcionan una nueva forma de representar la imprecisión e incertidumbre presentes en determinados problemas (López, 2006)

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

vertido va a depender del nivel de optimismo, consecuencia directa de la posible subjetividad del evaluador o mayor o menor desconocimiento de la situación del punto de vertido, aportando de esta manera una información complementaria no disponible en la metodología crisp EVIAVE.

Con la finalidad de comprender mejor la aplicación de las técnicas difusas, así como las ventajas que se obtienen de su aplicación, frente a la metodología crisp, se ha utilizado el software desarrollado en el caso del vertedero de Villarrasa, al que se aplicó la metodología crisp EVIAVE en el apartado 6.4. A continuación se mostrarán e interpretarán algunos de los resultados obtenidos.

Tabla 6.6: Variable lingüística del Valor Ambiental

Rango	Etiqueta	Número difuso T(a,b,c,d)	Valor optimismo			Ambigüedad
			100%	50%	0%	
[0,5]	Muy bajo	(0,0,1,2)	0	0,7	1,4	0,661700
	Bajo	(1,2,2,3)	1,6	2	2,4	0,323350
	Medio	(2,3,3,4)	2,6	3	3,4	0,323350
	Alto	(3,4,4,5)	3,6	4	4,4	0,323350
	Muy alto	(4,5,5,5)	4,6	4,8	5	0,161675

Tabla 6.7: Variable lingüística del Índice de Riesgo Ambiental

Rango	Etiqueta	Número difuso T(a,b,c,d)	Valor optimismo			Ambigüedad
			100%	50%	0%	
[0,5]	Muy bajo	(0,0,1,2)	0	0,7	1,4	0,661700
	Bajo	(1,2,2,3)	1,6	2	2,4	0,323350
	Méδιο	(2,3,3,4)	2,6	3	3,4	0,323350
	Alto	(3,4,4,5)	3,6	4	4,4	0,323350
	Muy alto	(4,5,5,5)	4,6	4,8	5	0,161675

Tabla 6.8: Variable lingüística del Índice Medio Vertedero

Rango	Etiqueta	Número difuso T(a,b,c,d)	Valor optimismo			Ambigüedad
			100%	50%	0%	
[0,25]	Muy bajo	(0,0,5,10)	0	3,5	7	3,308499
	Bajo	(5,10,10,15)	8	10	12	1,616751
	Méδιο	(10,15,15,20)	13	15	17	1,616751
	Alto	(15,20,20,25)	18	20	22	1,616751
	Muy alto	(20,25,25,25)	23	24	25	0,808376

6.5. EJEMPLO DE APLICACIÓN

Del mismo modo que en la aplicación de la metodología crisp, el modelo difuso parte de unos datos de entrada correspondientes a la Clasificación de las variables de vertedero y los descriptores ambientales. El dato de entrada se corresponde con una etiqueta que selecciona el experto en función de las características del medio y del estado del vertedero. En el caso de la metodología crisp este dato se correspondía con un número que, recordemos, podía ser 1, 2, 3, 4 ó 5. En el modelo difuso, y a partir del dato de entrada, en el bloque de interpretación lingüística, para cada dato de entrada se genera un número difuso cuya interpretación lingüística incluye:

- Una interpretación larga. Se trata de una frase que abarca todas las posibles interpretaciones del número difuso.
- Una interpretación corta. Es la etiqueta más parecida al número difuso. Si hay varias igual de parecidas se toma la más alta, es decir la más desfavorable.
- El valor representativo. Se trata de un número, que podrá o no coincidir con el número de salida de la metodología crisp.

Tal y como ya se ha indicado en algunos casos no se dispone de información suficiente para poder hacer una clasificación adecuada de las variables de vertedero y de los descriptores ambientales, lo que supone cierta incertidumbre en los mismos. La metodología crisp no es capaz de reflejar esta incertidumbre, pero sí lo hace el modelo difuso desarrollado y que permite introducir un porcentaje de optimismo que se mueve entre el 0% y el 100%.

El número difuso, por su definición, incluye ya todas las subjetividades e incertidumbres, es decir, contiene todos los niveles de optimismo. Igual ocurre con la interpretación larga; es una frase que abarca todas las posibles interpretaciones del número difuso, luego incluye en sí misma todos los niveles de optimismo. El nivel de optimismo afecta únicamente al valor representativo, lo que permite que puede ser utilizado como criterio de comparación entre varios casos o alternativas; un vertedero con un Índice Medio Vertedero cuyo valor representativo es mayor que otro, supone un mayor impacto ambiental, y se coloca antes en la tabla de prioridades de actuación.

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Como ejemplo, en el caso concreto de la variable de vertedero *Control de lixiviados*, la Tabla 6.9 recoge la variable lingüística para el cálculo de la clasificación de la misma.

Si se especifica esta variable para el ejemplo del vertedero de Villarrasa, al que se le ha aplicado la metodología EVIAVE en el apartado 6.4., ésta fue clasificada como *regular*, lo que permitió asignar valor 3 a su C_j . En el modelo difuso la variable calculada se ha caracterizado tal y como se recoge en la Tabla 6.9 y en la Figura 6.9.

Tabla 6.9: Variable lingüística para el cálculo de la clasificación de la variable Control de lixiviados.

Rango	Etiqueta	Número difuso $T(a,b,c,d)$	Valor optimismo			Ambigüedad
			100%	50%	0%	
[0,5]	Muy adecuado	(0,0,1,2)	0	0,7	1,4	0,6617
	Adecuado	(1,2,2,3)	1,6	2	2,4	0,32335
	Regular	(2,3,3,4)	2,6	3	3,4	0,32335
	Bajo	(3,4,4,5)	3,6	4	4,4	0,32335
	Nulo	(4,5,5,5)	4,6	4,8	5	0,161675

Tabla 6.10: Representación de la variable lingüística en el cálculo de la clasificación de la variable Control de Lixiviados en el vertedero de Villarrasa

	Metodología crisp	Modelo difuso		
		100%	50%	0%
Valor representativo	3	2,6	3	3,4
Interpretación corta	Regular	Regular		
Interpretación larga		Posiblemente Adecuado (0.51) Muy posiblemente Regular (1.00) Posiblemente Bajo (0.51)		

Si se comparan los valores obtenidos se puede observar como la metodología crisp se corresponde con el valor representativo del modelo difuso (3) con un nivel de optimismo del 50%; la variable se clasificará con un valor ligeramente más alto cuando las condiciones del evaluación sean más desfavorables (3,4), es decir con un nivel de optimismo del 0%, y tomará un valor ligeramente inferior (2,6) con un

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

nivel de optimismo del 100%, es decir en el caso en el que las condiciones de la evaluación y el conocimiento del punto de vertido sea el más alto.

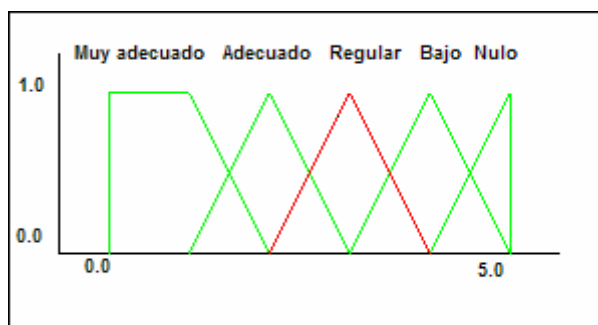


Figura 6.9: Etiquetas de la Variable Lingüística Control de lixiviados. En rojo el valor calculado para el caso del vertedero de Villarrasa

Continuando con el mismo ejemplo, a partir de la clasificación de la variable, se calcula el Índice de Riesgo de Contaminación para cada una, que en este caso ya se hace a partir del número difuso generado. En el caso de la variable que se está considerando, Control de Lixiviados, el índice obtenido es otro número difuso cuyas características se recogen en la Tabla 6.10 y la Figura 6.10, respecto al cual se pueden hacer los mismos comentarios que en el caso anterior en relación a los resultados obtenidos. En resto de las clasificaciones de las variables se ha procedido de la misma forma que en el ejemplo anterior.

Tabla 6.11: Representación de la variable lingüística en el cálculo de la clasificación del Índice de Riesgo de Contaminación para la variable Control de Lixiviados en el vertedero de Villarrasa.

	Metodología crisp	Modelo difuso		
		0%	50%	100%
Valor representativo	3	5,2	6	6,8
Interpretación corta	Medio	Medio		
Interpretación larga		Posiblemente Bajo (0.51) Muy posiblemente Medio (1.00) Posiblemente Alto (0.51)		

Otro ejemplo es el descriptor *Cobertura vegetal*, cuya variable lingüística utilizada para su clasificación se recoge en la Tabla 6.12 Si se especifica para el caso del vertedero de Villarrasa, ésta fue clasificada como 6-25%, lo que permitió asignar valor 2 al descriptor D_2 en la metodología crisp. En el modelo difuso del descriptor calculado es un número difuso que se ha caracterizado tal y como se recoge en la Tabla 6.13 y en la Figura 6.11. Se puede observar también en este caso que el

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

nivel de optimismo afectará al valor representativo. Si se comparan el valor definido en la metodología crisp (2) se alcanza entre el 50% y 0%, concretamente con un nivel de optimismo del 29%. Este descriptor, en el caso del modelo difuso se clasificará con un valor ligeramente más alto cuando las condiciones del evaluación sean más desfavorables (1,4), es decir con un nivel de optimismo del 0%, y tomará un valor ligeramente inferior (0,7) con un nivel de optimismo del 50%, y finalmente tomará valor nulo en el caso en el que las condiciones del evaluación y el conocimiento del punto de vertido sea el más alto. A la hora de seleccionar la etiqueta correspondiente a este dato de entrada el experto hace una estimación en función de las observaciones en su visita al punto de vertido. Esta elección puede estar sujeta a cierta subjetividad ya que es difícil definir exactamente el grado de cobertura vegetal a simple vista. El número difuso que corresponde a este descriptor, por su definición, incluye esta subjetividad, tal y como se puede observar en la interpretación larga del mismo.

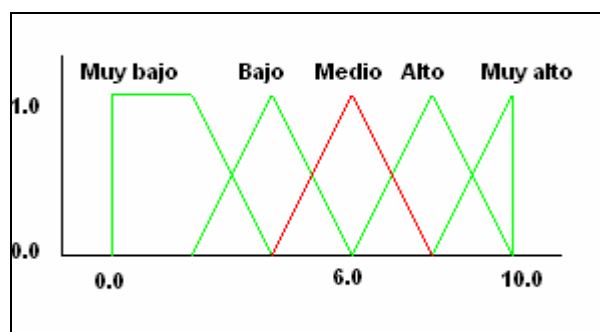


Figura 6. 10: Etiquetas de la Variable Lingüística Índice de Riesgo de Contaminación para la Variable Control de lixiviados. En rojo el valor calculado para el caso del vertedero de Villarrasa.

El bloque de Razonamiento Aproximado, a partir de los números difusos obtenidos para los Índices de Contaminación que afectan a cada elemento del medio, así como los descriptores ambientales se determinan los diferentes índices generados por la metodología EVIAVE, utilizando para ello las funciones de aproximación indicadas. El resultado es un número difuso que permite cuantificar los índices: Probabilidad de Contaminación, Valor Ambiental, Índice de Riesgo ambiental para cada elemento del medio, y finalmente el Índice de Interacción Medio Vertedero para cada punto de vertido. También se generan los índices complementarios Probabilidad de Contaminación debido al diseño y explotación de la instalación y la Probabilidad de Contaminación debido a la ubicación, para cada elemento del medio.

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Tabla 6.12: Variable lingüística para el cálculo de la clasificación del descriptor Usos del Suelo

Rango	Etiqueta	Número difuso T(a,b,c,d)	Valor			Ambigüedad
			100%	50%	0%	
[0,5]	1-5%	(0,0,1,2)	0	0,7	1,4	0,6617
	6-25%	(1,2,2,3)	1,6	2	2,4	0,32335
	26-50%	(2,3,3,4)	2,6	3	3,4	0,32335
	51-75%	(3,4,4,5)	3,6	4	4,4	0,32335
	76-100%	(4,5,5,5)	4,6	4,8	5	0,161675

Tabla 6.13: Representación de la variable lingüística en el cálculo de la clasificación del Descriptor Cobertura Vegetal en el vertedero de Villarrasa

	Metodología crisp	Modelo difuso		
		100%	50%	0%
Valor representativo	2	1,6	2	2,4
Interpretación corta	6-25% individuos	6-25% individuos		
Interpretación larga		Posiblemente (0.51) entre 1-5% individuos; muy posiblemente (1.00) entre 6-25% individuos; posiblemente (0.51) entre 26-50% individuos;		

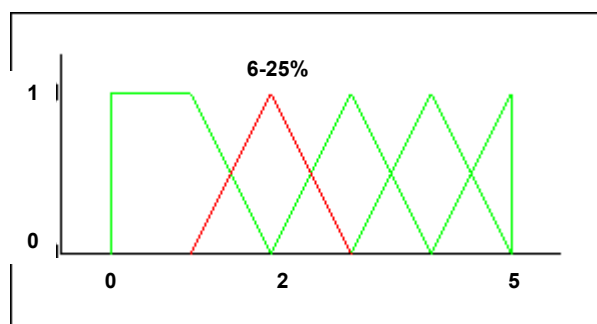


Figura 6.11: Etiquetas de la Variable Lingüística Cobertura Vegetal. En rojo el valor calculado para el caso del vertedero de Villarrasa

Para cada uno de los citados índices se generará un número difuso, caracterizado también en este caso por un valor representativo, una interpretación corta y una interpretación larga. En la Tabla 6.14 y en la Figura 6.12 se representan las variables lingüísticas para diferentes índices a modo de ejemplo, en el caso del vertedero de Villarrasa. Concretamente se incluye la Probabilidad de Contaminación del elemento del medio aguas superficiales, el Valor Ambiental y el

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

Índice de Riesgo Ambiental para las aguas subterráneas y el Índice de Interacción Medio Vertedero para el citado punto de vertido.

Tabla 6.14: Ejemplo de representación de diferentes variables lingüísticas en los Índices generados en el vertedero de Villarrasa

Índice		Metodología crisp	Modelo difuso		
			100%	50%	0%
Probabilidad de Contaminación aguas superficiales	Valor representativo	0,38	0,282759	0,38	0,477241
	Interpretación corta	Baja	Baja		
	Interpretación larga		Posiblemente muy baja (0,6) Muy posiblemente baja (1,00) Posiblemente media (0,5)		
Valor Ambiental aguas subterráneas	Valor representativo	3,5	3,1	3,5	3,9
	Interpretación corta	Alto	Alto		
	Interpretación larga		Poco posiblemente bajo (0,26); Muy posiblemente medio (0,76); Muy posiblemente alto (0,76); Poco posiblemente muy alto (0,26)		
Índice de Riesgo Ambiental aguas subterráneas	Valor representativo	1,23	0,8115	1,317778	1,8200
	Interpretación corta	Bajo	Bajo		
	Interpretación larga		Muy posiblemente muy bajo (0,97); muy posiblemente bajo (0,7); poco posiblemente medio (0,26)		
Índice Interacción Medio Vertedero	Valor representativo	6,23	4,0849	6,2275	8,37
	Interpretación corta	Bajo	Bajo		
	Interpretación larga		Muy posiblemente muy bajo (0,98); muy posiblemente bajo (0,64); poco posiblemente medio (0,16)		

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

En la Figura 6.12 se observa en color rojo el valor calculado para el caso del vertedero de Villarrasa. En todos los casos se trata de un número difuso, luego incluye todas las subjetividades e incertidumbres que se han generado en su determinación, es decir de todas las variables de vertedero consideradas para su determinación. Se puede observar, tanto en la interpretación larga recogida en la Tabla 6.14, como en la citada figura, que el resultado obtenido no es interpretado, como en el caso de la metodología crisp, con una etiqueta que clasifica dicho índice; en este caso el número difuso nos da información en relación a si existe una mayor o menor aproximación de ese número difuso a clasificaciones superiores o inferiores.

Por ejemplo la Probabilidad de Contaminación para el elemento del medio aguas superficiales se ha clasificado como baja, sin embargo se puede observar que hay un ligero desplazamiento del número difuso hacia el intervalo inferior, es decir participa en mayor grado del intervalo inferior (0,6) que del superior (0,5) tal y como refleja la interpretación larga de este número difuso; por este motivo la interpretación corta incluye es Baja. En el caso del Valor Ambiental de las aguas subterráneas, se puede observar como el número difuso participa de cuatro intervalos, con menor grado en los clasificados como bajo y los clasificados como muy algo.

En el caso del Índice de Riesgo Ambiental de las aguas subterráneas se puede observar como el número difuso, en su interpretación larga, nos está informando que aunque se haya clasificado como Bajo este índice, este impacto está más cercano al intervalo inferior que al superior. Igual conclusión puede obtenerse del número difuso obtenido para el Índice de Afección Medio Vertedero.

Finalmente el valor representativo de los número difusos permite, al igual que la metodología crisp, comparar los resultados obtenidos en diferentes vertederos, facilitando la priorización de actuaciones. En este caso habrá que considerar el nivel de optimismo, ya que este valor se ve afectado por el mismo.

El resto de Índices para este ejemplo se han calculado de forma similar obteniendo resultados análogos. Como caso excepcional hay que indicar que el Valor ambiental del elemento del medio Salud, por definición de la propia metodología crisp, toma valor máximo 5, en cualquier caso. La representación del número difuso

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

no se corresponde con los ejemplos anteriores; en este caso las características del número difuso obtenido se recogen en la Tabla 6.15 y la Figura 6.13.

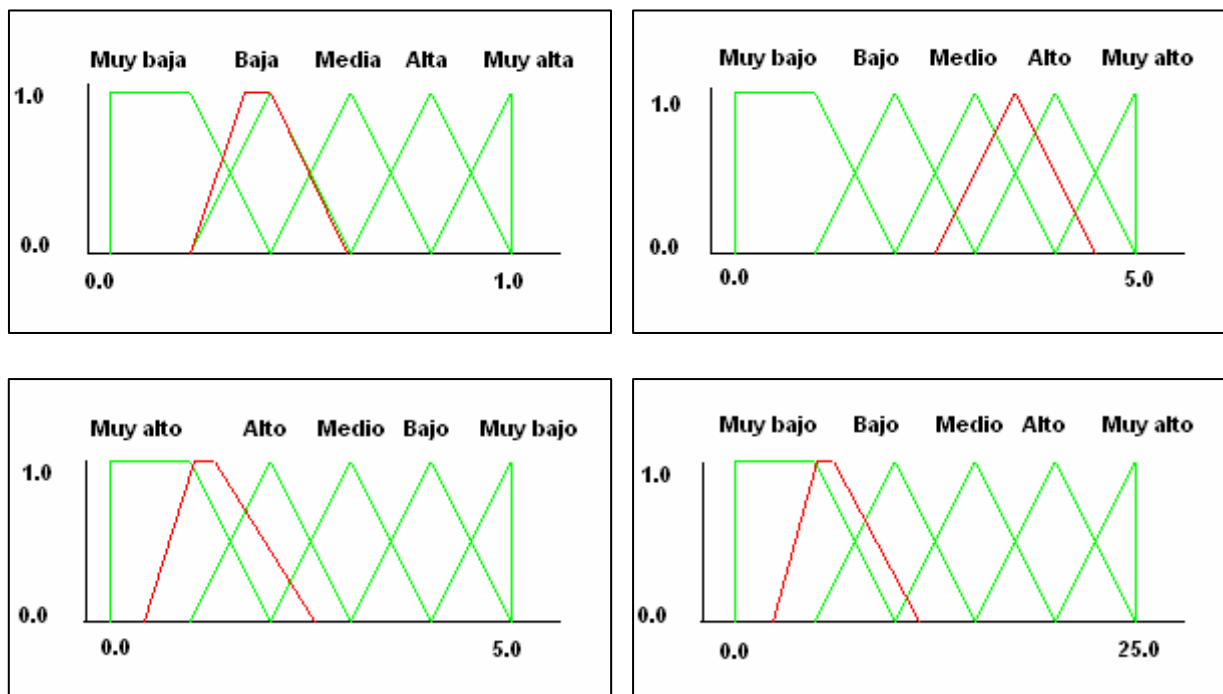


Figura 6.12: Etiquetas de diferentes variables lingüísticas en los Índices generados en el vertedero de Villarrasa. A) Probabilidad de Contaminación aguas superficiales; B) Valor Ambiental aguas subterráneas; C) Índice de Riesgo Ambiental aguas subterráneas; D) Índice de Interacción Medio Vertedero

Tabla 6.15: Representación de la variable lingüística en el Valor Ambiental del elemento del medio Salud

	Metodología crisp	Modelo difuso		
		100%	50%	0%
Valor representativo	5	4,9999	5	5,0001
Interpretación corta	Muy alto	Muy alto	Muy alto	Muy alto
Interpretación larga		Muy posiblemente muy alto (1)		

Se puede concluir, a partir de los ejemplos expuestos, que la aplicación del modelo difuso permite obtener unos resultados en los que la cuantificación de la afección ambiental de un vertedero no es únicamente una etiqueta, sino que se amplía sustancialmente la cantidad de información relativa a dicho índice; a esto hay que añadir la posibilidad de incluir el grado de incertidumbre al que está sujeto la aplicación de la metodología gracias al nivel de optimismo. Por tanto, la aplicación

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

del modelo difuso no sólo facilita la aplicación de la metodología, sino que además elimina los puntos débiles de la metodología EVIAVE, mejorando sustancialmente la interpretación de resultados en comparación con la metodología crisp.



Figura 6.13: Etiquetas del Valor Ambiental del elemento del medio Salud

6.6. BIBLIOGRAFÍA

- Delgado M., M.A. Vila, and W. Voxman. On a canonical representation of fuzzy numbers. *Fuzzy Sets and Systems*, (93):205–216, 1988.
- Delgado M., O.Duarte, I. Requena. A Arithmetic Approach for the Computing with Words Paradigm. *International Journal of Intelligent Systems*. Vol 21, 121-142, 2006.
- Delgado M., Duarte O., Requena I. A fuzzy methodology for the environmental impact. *Evaluation of garbage dumps*. Pendiente de publicación.
- Duarte 2000 Duarte O. Técnicas difusas en la Evaluación de Impacto Ambiental. Tesis. Universidad de Granada. 2000.
- Ferraro D.O., Ghera C.M., Sznaidez G.A. Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 96. 2003.
- García L. A. Aplicación de análisis multicriterio en la Evaluación de Impactos ambientales. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. 2004.
- Glasson J. Introduction to Environmental Impact assessment principles and procedures, process, practice and prospects. University College London. London. 1995.
- Klir, G.J. Probabilistic versus probabilistic conceptualization of uncertainty, in: *AYY BM*. 1992.

6. DESARROLLO DE UN MODELO DIFUSO PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EVIAVE

- López A.G. Modelos de sistemas de recuperación documental basados en información lingüística difusa. Tesis Universidad de Granada. Departamento de Ciencias de la Computación e Inteligencia Artificial. 2006.
- Moya J.; López J.A; Rubio J.C.; Beas J.; Gallardo V.; Alcaín G. (2001). Censo de vertederos incontrolados de la provincia de Granada y orientaciones al sellado. Diputación de Granada – ITGE.
- Munda G. Multiple criteria decision aid: some epistemological considerations. Journal of multicriteria analysis in Physical planning. 1993.
- Uricchio V.F., Giordano R., López N. A fuzzy knowledge-based decision support system for groundwater pollution risk evaluation. Journal of environmental management n1 73. 2004
- Vanderwerf H.M.G. y Zimmer C. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system: Chemosphere nº 36. 1997.
- Zadeh, L.A. Computing with words in information/intelligent systems. In: Zadeh LA, Kaeprzyk J, editors. What is computing with words? Würzburg: Physica Verlag; 1999.
- <http://arai.ugr.es/eiadifusa>

7. CONCLUSIONES

7. CONCLUSIONES

7. CONCLUSIONES

- El presente trabajo ha justificado la necesidad de modificar la metodología de diagnóstico ambiental definida por Calvo (2003) en lo referente a la justificación y clasificación de las variables de vertedero y descriptores ambientales seleccionados, así como en algunos índices ambientales definidos en la metodología original.
- La nueva metodología tiene como ámbito de aplicación vertederos incontrolados y vertederos controlados de residuos no peligrosos, definidos por la Directiva 31/99, dentro de la Unión Europea, así como para países sin normativa relativa a eliminación de residuos en vertederos o bien con una normativa menos estricta que la del marco europeo.
- Los índices ambientales definidos permiten cuantificar y clasificar el impacto ambiental que los puntos de vertido ocasionan al medio ambiente, pudiendo ser utilizada como una herramienta que facilita la toma de decisión en la planificación de actuaciones en materia de vertido.
- La metodología EVIAVE define la Probabilidad de Contaminación del punto de vertido debido a su nivel de explotación, así como la Probabilidad de Contaminación debido a la ubicación del mismo. Estos índices permiten justificar la elección de Planes de Acondicionamiento o bien Planes de Cierre y Sellado de los mismos.
- El análisis comparativo de la metodología EVIAVE y la definida por la Diputación de Granada, avalada por expertos en la materia, ha mostrado resultados semejantes en la cuantificación de la afección ambiental de los vertederos, lo que ha permitido validar la metodología desarrollada.
- La definición de la metodología crisp EVIAVE permite la aplicación de las Técnicas Difusas para la elaboración de una Metodología Difusa que soluciona los puntos débiles que se han identificado en la metodología crisp, entre ellos la subjetividad y la incertidumbre, además de proporcionar mayor información relativa a la problemática ambiental de los vertederos que la metodología crisp.

7. CONCLUSIONES

8. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

8. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

8. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

- Aplicación de la metodología EVIAVE a otros ámbitos territoriales.
- Ampliación de la metodología EVIAVE para otros tipos de vertederos: vertederos de residuos inertes y vertederos de residuos peligrosos.
- Ampliación de los principios básicos y la estructura de la metodología EVIAVE a otras actividades contaminantes.
- Desarrollo de una metodología genérica, basada en los índices ambientales de la EVIAVE, que permita la evaluación y cuantificación del riesgo ambiental, con la finalidad de aplicar la legislación vigente relativa a la responsabilidad ambiental.
- Aplicación de los Sistemas de Información Geográfica en metodología, en relación a las variables de ubicación y los descriptores ambientales.
- Aplicación de los principios básicos y la estructura de la metodología EVIAVE en la valoración de la cuantificación de la responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales establecidos en la Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004.

8. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

**ANEXO 1: TABLAS UTILIZADAS PARA EL
CÁLCULO DE LA PROBABILIDAD DE
CONTAMINACIÓN A LOS ELEMENTOS DEL
MEDIO**

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Asentamiento de la masa de residuos	Muy bajo	1	Muy bajo	Se cumplen todas las situaciones de la lista anterior.
	Bajo	2	Bajo	Se cumplen todas las situaciones de la lista anterior, a excepción de la a).
	Medio	3	Medio	Se cumplen tres de las situaciones c), d), e) y f), independientemente del cumplimiento de las dos primeras.
	Alto	4	Alto	Se cumplen dos de las situaciones c), d), e) y f), independientemente del cumplimiento de las dos primeras.
	Muy alto	5	Muy alto	Se cumplen sólo una o ninguna de las situaciones c), d), e) y f), independientemente del cumplimiento de las dos primeras.
Cobertura diaria	Muy bajo	1	Muy satisfactorio	Material adecuado con puesta en obra satisfactoria.
	Bajo	2	Satisfactorio	Material adecuado con puesta en obra media o bien material medio con puesta en obra satisfactoria.
	Medio	3	Regular	Material de cobertura adecuado con puesta en obra deficiente, material de cobertura medio con puesta en obra satisfactoria o material de cobertura no adecuado con puesta en obra adecuada.
	Alto	4	Deficiente	Material medio con puesta en obra deficiente o material no adecuado con puesta en obra media.
	Muy alto	5	Inadecuado o inexistente	Material de cobertura no adecuado con puesta en obra deficiente o material de cobertura inexistente.
Cobertura final	Muy bajo	1	Muy adecuada	Se cumplen todos los requisitos del Decreto 1/97, incluida la existencia de la capa drenante de gases.
	Bajo	2	Adecuada	Se cumplen todas excepto la existencia de capa drenante de gases
	Medio	3	Regular	Se cumplen los requisitos relativos a la capa mineral impermeable, así como los del nivel drenante, pero no se cumplen todos los relativos al resto de las capas
	Alto	4	Deficiente	No se cumplen los requisitos de la capa mineral impermeable, y/o del nivel drenante, pudiendo o no cumplirse los relativos al resto de capas
	Muy alto	5	Inexistente	La capa de cobertura final es inexistente
Compactación	Muy bajo	1	Compactación muy alta	El vertedero es de balas con adecuada explotación
	Bajo	2	Compactación alta	Vertedero es de balas con una explotación que se considera regular. Vertedero es de alta compactación con buena explotación.
	Medio	3	Compactación media	Vertedero de balas con explotación deficiente. Vertedero de alta densidad cuya explotación se realiza de forma regular. Vertederos de media densidad con explotación adecuada
	Alto	4	Compactación baja	Vertederos de alta densidad con explotación deficiente. Vertederos de media densidad con explotación regular. Vertederos de baja densidad con explotación adecuada.
	Muy alto	5	Compactación muy baja	Vertederos de media densidad con explotación deficiente. Vertederos de baja densidad con explotación regular. Vertederos sin compactación

Variable	Clasificación (C _i)		Condición	
Control de gases	Muy bajo	1	Muy adecuado	Existe y en buen estado al menos 1 de los controles pasivos y 1 de los controles activos descritos en Tabla 4.15; además los gases se tratarán y se aprovecharán para energía, y si no puede aprovecharse se quemará antes de su salida al exterior; la frecuencia de medición y control de emisiones potenciales de gas y presión atmosférica CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , H ₂ S, H ₂ , etc mensual.
	Bajo	2	Adecuado	Se cumplen las indicaciones del caso anterior, excepto que no existe tratamiento de los gases ni recuperación de energía ni quemadores.
	Medio	3	Regular	Los controles activos y pasivos existen pero no están en buen estado ó bien no existe medición en la frecuencia que establece el punto muy adecuado.
	Alto	4	Bajo	Existe déficit en la recogida y en la frecuencia de medición de gases, pudiendo existir o no aprovechamiento de energía.
	Muy alto	5	Nulo	No existen controles de gases. No hay recogida, aprovechamiento ni tampoco mediciones.
Control de lixiviados	Muy bajo	1	Muy adecuado	Existe control del volumen y composición del lixiviado (RD 1481/2001), los sistemas de drenaje y las balsas de almacenamiento (RD 1/97) y hay tratamiento de lixiviados excluyéndose la recirculación.
	Bajo	2	Adecuado	Existe control del volumen/composición del lixiviado (RD 1481/2001), los sistemas de drenaje y balsas de almacenamiento son adecuadas y en buen estado de conservación (RD 1/97) el tratamiento de lixiviados es recirculación.
	Medio	3	Medio	Existe sistema de drenaje y almacenamiento con tratamiento/recirculación con problemas de diseño/conservación (RD 1/97). El control del volumen y composición se realizan pero incorrectamente (RD 1481/2001).
	Alto	4	Bajo	Existe sistema de drenaje y almacenamiento con/sin recirculación, pero mal diseño y conservación (tomando como referencia el RD 1/97 de Cataluña). No existe control del volumen y composición de los lixiviados.
	Muy alto	5	Nulo	No existe control, ni drenaje de lixiviados, ni almacenamiento ni tratamiento.
Distancia a infraestructuras	Muy bajo	1	I. con afección nula	No hay afección a infraestructuras porque se encuentran alejadas, teniendo en cuenta como distancia mínima las recogidas en la Tabla 4.22.
	Bajo	2	I. con baja afección	Se cumplen todas las condiciones de distancia mínima de referencia para las infraestructuras del Tipo I, pero no para 1 ó 2 de las del Tipo II.
	Medio	3	I. con afección media	Se cumplen todas las condiciones de distancia mínima de referencia para las infraestructuras del Tipo I, pero no para 3 ó más del Tipo II.
	Alto	4	I. con afección alta	No se cumplen las distancias mínimas de referencia para 1 de las infraestructuras del Tipo I, independientemente del nº de las afectadas del Tipo II.
	Muy alto	5	I. con afección muy alta	No se cumplen las distancias mínimas de referencia para 2 o más de las infraestructuras del Tipo I, independientemente de las afectadas del Tipo II.

Variable	Clasificación (C _i)		Condición	
Distancia a masas de aguas superficiales	Muy bajo	1	Muy bajo	Aguas superficiales situadas a distancia superiores a 1000m
	Bajo	2	Bajo	Aguas superficiales situadas a distancias comprendidas entre 1000-700m.
	Medio	3	Medio	Aguas superficiales situadas a distancias comprendidas entre 700-300m.
	Alto	4	Alto	Aguas superficiales situadas entre 300 – 50 m.
	Muy alto	5	Muy alto	Aguas superficiales situadas a menos de 50 m o bien residuos en contacto directo con las aguas superficiales
Distancia a núcleos de población	Muy bajo	1	Muy alta	Edificaciones inexistentes en un perímetro de protección con radio 3Km
	Bajo	2	Alta	Edificaciones escasas y dispersas localizadas a más de 2 Km y a menos de 3km del vertedero.
	Medio	3	Media	Existencia de una zona rural próxima entre 2 y 3 Km.
	Alto	4	Baja	Localización de zona rural, de baja densidad de población, a una distancia < a 2 Km. con edificaciones abundantes o zona industrial urbana.
	Muy alto	5	Muy baja	Existencia de un núcleo urbano, con alta densidad de población, a menos de 2 Km.
Edad del vertedero	Muy bajo	1	Muy viejo	Más de 20 años
	Bajo	2	Viejo	15-20 años
	Medio	3	Maduro	10-15 años
	Alto	4	Edad medio	5-10 años
	Muy alto	5	Joven	Hasta 5 años
Erosión	Muy bajo	1	Muy bajo	Existencia de diminutos reguerillos ocasionalmente presentes.
	Bajo	2	Bajo	Existencia de reguerillos de hasta 15 cm. de profundidad.
	Medio	3	Medio	Existencia de numerosos y pequeños regueros de 15 a 30 cm. de profundidad.
	Alto	4	Alto	Existen numerosos regueros de 30 a 60 cm. de profundidad. No impiden aunque afectan al uso de maquinaria pesada.
	Muy alto	5	Muy alto	Se observan regueros o surcos de más de 60cm de profundidad. Impiden el uso de maquinaria pesada pero afectan poco al uso de maquinaria ligera y de tracción animal.
Estado de los caminos internos	Muy bajo	1	Muy adecuado / inoperativo	Si está inoperativo. En caso de estar activo se cumplen los requisitos indicados anteriormente
	Bajo	2	Adecuado	Se cumplen todas las condiciones del camino bien diseñado y explotado, excepto: vías temporales hechas con restos de construcción compactados y las calles para los compactadores hechas con pavimento de piedra o gravilla
	Medio	3	Regular	Existe conservación de los caminos internos pero no poseen drenaje de la escorrentía o el camino no está hormigonado o alquitranado hasta la zona de depósito
	Alto	4	Deficiente	No existen pantallas vegetales o móviles, ni tampoco drenajes pero si existe conservación de los caminos internos del vertedero
	Muy alto	5	Inadecuado	No se cumplen ninguna de las condiciones establecidas en el correcto diseño y explotación de los caminos internos

Variable	Clasificación (C _i)		Condición	
Fallas	Muy bajo	1	No existen	No existen fallas o están a más de 60 metros del vaso de vertido y fuera del perímetro del vertedero.
	Bajo	2	Existen en el entorno del vaso pero de baja actividad	Existen fallas a más de 60 metros del vaso, dentro del perímetro del vertedero pero están inactivas desde la época del Terciario y anteriores (más de 1.650.000 años)
	Medio	3	Existen en el entorno del vaso con actividad media	Existen fallas activas a más de 60 m. del vaso, dentro del perímetro del vertedero (se han movido durante el Holoceno, en los últimos 10.000 años) o pueden estar potencialmente activas porque se han movido durante el Cuaternario (10.000-1.650.000 años)
	Alto	4	Inactivas en el vaso de vertido.	Existen fallas en el vaso de vertido, inactivas (no se han movido durante el Terciario) o potencialmente activas (no se han movido durante el Cuaternario)
	Muy alto	5	En el vaso de vertido	Existen fallas activas en el vaso de vertido (se han movido durante el Holoceno).
Impermeabilización del punto de vertido	Muy bajo	1	Muy alta	Existe barrera geológica natural con permeabilidad \leq a 10-9 m/s y espesor 2m. Si no se cumple se podrá instalar capa mineral \geq 0,9m y permeabilidad \leq 5x10-10 m/s, cuando no sean materiales consolidados con elevada permeabilidad, materiales porosos no consolidados, capas de alteración superficial de materiales originalmente poco permeables, o zona inundable por las crecidas de un curso de agua relativas a un periodo de retorno de 500 años. Revestimiento artificial del vaso \geq 1,5mm de grosor y sobre flancos laterales o muros de contención de 2:1.
	Bajo	2	Alta	Base y lados con capa mineral de permeabilidad y espesor \leq 10-9 m/s y 1m. respectivamente. Cuando la barrera geológica natural no cumpla las condiciones se completa con una barrera geológica artificial formada por una capa mineral de espesor \geq 0,5m y permeabilidad \leq a 5x10-10 m/s.
	Medio	3	Regular	La impermeabilización natural en el vaso y en los laterales está en buen estado, aunque no así la impermeabilización artificial que presenta desperfectos.
	Alto	4	Baja	La impermeabilización natural del vaso y de los laterales no cumple los requisitos establecidos en el punto de impermeabilización alta pero si las especificaciones de impermeabilización artificial.
	Muy alto	5	Muy baja	No se cumplen ninguno de los requisitos de impermeabilización natural y artificial para el vaso y los laterales del punto de vertido establecidos en el punto de impermeabilización alta.
Morfología a cauces superficiales	Muy bajo	1	Muy apropiada	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y bajo potencial de escorrentía
	Bajo	2	Apropiada	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y suelos con velocidad de infiltración moderada. Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y bajo potencial de escorrentía
	Medio	3	media	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y suelos con baja velocidad de infiltración. Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y suelos con velocidad de infiltración moderada.
	Alto	4	Inapropiada	Pendiente recomendada entre 1 y 20% y suelos con elevado potencial de escorrentía. Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y suelos con baja velocidad de infiltración
	Muy alto	5	Muy inapropiada	Pendiente inferior al 1% o superior al 20% y elevado potencial de escorrentía.

Variable	Clasificación (C _j)		Condición	
Pluviometría	Muy bajo	1	Pluviometría muy baja	Menos de 300 mm
	Bajo	2	Pluviometría baja	300-600 mm
	Medio	3	Pluviometría media	600-800 mm
	Alto	4	Pluviometría alta	800-1000 mm
	Muy alto	5	Pluviometría muy alta	Más de 1000 mm
Punto situado en zona inundable	Muy bajo	1	De riesgo bajo	Zona C: aquellas no coincidentes en las zonas A ni con B, en las que la avenida de los 500 años produciría impactos en viviendas aisladas, y las avenidas consideradas en los mapas de inundación, daños significativos a instalaciones comerciales, industriales y/o servicios básicos.
	Bajo	2	De riesgo significativo	Zona B: aquellas zonas, no coincidentes con las zonas A, en las que la avenida de los cien años produciría impactos en viviendas aisladas, y las avenidas de período de retorno \geq a los 100 años, daños significativos a instalaciones comerciales, industriales y/o servicios básicos.
	Medio	3	De riesgo alto excepcional	Zonas A.3. Son aquellas zonas en las que las avenidas de quinientos años producirán graves daños a núcleos de población importante, impactos a viviendas aisladas, o daños importantes a instalaciones comerciales o industriales y/o a los servicios básicos.
	Alto	4	De riesgo alto ocasional.	Zonas A.2. Son aquellas zonas en las que las avenidas de 100 años producirán graves daños a núcleos de población importante, impactos a viviendas aisladas, o daños importantes a instalaciones comerciales o industriales y/o a los servicios básicos.
	Muy alto	5	De riesgo alto frecuente	Zona A.1. aquellas en las que las avenidas de 50 años producirán graves daños a núcleos de población importante. También se considerará zonas de riesgo máximo aquellas en las que las avenidas de 50 años produzcan impactos a viviendas aisladas, o daños importantes a instalaciones comerciales o industriales y/o a los servicios básicos.
Riesgo sísmico	Muy bajo	1	Muy bajo	Escala EMS, MSK o Mercalli < VI $\sigma_b < 0,04g$
	Bajo	2	Bajo	Escala EMS, MSK o Mercalli VI-VII $\sigma_b 0,04g-0,08g$
	Medio	3	Medio	Escala EMS, MSK o Mercalli VII-VIII $\sigma_b 0,08g-0,12g$
	Alto	4	Alto	Escala EMS, MSK o Mercalli VIII-IX $\sigma_b 0,12G-0,16G$
	Muy alto	5	Muy alto	Escala EMS, MSK o Mercalli >IX $\sigma_b >0,16g$
Seguridad	Muy bajo	1	Seguridad muy alta	Es la situación más favorable, donde se cumplen todos los aspectos considerados.
	Bajo	2	Seguridad alta	Se cumplen todos los aspectos excepto uno, pero queda excluida la inexistencia o mal estado de EPI's.
	Medio	3	Seguridad media	Se cumplen todos excepto dos de los aspectos considerados, quedando excluida la inexistencia o mal estado de los EPI's.
	Alto	4	Seguridad baja	No se cumplen tres de los requisitos establecidos en el listado de forma completa o en algunos aspectos de su descripción.
	Muy alto	5	Seguridad muy baja	No se cumplen cuatro o más de los condicionantes establecidos.

Variable	Clasificación (C _i)		Condición	
Sistema de drenaje superficial	Muy bajo	1	Muy adecuado	Existen canales interceptores y canales principales con dimensiones y pendientes adecuadas para acumular y evacuar la escorrentía de la cuenca, acordes a las precipitaciones locales. Su estado de conservación es adecuado en lo que se refiere a limpieza y control de desperfectos. El vertedero cuenta con estanques de contención de pluviales.
	Bajo	2	Adecuado	Existen canales interceptores y principales con dimensiones y pendientes adecuadas, acordes a las precipitaciones locales. Estado de conservación es adecuado. No existe estanque de contención de pluviales.
	Medio	3	Regular	Existe sistema de drenaje superficial (canales interceptores y principales) con dimensiones y pendientes adecuadas. Limpieza y control de desperfectos no idóneo. No existe estanque para contención de pluviales.
	Alto	4	Inadecuado	Existe sistema de drenaje superficial muy básico, no diseñado específicamente para las precipitaciones locales, independientemente del estado de conservación. No existe estanque para contención de pluviales.
	Muy alto	5	No existe	No existe infraestructura para la recogida de aguas superficiales
Taludes	Muy bajo	1	P. muy adecuada	Pendiente de talud inferior a 4:1 (H:V)
	Bajo	2	Pendiente adecuada	Pendiente de talud comprendida entre 4:1 y 3:1.
	Medio	3	P. adecuación media	Pendiente de talud comprendida entre 3:1 y 2:1
	Alto	4	P. baja adecuación	Pendiente de talud comprendida entre 2:1 y 1,5:1.
	Muy alto	5	P.e no adecuada:	Pendiente de talud superior a 1,5:1.
Tamaño de vertedero	Muy bajo	1	V. muy baja capacidad	< 300 Tn/año
	Bajo	2	V. de baja capacidad	300-600 Tn/año
	Medio	3	V. de capacidad media	600-1000 Tn/año
	Alto	4	V. de alta capacidad	1000-2500 Tn/año
	Muy alto	5	V. de gran capacidad	> 2500 Tn/año

Variable	Clasificación (C _i)		Condición				
	Tipo de residuos	Muy bajo	1	Poder contaminante muy bajo	Vertedero de residuos no peligrosos. Subcategoría para residuos con elevado grado de separación previa y presencia fundamental de fracción de rechazo con baja presencia de materia orgánica		
Bajo		2	Poder contaminante bajo	Vertedero de residuos no peligrosos. Subcategoría para residuos con bajo grado de separación previa y presencia fundamental de fracción de rechazo con presencia de materia orgánica			
Medio		3	Poder contaminante medio	Vertedero de residuos con elevado porcentaje de materia orgánica procedente de residuos no sometidos a tratamiento previo para separación de la fracción orgánica con presencia residuos inertes.			
Alto		4	Poder contaminante alto	Vertedero de residuos con elevado porcentaje de m.o. procedente de residuos no sometidos a tratamiento previo para separación de la fracción orgánica con presencia RI y algunos residuos de naturaleza peligrosa			
Muy alto		5	Poder contaminante muy alto	Vertedero de residuos con elevado porcentaje de m.o. procedente de residuos no sometidos a tratamiento previo para separación de la fracción orgánica con presencia importante de residuos de naturaleza peligrosa			
Viento	Muy bajo	1	Muy idónea de ubicación	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 1 ó 2.			
	Bajo	2	Idónea de ubicación	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 3 ó 4.			
	Medio	3	Idoneidad media	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 5 ó 6.			
	Alto	4	baja idoneidad de ubicación	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 7 ó 8.			
	Muy alto	5	muy baja idoneidad	La suma de las características dirección e intensidad del viento es 9 ó 10.			
Visibilidad	Muy bajo	1	Muy bajo	No visible			
	Bajo	2	Bajo	Visible desde zonas urbanas a más de 2000 m y/o desde carreteras principales a una distancia de 500-2000m.			
	Medio	3	Medio	Visible desde zonas urbanas a 1000-2000m y/o desde carreteras principales a una distancia menor a 500m.			
	Alto	4	Alto	Visible desde zonas urbanas a una distancia entre 500-1000m.			
	Muy alto	5	Muy alto	Visibles desde zonas urbanas a menos de 500m.			
Vulnerabilidad de las aguas subterráneas				GOD	DRASTIC	SINTACS	EPIK
	Muy baja	1		$lv < 0.1$	$lv < 28$	$lv \leq 80$	$lv = 2$ or 3
	Baja	2		$0.1 \leq lv < 0.3$	$29 \leq lv \leq 85$	$81 \leq lv \leq 105$	$lv = 4$ or 5
	Media	3		$0.3 \leq lv < 0.5$	$86 \leq lv \leq 142$	$106 \leq lv \leq 140$	$lv = 6$ or 7
	Alta	4		$0.5 \leq lv < 0.7$	$143 \leq lv \leq 196$	$141 \leq lv \leq 186$	$lv = 8$ or 9
Muy alta	5		$lv \geq 0.7$	$lv < 196$	$lv \geq 187$	$lv = 10$	

**ANEXO 2: TABLA UTILIZADA PARA LA
VALORACIÓN DE LOS DESCRIPTORES
AMBIENTALES**

ELEMENTOS DEL MEDIO	DESCRIPTORES AMBIENTALES	CLASIFICACIÓN	VALOR
Aguas superficiales	Tipo de masa de agua (A ₁)	Curso de agua artificiales: canales, acequias y estanques	1
		Ríos de 3 ^{er} orden o más y cursos estacionales: ríos, arroyos y ramblas	2
		Masas de aguas estacionarias: lagunas y embalses	3
		Aguas marinas y ríos de 1 ^{er} y 2 ^o orden	4
		Masas de agua permanente: marismas y zonas intermareales, albuferas, salinas, estuarios y ramales de marea. Zonas clasificadas como sensibles	5
	Usos del agua (A ₂)	Sin uso para el hombre	1
		Uso hidroeléctrico, navegación y otros	2
		Industria	3
		Agricultura	4
		Uso para abastecimiento humano, recreativo incluidas zonas de baño y acuicultura	5
	Calidad del agua (A ₂)	Aguas de calidad deficiente o mala	1
		Aguas en estado aceptable	2
		Aguas en buen estado	3
		Aguas en muy buen estado sin especies (flora y/o fauna) protegidas	4
		Aguas en muy buen estado con especies (flora y/o fauna) protegidas	5
Aguas subterráneas	Usos del agua (B ₁)	Sin uso para el hombre	1
		Otros usos no contemplados posteriormente	2
		Industria	3
		Agricultura	4
		Uso para abastecimiento humano	5
	Calidad del agua (B ₂)	Aguas muy deficientes	1
		Aguas deficientes o malas	2
		Aguas en estado aceptable	3
		Aguas en buen estado	4
		Aguas en muy buen estado	5
Atmósfera	Calidad del aire (C ₁)	Muy mala	1
		Mala	2
		Admisible	3
		Buena	4
		Muy buena	5
Suelo	Usos del suelo (D ₁)	No urbanizable	1
		Urbanizable industrial	2
		Urbanizable residencial	3
		Urbano industrial y urbanizable turístico	4
		Urbano turístico y urbano residencial	5
	Tipo de vegetación (D ₂)	Espacios abiertos con escasa cobertura vegetal o erial	1
		Formación arbustiva y herbácea sin arbolado o cultivos de secano	2
		Formación herbácea con arbolado, cultivos de regadío o secano con árboles aislados	3
		Formación de matorral con arbolado, montes de repoblación joven	4
		Formaciones de arbolado denso, monte autóctono o de repoblación bien asentado	5
	Cobertura vegetal (D ₃)	1-5 % indiv	1
		6-25% indiv	2
		26-50% indiv	3
		51-75%	4
		76-100%	5

