

LEY 1/2005 PARA LA PREVENCIÓN Y CORRECCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO

GUÍA TÉCNICA

**PARA LA
EVALUACIÓN Y
GESTIÓN DE LA
CONTAMINACIÓN
DEL SUELO POR
TANQUES DE
ALMACENAMIENTO
SUBTERRÁNEO**



**EUSKO JAURLARITZA
GOBIERNO VASCO**

INGURUMEN ETA LURRALDE
ANTOLAMENDU SAILA

DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



IHOBE

**Guía técnica para la evaluación y gestión de la contaminación
del suelo por tanques de almacenamiento subterráneo**

PRESENTACIÓN

Desde que se inició la política para la protección del suelo en la Comunidad Autónoma del País Vasco la Viceconsejería de Medio Ambiente, a través de la Sociedad Pública de Gestión Ambiental IHOBE, S.A., ha venido editando guías metodológicas y técnicas de aplicación en las investigaciones de suelos contaminados. La realización de numerosas investigaciones, a lo largo de estos años, ha puesto de manifiesto la utilidad de dichos instrumentos técnicos y ha permitido acumular una experiencia importante acerca de la problemática ambiental que suponen los suelos y las aguas subterráneas contaminados.

El conocimiento tanto de este problema ambiental como de su dimensión ha propiciado que la *Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible 2002-2020* tenga como primera meta garantizar que los suelos estén limpios, e incluso se ha marcado como objetivo prioritario mejorar la calidad de los mismos, hasta el punto de adquirir compromisos concretos de recuperación de suelos.

La aprobación de la ley 3/98 de 27 de febrero, General de Protección del Medio Ambiente del País Vasco permitió sentar las bases para tratar este problema y la reciente aprobación de la ley 1/2005 de 4 de febrero para la Prevención y Corrección de la contaminación del suelo de la Comunidad Autónoma del País Vasco va a dar cobertura legal a las actuaciones que se lleven a cabo en relación con esta materia.

En relación a lo indicado se ha elaborado en colaboración con el Departamento de Industria, Comercio y Turismo la presente “*Guía Técnica de evaluación y gestión de la contaminación del suelo por tanques de almacenamiento subterráneo*”. La constatación de que dichos depósitos constituyen los principales focos de la contaminación del suelo ha motivado que esta nueva guía se centre exclusivamente en ellos. Ahora bien, la guía se ha nutrido de los documentos ya editados para establecer los criterios a seguir en relación a los distintos aspectos técnicos y ambientales correspondientes.

Además, la guía suministra información acerca de las principales medidas de prevención de la aparición de nuevos casos de contaminación así como criterios ambientales para la implantación de nuevos tanques subterráneos. Con ello se pretende disponer de un documento técnico eficaz que de acuerdo con los objetivos de la ley evite nuevos casos de contaminación del suelo y facilite la evaluación y la gestión de la contaminación ya ocasionada en el suelo y el agua subterránea.



Esther Larrañaga

Consejera de Medio Ambiente y Ordenación
del Territorio del Gobierno Vasco

Índice

1. INTRODUCCIÓN	9
2. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA GUÍA	11
3. ENFOQUE GENERAL	13
3.1 INTRODUCCIÓN	13
3.2 REQUISITOS LEGALES Y TÉCNICOS	14
3.3 ESTRATEGIA GENERAL DE ACTUACIÓN	14
3.4 ENFOQUE EN LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO	15
4. CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO Y LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS	21
4.1 ELABORACIÓN DEL ESTUDIO HISTÓRICO	21
4.2 ANÁLISIS DEL MEDIO FÍSICO	23
4.3 DEFINICIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL INICIAL	25
4.3.1 Elementos relativos a la fuente	27
4.3.1.1. Productos derivados del petróleo	30
4.3.1.2. Disolventes de uso industrial	30
4.3.2 Elementos relativos a las rutas de transporte y migración	31
4.3.2.1. Número de átomos de carbono en el compuesto	32
4.3.2.2. Movilidad de los compuestos	34
4.3.2.3. Presencia de compuestos oxigenados	34
4.3.2.4. Volatilidad del compuesto	35
4.3.2.5. Biodegradación y caracterización de distintos productos	36
4.3.2.6. Presencia combinada de varios contaminantes en el subsuelo	40
4.3.2.7. Vías de dispersión de los contaminantes	41
4.3.3 Elementos relativos a las vías de exposición	42
4.3.4 Elementos relativos a los receptores potenciales	42
4.4 DISEÑO DE LA ESTRATEGIA DE MUESTREO	43
4.4.1 Investigación exploratoria	45
4.4.1.1. Aire intersticial del suelo	47
4.4.1.2. Suelos	49
4.4.1.3. Aguas subterráneas	50
4.4.1.4. Otros medios	50
4.4.2 Investigación detallada	51
4.4.2.1. Aire intersticial del suelo	51
4.4.2.2. Suelos	52
4.4.2.3. Aguas subterráneas	53
4.4.2.4. Otros medios	54
4.5 DISEÑO DEL PROGRAMA DE ANÁLISIS QUÍMICO	54
4.6 TOMA DE MUESTRAS	58
4.6.1 Aire intersticial del suelo	58
4.6.2 Suelos	58
4.6.3 Aguas subterráneas	59
4.6.4 Producto libre	60
4.7 REALIZACIÓN DE MEDICIONES <i>IN SITU</i>	61
4.7.1 Equipos de medida de compuestos orgánicos	61
4.7.1.1. Detector de fotoionización (PID)	61
4.7.1.2. Detector de ionización en llama (FID)	62
4.7.1.3. Cromatógrafo de gases	62
4.7.1.4. Test colorimétricos y de inmunoensayo	62
4.7.2 Equipos de medición de explosividad	62
4.7.3 Otros equipos de medición	63
4.7.4 Medición de espesor de fases no solubles	63

4.8	EVALUACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN	64
4.9	DEFINICIÓN DE “OTROS CRITERIOS DE EVALUACIÓN”	66
4.9.1	<i>Aguas subterráneas y superficiales</i>	66
4.9.2	<i>Otros criterios de evaluación</i>	67
5.	CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN Y GESTIÓN DE RIESGOS	71
5.1	EVALUACIÓN DE RIESGOS	71
5.2	PAUTAS PARA LA EVALUACIÓN CONCEPTUAL Y CUALITATIVA DE RIESGOS	73
5.3	GESTIÓN DE RIESGOS	80
6.	CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO	83
6.1	INTRODUCCIÓN	83
6.2	TECNOLOGÍAS DE DESCONTAMINACIÓN	88
6.2.1	<i>Extracción de aire / Bioventilación</i>	88
6.2.2	<i>Sparging</i>	91
6.2.3	<i>Bombeo y tratamiento</i>	93
6.2.4	<i>Extracción multifase (Bioslurping)</i>	96
6.2.5	<i>Landfarming</i>	98
6.2.6	<i>Biopilas</i>	100
6.2.7	<i>Compostaje</i>	102
6.2.8	<i>Desorción térmica</i>	103
6.3	TECNOLOGÍAS DE CONTENCIÓN	105
6.3.1	<i>Barreras hidráulicas</i>	105
6.3.2	<i>Pantallas de contención</i>	107
6.4	OTRAS TECNOLOGÍAS	110
6.4.1	<i>Atenuación natural monitorizada</i>	110
6.4.2	<i>Biorremediación estimulada</i>	112
6.5	EVALUACIÓN COMPARADA DE TECNOLOGÍAS	113
7.	PREVENCIÓN Y DETECCIÓN DE FUGAS	117
7.1	SITUACIÓN NORMATIVA EUROPEA	117
7.2	POSIBLES MEDIDAS DE CONTROL Y CONTENCIÓN	117
7.2.1	<i>Introducción</i>	117
7.2.2	<i>Medios de Contención</i>	117
7.2.3	<i>Sistemas de detección de fugas</i>	122
7.3	CRITERIOS PARA LA APLICACIÓN DE MEDIDAS DE CONTROL Y CONTENCIÓN	126
8.	CRITERIOS PARA LA IMPLANTACIÓN DE NUEVOS TANQUES	129
8.1	INTRODUCCIÓN	129
8.2	BLANCO AMBIENTAL	129
8.3	GRADO DE VULNERABILIDAD DEL MEDIO	130
8.4	DEFINICIÓN DE LOS MEDIOS DE CONTROL O CONTENCIÓN A IMPLANTAR	131
9.	BIBLIOGRAFÍA	133

Índice de Figuras

Figura 1:	Causas de fugas de hidrocarburos desde tanques subterráneos	13
Figura 2:	Esquema general de actuación en un suelo contaminado	16
Figura 3:	Esquema general de actuación en un suelo contaminado por líquidos vertidos desde tanques de almacenamiento subterráneos	19
Figura 4:	Detalles técnicos de tanques subterráneos a comprobar durante el estudio histórico	22

Figura 5: Fuentes de información para la obtención de datos históricos sobre tanques subterráneos.....	23
Figura 6: Ejemplo de representación gráfica de un modelo conceptual.....	26
Figura 7: Relación entre rango de cadena de carbono y productos petrolíferos	27
Figura 8: Cromatogramas estándar de varios productos	29
Figura 9: Cromatograma de mezcla gasoil/gasolina en una proporción de aproximadamente 9:1	30
Figura 10: Modelos de migración de un líquido a través de un sistema detrítico, compuesto por estratos con distinta permeabilidad, y un sistema kárstico	32
Figura 11: Gradiente químico que se produce frecuentemente tras el vertido de una gasolina.....	34
Figura 12: Evolución de una gasolina durante un periodo de evaporación	35
Figura 13: Evolución temporal de la relación B+T/E+X.....	37
Figura 14: Cromatogramas que muestran un gasóleo fresco típico (A) y uno degradado de forma típica (B) El gasóleo degradado se encontró en una muestra de suelo y la fuga tenía una antigüedad de 22 años	39
Figura 15: Diferencia de comportamiento en un acuífero entre una LNAPL y una DNAPL.....	41
Figura 16: Resultado de la investigación de vapores orgánicos en una estación de servicio	46
Figura 17: Planteamiento y resultados de la investigación exploratoria de suelos	48
Figura 18: Resultado del muestreo de las aguas subterráneas en la investigación exploratoria.....	49
Figura 19: Resultado de la investigación detallada	52
Figura 20: Cortes del emplazamiento; I-I' tanques de combustibles y II-II' tanque con TCE	53
Figura 21: Cadenas de degradación natural del tricloroetileno (TCE) y el percloroetileno (PCE).....	57
Figura 22: Ejemplos de equipos adecuados para el muestreo de fases de producto tipo LNAPL (A) y DNAPLs (B y C)	60
Figura 23: Diagrama de flujo para el desarrollo de un modelo de riesgos ambientales.....	74
Figura 24: Esquema de decisión para la actuación sobre un foco de contaminación.....	84
Figura 25: Aspectos que condicionan la tecnología de saneamiento aplicable.....	86
Figura 26: Esquema de la bioventilación	88
Figura 27: Esquema del air sparging.....	91
Figura 28: Esquema del bombeo y tratamiento.....	94
Figura 29: Esquema del bioslurping.....	96
Figura 30: Esquema del Landfarming.....	98
Figura 31: Esquema de una biopila.....	101

Figura 32: Esquema de una instalación de desorción técnica	104
Figura 33: Esquema de una barrera hidráulica	106
Figura 34: Esquema de una barrera de contención	108
Figura 35: Imprimación interna de un tanque	118
Figura 36: Protección catódica mediante ánodo de sacrificio (dibujo y ejemplo real).....	119
Figura 37: Protección catódica mediante corrientes impresas.....	120
Figura 38: Efecto de la ubicación del tanque respecto a la profundidad del nivel freático	120
Figura 39: Ejemplos de dispositivos antiderrame. A) Boca de carga dotada de sistema de retención mediante bomba; B) Boca de carga con sistema de retención mediante drenaje; C) Dispositivo de corte automático de llenado; D) Flotador acoplado al venteo; E) Alarma de sobrellenado	121
Figura 40: Esquema de los conceptos del tubo buzo dentro de un cubeto (izquierda) y la detección de vapores orgánicos en el subsuelo (derecha).....	122
Figura 41: Ejemplo de sondas para la captación de vapores orgánicos en el subsuelo.....	123
Figura 42: Esquema del concepto del pozo de control para la detección de la presencia de producto en fase libre sobrenadante	123
Figura 43: Esquema típico de un pozo de control	124
Figura 44: Esquema típico de un piezómetro multinivel para disolventes clorados.....	125
Figura 45: Resumen de las medidas de control presentadas anteriormente; pruebas de estanqueidad, detectores automáticos de fugas en tuberías, reconciliación manual/automática de ventas, control de espacio intersticial (vapores y/o líquidos), instalación de medidores de vapores orgánicos y pozos de control.....	125

Índice de Tablas

Tabla 1: Factores a considerar en la elaboración del modelo conceptual inicial	26
Tabla 2: Valores de distintos parámetros físicos para siete hidrocarburos distintos.....	33
Tabla 3: Rangos de temperatura de ebullición para varios productos petrolíferos.....	34
Tabla 4: Datos históricos existentes sobre los tanques del emplazamiento objeto del ejemplo de investigación	45
Tabla 5: Rango de cadenas de hidrocarburos recomendadas analizar en aceites minerales.....	56
Tabla 6: Esquema de la analítica recomendada para la investigación de fugas desde tanques subterráneos	57
Tabla 7: Resumen de los valores holandeses de referencia para aguas subterráneas (µg/L)	66
Tabla 8: Valores objetivo de calidad establecidos en la legislación nacional (µg/L)	67

Tabla 9: Relación de otros criterios de evaluación (OCEs) para 21 compuestos	68
Tabla 10: Tecnologías de recuperación de suelos y aguas subterráneas para contaminaciones originadas desde tanques subterráneos.....	87
Tabla 11: Resumen de las características de las técnicas de saneamiento	114
Tabla 12: Relación de medidas de control/contención a aplicar de acuerdo con el grado de vulnerabilidad del medio	131

Anexos

Anexo I: Requisitos normativos para las instalaciones de almacenamiento subterráneo.....	137
Anexo II: Síntesis de metodologías de evaluación y gestión de riesgos	147
Anexo III: Aspectos hidrogeológicos del medio físico de la Comunidad Autónoma del País Vasco	159
Anexo IV: Reconciliación manual de ventas y stocks.....	169
Anexo V: Evaluación simplificada de la vulnerabilidad del medio.....	177
Anexo VI: Fichas de presentación de tecnologías de descontaminación	187

1. INTRODUCCIÓN

La experiencia acumulada acerca de la problemática de la contaminación del suelo y las aguas subterráneas pone de manifiesto que la actividad de almacenamiento subterráneo de materias primas, auxiliares y/o productos constituye en numerosos sectores industriales y de servicios un foco de afección a la calidad de los medios mencionados.

A este respecto, las instalaciones subterráneas de almacenamiento de combustibles (hidrocarburos derivados del petróleo) o disolventes han dado lugar a buena parte de los casos de contaminación del suelo identificados o supuestos, convirtiéndose en uno de los principales objetos de atención de las autoridades ambientales competentes.

Esta experiencia ha sido corroborada en el ámbito de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) y ha llevado a la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno Vasco (a través de IHOBE, S.A.) a considerar la necesidad de profundizar en la materia elaborando una nueva guía técnica que aporte criterios de actuación válidos a la hora de evaluar y gestionar estos casos de contaminación.

No obstante, el conjunto de documentos para la investigación de la calidad del suelo publicados hasta la fecha por IHOBE constituyen una referencia esencial, no sólo porque se plasman en la Ley 1/2005 para la prevención y corrección de la contaminación del suelo de la Comunidad Autónoma del País Vasco, sino también porque contienen protocolos para determinados trabajos (investigación de la contaminación, evaluación de riesgos, valores indicativos de evaluación, etc.) que, tanto en términos generales como en algunos aspectos particulares, son de aplicación a la problemática de los tanques de almacenamiento subterráneos.

En este sentido, la presente guía se ha nutrido de estos documentos y de las experiencias acumuladas en los últimos años para establecer los criterios referentes a los distintos aspectos técnicos y medioambientales relacionados con estas instalaciones.

Si bien, la intención ha sido elaborar una guía lo más completa posible, que además pueda ser leída de forma autónoma sin requerir continuas consultas a otros documentos, lo cierto es que la amplitud y complejidad de muchos de los aspectos tratados hace inviable conseguir este objetivo en su totalidad. Así en relación con dichos aspectos la guía sólo introduce al lector en la materia, pudiéndose ampliar los conocimientos consultando la bibliografía incluida en el documento.

2. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA GUÍA

El objetivo básico de la presente guía es suministrar criterios metodológicos y técnicos específicos para afrontar la problemática de la contaminación del subsuelo generada por los tanques subterráneos, criterios que son complementarios de los ya establecidos en las guías existentes. Los criterios que suministra esta guía se plasman en una atención particular a los siguientes aspectos:

- La evaluación de la contaminación del suelo y las aguas subterráneas producida por las sustancias alojadas en estas instalaciones.
- La evaluación y gestión de los riesgos derivados de estos casos de contaminación.
- La selección de las tecnologías de recuperación de los recursos afectados en aquellos casos que lo requieren.
- La prevención de fugas o derrames desde o en el entorno de tanques subterráneos.

En sintonía con las pautas marcadas por los protocolos ya editados, la nueva guía tiene un planteamiento y orientación eminentemente prácticos, cuidando la presentación de sus contenidos con vistas a facilitar su comprensión y utilización.

Con el fin de dar respuesta a los objetivos mencionados, se ha planteado el desarrollo de los contenidos de la guía en los siguientes bloques diferenciados:

- Enfoque general del problema (Capítulo 3).
- Criterios para la investigación de la contaminación del suelo y las aguas subterráneas (Capítulo 4).
- Criterios para la evaluación y gestión de riesgos (Capítulo 5).
- Criterios para la selección de tecnologías de tratamiento (Capítulo 6).
- Medidas de prevención aplicables a tanques subterráneos (Capítulo 7).
- Criterios para la instalación de medidas de control y contención en proyectos de instalación de nuevos tanques (Capítulo 8).

Finalmente, los anexos incluidos en esta guía ilustran y apoyan los temas desarrollados en los distintos capítulos.

3. ENFOQUE GENERAL

3.1 INTRODUCCIÓN

Las causas más frecuentes de los problemas de contaminación de suelos y aguas subterráneas por sustancias almacenadas en tanques enterrados son las siguientes:

- Pérdidas de los productos contenidos en tanques y/o tuberías que se encuentran dañados o defectuosos.
- Derrames superficiales ocurridos durante las operaciones de carga de los tanques y/o de venta o trasiego de producto.

Por su parte, las pérdidas en tanques o tuberías pueden tener diversas causas, entre las que cabe destacar la corrosión del material constitutivo de los mismos (cuando se trata de acero) y las roturas provocadas por instalaciones defectuosas, sobrecargas, asentamientos diferenciales del material de relleno, etc. En el caso de los tanques de almacenamiento de combustibles, otro motivo frecuente de aparición de pérdidas es la perforación de la pared debida a los golpes repetidos de la barra utilizada para medir el nivel de producto en su interior. La figura 1 ilustra las posibles causas de fugas al subsuelo.

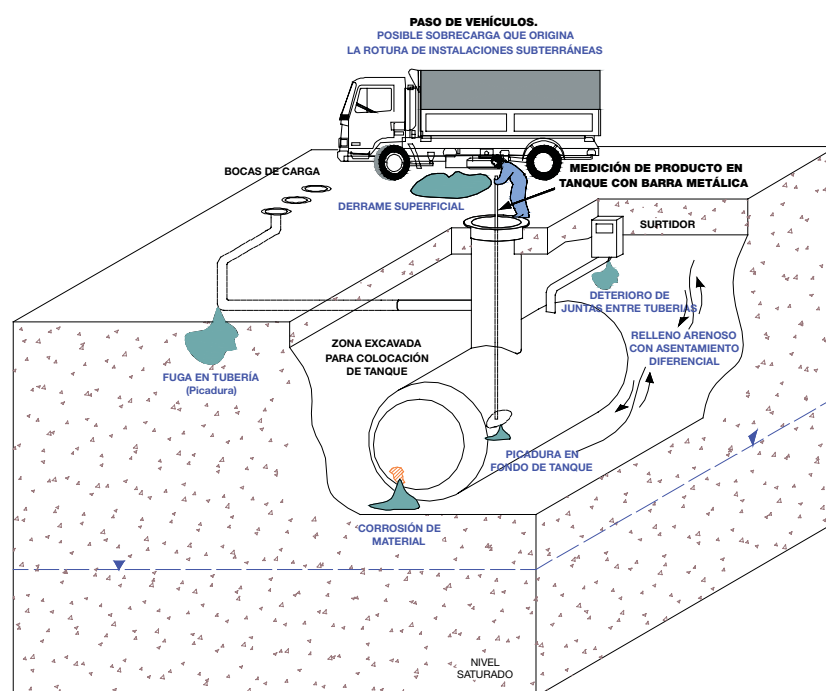


Figura 1: Causas de fugas de hidrocarburos desde tanques subterráneos

Las pérdidas de tanques y/o tuberías son las que provocan más a menudo casos serios de contaminación de suelos, dado que su localización es subterránea y, por tanto, su detección no tan evidente e inmediata como la de los derrames superficiales.

3.2 REQUISITOS LEGALES Y TÉCNICOS

Conviene recordar que en la actualidad existe una legislación que regula las características técnicas que deben poseer las instalaciones de almacenamiento de combustibles y de productos químicos. El Anexo I contiene una síntesis de las determinaciones prácticas incluidas en dicha legislación.

3.3 ESTRATEGIA GENERAL DE ACTUACIÓN

Desde hace años viene ganando aceptación el principio de que la definición de actuaciones correctoras en casos de contaminación de suelos debe ser coherente con las conclusiones de la evaluación de los riesgos específicos que cada caso concreto plantea para la salud humana y los ecosistemas. La aplicación práctica de este principio permite definir actuaciones más efectivas desde un punto de vista económico y asignar los recursos dedicados a la investigación y recuperación de emplazamientos contaminados conforme a la gravedad real de cada uno.

En sintonía con este enfoque, se han desarrollado procedimientos de actuación que, apoyados en metodologías de evaluación de riesgos, facilitan la toma de decisiones acerca del tipo y alcance de las medidas correctoras a implantar en función de los riesgos evaluados a partir de un determinado nivel de conocimiento de la problemática del emplazamiento.

En este terreno, las autoridades de diferentes países y la propia industria del petróleo han realizado importantes avances en el último decenio, fruto de los cuales son tres los documentos que reflejan las últimas tendencias en materia de evaluación y gestión de riesgos:

- *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites.* ASTM¹ E-1739. 1995 (Este documento se centra en emplazamientos con contaminación de hidrocarburos).
- *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action.* ASTM E 2081. 2000. (Este documento incorpora todo lo del anterior además de ampliar su campo de aplicación a otros contaminantes).
- *European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites.* CONCAWE² report no. 3/03. 2003.

Estas guías poseen muchas características en común y algunas diferencias. El Anexo II contiene una síntesis de dichas guías, atendiendo sobre todo a sus aspectos prácticos.

Estas guías contienen aspectos interesantes aplicables a la investigación y gestión de riesgos en los emplazamientos contaminados por sustancias almacenadas en tanques subterráneos. Entre dichos aspectos cabe destacar los siguientes:

¹ ASTM: American Society for Testing Materials.

² CONCAWE: The oil companies' european organization for environment, health and safety.

- El principio en torno al que se articula la toma de decisiones es el de que las medidas correctoras deben definirse en función de los riesgos específicos que plantea cada emplazamiento, evaluando éstos de forma acorde con la información disponible en cada momento.
- En general, la toma de decisiones se realiza en tres etapas sucesivas y progresivamente más detalladas, cada una de las cuales integra tareas de caracterización del emplazamiento, evaluación de riesgos y consideración de posibles medidas correctoras a implantar. No obstante, el enfoque es flexible en cuanto que la concreción de las medidas correctoras a implantar no siempre exige llegar a la última etapa. De hecho, tales medidas pueden definirse en cualquiera de las dos primeras, siempre que el responsable de ponerlas en práctica esté dispuesto a darles un alcance coherente con la evaluación de riesgos efectuada en tal etapa.
- Dado que, a medida que se avanza en el proceso, la evaluación de riesgos se basa en información menos genérica y más específica del emplazamiento, los resultados de aquélla son progresivamente menos conservadores, permitiendo ajustar el alcance de las medidas correctoras a la problemática real del caso. En general, ello hace que las medidas correctoras resulten más efectivas desde un punto de vista económico que las que se podrían definir con otros enfoques (por ejemplo, utilizando objetivos de saneamiento genéricos, es decir, independientes de las características de cada emplazamiento).
- La concepción flexible del proceso también se refleja en la posibilidad de que, de considerarse necesario, se pongan en práctica medidas correctoras parciales o provisionales a lo largo del mismo, siempre desde la perspectiva de reducir riesgos evidentes y/o inmediatos para la población o los ecosistemas.
- Un aspecto relevante para la gestión de riesgos es que, a la hora de definir las medidas correctoras en un emplazamiento concreto, se pueden considerar no sólo medidas de descontaminación propiamente dichas sino también otras encaminadas a reducir los niveles de riesgo actuando sobre las rutas de migración de los contaminantes, las vías de exposición o los receptores potenciales. Este enfoque pone el énfasis en el principio de que la acción correctora debe encaminarse a reducir los niveles de exposición y de riesgo, actuando sobre cualquiera de los elementos de la cadena y no sólo (o no necesariamente) sobre la(s) fuente(s).

3.4 ENFOQUE EN LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

La Ley 1/2005 para la prevención y corrección de la contaminación del suelo de la Comunidad Autónoma del País Vasco ya incorpora la filosofía de aproximación progresiva a la evaluación de la problemática de los suelos contaminados y la consecuente toma de decisiones acerca de las medidas correctoras necesarias.

La figura 2 muestra las etapas que, en general, marcan la actuación sobre un suelo potencialmente contaminado, desde su identificación como tal hasta la intervención en el mismo a través de la implantación de las medidas oportunas, pasando por su investigación.

En lo referente a ésta, el esquema adoptado refleja un enfoque progresivo articulado en dos fases:

- La investigación exploratoria
- La investigación detallada

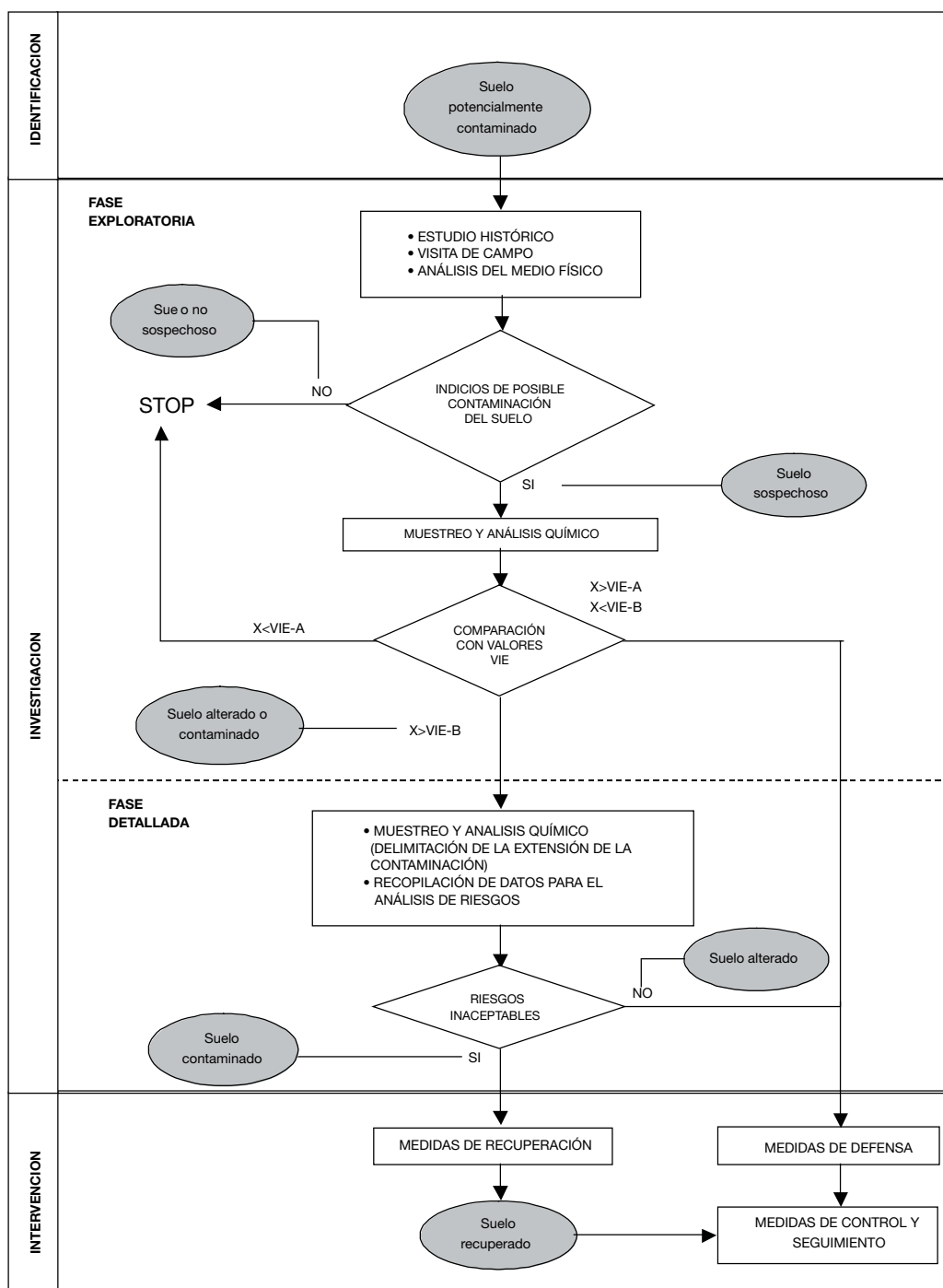


Figura 2: Esquema general de actuación en un suelo contaminado

Esta estrategia de investigación se plasma en las Guías “*Estudio histórico y diseño de muestreo*” y “*Valores indicativos de evaluación (VIE-A, VIE-B)*” (IHOBE, 1998). La figura indica las principales actividades y tareas a desarrollar en cada fase de investigación, así como la calificación del emplazamiento a lo largo del proceso y los criterios cuya aplicación determina el paso de una fase a otra.

Dentro de la *investigación exploratoria* cabe distinguir dos subfases:

1. En primer lugar, se encuentran los trabajos dirigidos a confirmar o desechar los indicios de una posible contaminación del suelo en el emplazamiento. En esencia, dichos trabajos comprenden la obtención de datos históricos sobre las actividades desarrolladas en el emplazamiento, así como de datos sobre las características relevantes del medio físico en que se ubica aquél. La obtención de la información antes señalada requiere además una visita al emplazamiento. Como resultado de estas tareas se debe elaborar un modelo conceptual inicial de la problemática del emplazamiento que incluya, entre otras cuestiones, una hipótesis preliminar acerca de los posibles contaminantes presentes y su distribución espacial. La evaluación de los resultados de estos trabajos puede conducir a la conclusión de que no existen indicios fundados de una posible afección del suelo. En tal caso, se paraliza el proceso de investigación, clasificando el emplazamiento como no sospechoso de estar contaminado.
2. No obstante, en la mayor parte de los emplazamientos es necesario recurrir a la toma y análisis de muestras para poder obtener resultados concluyentes acerca de la calidad del suelo. En algunos casos puede ser necesario complementar estos trabajos con otros tendentes a determinar características básicas del medio físico que condicionan las posibilidades de migración de la contaminación. Los resultados de los análisis efectuados en las muestras de suelo son determinantes para la evaluación en esta fase. Así, como norma general, si ninguna de las concentraciones de las sustancias o grupos de sustancias investigadas como posibles contaminantes supera el nivel de referencia VIE-A el proceso de investigación se da por finalizado, clasificando el emplazamiento como no sospechoso. Si, por el contrario, la concentración de alguna de las sustancias supera el nivel VIE-A pero ninguna supera el nivel VIE-B, entonces sería necesario implantar medidas de defensa para prevenir una ulterior contaminación, así como (en algunos casos) medidas de control para hacer un seguimiento de la evolución de la misma. En caso de que los resultados de esta fase confirmen la existencia de un posible riesgo significativo para la salud humana o los ecosistemas (manifestado por concentraciones de alguna sustancia superiores a VIE-B), se debe proceder a ejecutar una investigación detallada.

El objetivo de la *investigación detallada* es recabar información suficiente para realizar la evaluación de los riesgos actuales y futuros derivados de la contaminación detectada en el emplazamiento. La evaluación de riesgos se configura como la herramienta clave dentro de esta fase de cara a tomar decisiones sobre las actuaciones que es preciso acometer en el emplazamiento.

Si las conclusiones de dicha evaluación determinan la existencia de riesgos inaceptables, es necesario implantar medidas de recuperación tendentes a reducir los riesgos hasta niveles

aceptables. El tipo de medidas, así como la urgencia de su ejecución, se deciden teniendo en cuenta factores de índole socioeconómica y las mejores tecnologías disponibles. En general, las medidas de recuperación van acompañadas de otras de control y seguimiento de la efectividad de aquéllas.

Si, como consecuencia de la evaluación, los riesgos se consideran aceptables, es necesario implantar, en todo caso, medidas de defensa y (cuando se estime preciso) medidas de control y seguimiento de los niveles de contaminación.

Las consideraciones presentadas anteriormente referentes a las guías de ASTM y CONCAWE se han incorporado a la presente guía, adaptándolas a las líneas metodológicas sobre investigación, evaluación de riesgos y definición de medidas correctoras de la actual política de protección del suelo de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Ello se traduce en el enfoque general reflejado en la figura 3 que mantiene las tres etapas de actuación, es decir, identificación, investigación e intervención.

En referencia a esta figura cabe hacer las siguientes consideraciones:

- Aunque ya se encontraba implícita la conveniencia de elaborar un modelo conceptual del emplazamiento al finalizar la primera parte de la investigación exploratoria, esta conveniencia se convierte en necesidad explícita. En este contexto, dicho modelo es una evaluación cualitativa y preliminar de las fuentes de riesgo (instalaciones y contaminantes), vías de exposición y receptores potenciales identificados como consecuencia del estudio histórico, visita de campo y análisis del medio físico. Los capítulos 4 y 5 contienen recomendaciones específicas para la definición del modelo conceptual del emplazamiento.
- La aparición de indicios de posible contaminación del suelo durante la primera parte de la investigación exploratoria da lugar a la consideración explícita de posibles acciones de emergencia a poner en práctica antes (o al tiempo) de proseguir con la investigación. La condición que debe darse para que tales acciones sean necesarias es que exista un riesgo inmediato y evidente de afección de la salud humana y/o los ecosistemas, cuestión que debe decidirse desde el criterio experto. Algunos ejemplos de situaciones que pueden justificar acciones de emergencia son los siguientes:
 - Constatación de cuantiosas pérdidas de productos almacenados en tanques o tuberías subterráneas.
 - Detección de compuestos volátiles en concentraciones explosivas en conducciones subterráneas (red de saneamiento, conductos eléctricos, etc.).
 - Detección de compuestos volátiles en concentraciones explosivas o con efectos agudos sobre la salud en edificios del emplazamiento o de su entorno próximo.
 - Signos evidentes de migración de contaminantes fuera del emplazamiento (plumas de contaminación en aguas superficiales, etc.) o de afección grave a elementos de ecosistemas (vegetación, fauna, etc.).
 - Constatación de afecciones a recursos del entorno del emplazamiento destinados a usos sensibles (por ejemplo, pozos de abastecimiento o captaciones de aguas superficiales).

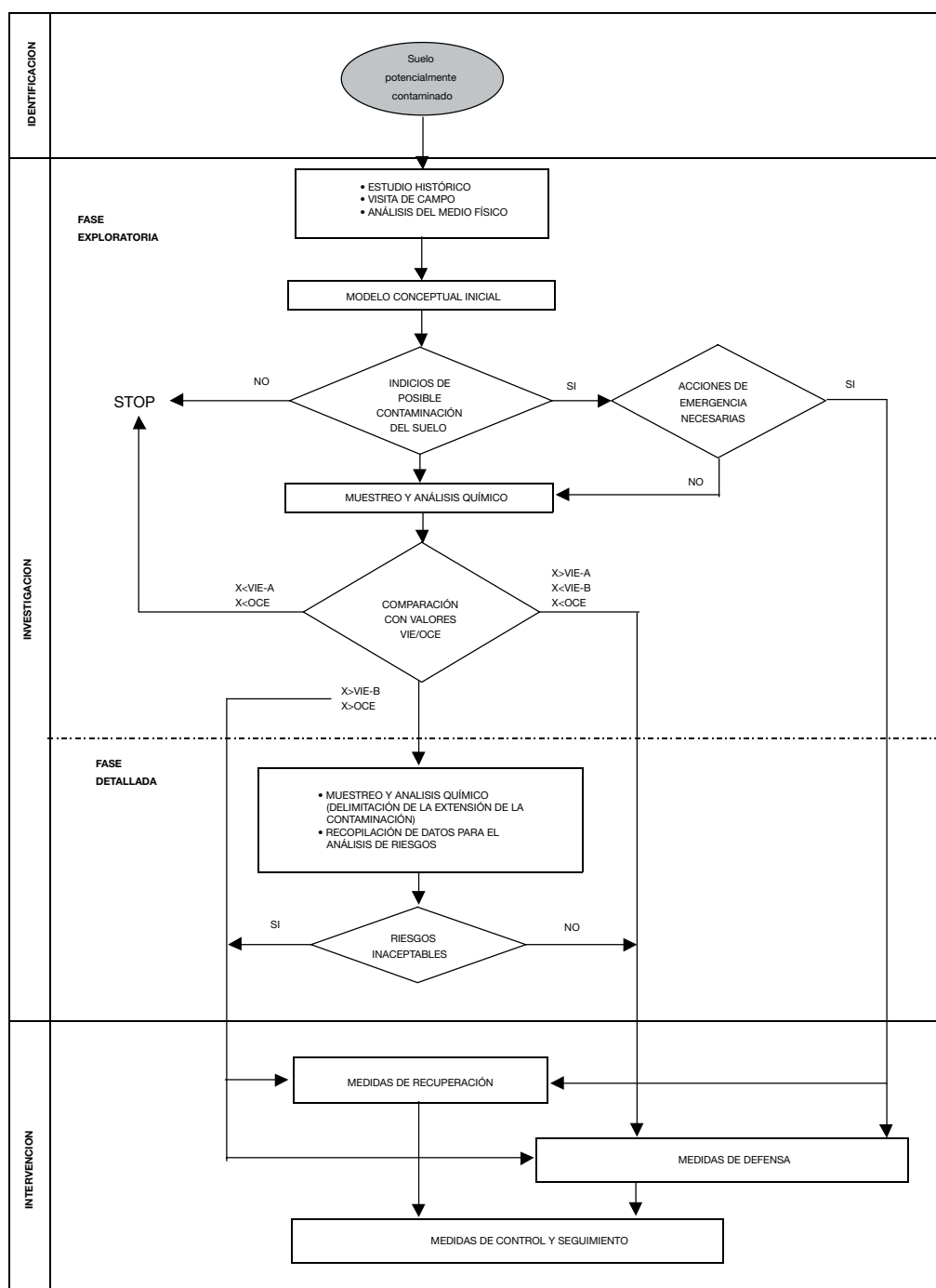


Figura 3: Esquema general de actuación en un suelo contaminado por líquidos vertidos desde tanques de almacenamiento subterráneos

- En caso de considerar necesarias acciones de emergencia, éstas pueden revestir el carácter de medidas de defensa y/o de recuperación. El capítulo 6 presenta ejemplos de las últimas.
- La evaluación de resultados del muestreo y análisis químico en la investigación exploratoria se apoya, por una parte, en los VIE ya establecidos para ciertos contaminantes en suelos y, por otra, en los denominados “*Otros Criterios de Evaluación*” (OCE). Los OCE son concentraciones de los contaminantes relevantes en diferentes medios (suelo, aguas superficiales y subterráneas, aire de ambientes interiores) que complementan los VIE y pueden ser de utilidad para determinar la existencia de un riesgo potencial (normalmente por migración de contaminantes). El capítulo 4 incluye una tabla con distintos tipos de OCEs establecidos para una veintena de hidrocarburos. Los parámetros presentados en esta tabla son similares a los OCE propuestos en las guías de ASTM y CONCAWE.
- Aparte de la consideración de los OCE, las consecuencias de la evaluación de resultados del muestreo y análisis químico en la investigación exploratoria son similares a las del esquema vigente. No obstante, cuando los resultados de esta fase indican la existencia de un posible riesgo significativo para la salud humana o los ecosistemas (manifestado por concentraciones de alguna sustancia superiores a VIE-B o a los OCE aplicables), se abre la posibilidad de habilitar medidas de defensa o recuperación en paralelo a la preceptiva investigación detallada (ver capítulo 6).
- Cuando se implanten acciones de emergencia, medidas de defensa o de recuperación durante el proceso de investigación, es preciso tener en cuenta el efecto de las mismas sobre los elementos del modelo conceptual inicial, debiendo adaptar éste en el sentido oportuno.
- La evaluación de riesgos a realizar en la investigación detallada se apoya en los contenidos de la *Guía metodológica análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas* (IHOBE, 1998). No obstante, en el capítulo 5 se desarrollan criterios adicionales relativos a diversos aspectos de la evaluación de riesgos (modelo conceptual, identificación de vías relevantes y de cadenas completas fuente-vía-receptor, etc.).
- Si las conclusiones de la evaluación de riesgos realizada en la investigación detallada indican que éstos son inaceptables, se abre la posibilidad de habilitar medidas de defensa, además de las preceptivas de recuperación, de modo que la combinación de ambas permita reducir los riesgos a niveles aceptables. La decisión acerca de cual es la combinación óptima de unas y otras debe tomarse a la vista de las características de cada caso, mediante la aplicación del criterio experto.

4. CRITERIOS PARA LA EVALUACI3N DE LA CONTAMINACI3N DEL SUELO Y LAS AGUAS SUBTERRNEAS

En este capitulo se desarrollan criterios especficos relativos a diversos aspectos de la investigaci3n y evaluaci3n de la contaminaci3n del suelo y aguas subterrneas por tanques subterrneos de almacenamiento. Como se ha mencionado anteriormente, dichos criterios son complementarios a los expuestos en las distintas guas metodol3gicas y tcnicas publicadas por IHOBE a partir de 1998. En concreto, los aspectos aqu tratados son los siguientes:

- Elaboraci3n del estudio hist3rico y del an3lisis del medio ffsico.
- Defini3n del modelo conceptual inicial.
- Diseo de la estrategia de muestreo.
- Toma de muestras
- Realizaci3n de mediciones in situ.
- An3lisis de laboratorio.
- Evaluaci3n de los resultados de la investigaci3n.
- Establecimiento de otros criterios de evaluaci3n (OCE).

A continuaci3n se desarrollan los criterios elaborados para cada uno de los aspectos anteriores.

4.1 ELABORACI3N DEL ESTUDIO HIST3RICO

El estudio hist3rico posee particular relevancia dentro de la investigaci3n de emplazamientos con tanques subterrneos, dado que en numerosos casos la causa directa del episodio de contaminaci3n (fuga, derrame, etc.) no se sita en el pasado reciente, transcurriendo considerable tiempo antes de que se detecte aquella o se evidencien las afecciones.

Los principales aspectos a contemplar para la elaboraci3n del estudio hist3rico en este tipo de emplazamientos se encuentran descritos en la *Guia metodol3gica de estudio hist3rico y diseo de muestreo* (IHOBE, 1998). Adem3s de recopilar informaci3n sobre los aspectos all mencionados, cabe aadir los siguientes:

- Instalaciones (tuberfas, bocas de carga, etc.) y procedimientos de trasiego de productos almacenados.
- Instalaciones ubicadas en zonas pavimentadas y no pavimentadas, indicando estado de conservaci3n de los pavimentos (en su caso).
- Sistema de drenaje de aguas de escorrentfa superficial.

- Sistema de recogida y tratamiento de aguas residuales (en su caso).
- Instalaciones y procedimientos de gestión de residuos peligrosos, fundamentalmente los líquidos.
- Medidas de seguridad y planes de contingencia ante fugas o derrames.

La figura 4 presenta un resumen de los aspectos acerca de los cuales sería necesario recopilar toda aquella información disponible de cara a evaluar el potencial de riesgo de fuga que presenta un tanque subterráneo.

**RESUMEN DE ASPECTOS A CONSIDERAR EN LA EVALUACIÓN
DEL RIESGO AMBIENTAL DE UN TANQUE SUBTERRÁNEO**

- ***Material de construcción del tanque***
- ***Productos contenidos históricamente y sus características***
- ***Volumen del tanque***
- ***Antigüedad de los tanques, tuberías y otras instalaciones***
- ***Detalles de construcción (material, etc)***
- ***Presencia de cubeto, tubo buzo, etc.***
- ***Presencia de otros dispositivos de control de fugas***
- ***Presencia de posibles lugares de acumulación de vapores orgánicos, tales como sótanos y arquetas***
- ***Registros de pruebas de estanqueidad (incluido sobre las tuberías de conexión)***
- ***Registros de reparaciones, revestimientos, etc.***

Figura 4: Detalles técnicos de tanques subterráneos a comprobar durante el estudio histórico

En todo caso, a la recogida de información sobre los aspectos anteriores se debe añadir la obtención de planos topográficos históricos, así como fotografías aéreas y terrestres de las instalaciones, si bien, conviene tener en cuenta que habitualmente los emplazamientos en los que se encuentran tanques subterráneos, tal como una gasolinera o un patio de tanques en una planta industrial, suelen tener unas dimensiones reducidas, por lo que frecuentemente la información que se puede obtener en este tipo de instalaciones mediante esta herramienta es reducida.

La figura 5 recoge las fuentes de información más relevantes a consultar para la realización del estudio histórico.

FUENTES DE INFORMACIÓN MÁS RELEVANTES A CONSULTAR

- ***Empresas operadoras de los tanques***
- ***Empresas de mantenimiento o remodelación de infraestructuras subterráneas***
- ***Empresa certificadora de las distintas pruebas de estanqueidad***
- ***Delegaciones Territoriales del Departamento de Industria y Energía del Gobierno Vasco***
- ***Entrevistas directas con:***
 - ✓ ***Responsables de los tanques***
 - ✓ ***Técnicos de los ayuntamientos***
 - ✓ ***Vecinos***

Figura 5: Fuentes de información para la obtención de datos históricos sobre tanques subterráneos

4.2 ANÁLISIS DEL MEDIO FÍSICO

El análisis del medio físico persigue obtener los datos básicos y esenciales que, incorporados al modelo conceptual inicial, permitan evaluar la vulnerabilidad del emplazamiento y su entorno a la contaminación. A este respecto, es importante identificar receptores potenciales de la contaminación (población humana y recursos naturales) y vías de exposición significativas asociadas a los mismos.

Los aspectos más relevantes sobre los que es preciso incidir en el estudio del medio físico son los siguientes:

- Encuadre geológico e hidrogeológico regional y, principalmente, local.
- Uso actual de los recursos hídricos subterráneos y superficiales en el emplazamiento y su entorno, incluyendo un inventario de puntos de agua lo más completo posible. En la medida que se pueda concretar, también hay que considerar los usos futuros previstos o potenciales para dichos recursos.
- Calidad de los recursos hídricos subterráneos y superficiales en el emplazamiento y su entorno.
- Usos del suelo en el emplazamiento y su entorno, tanto en el pasado como en la actualidad y en un futuro previsible, de acuerdo con las determinaciones del planeamiento urbanístico.
- Características básicas y valoración cualitativa preliminar de los ecosistemas presentes en el emplazamiento y su entorno, indicando si existen hábitats especialmente sensibles o zonas sometidas a alguna figura de protección legal.

- Información sobre el espacio subterráneo construido en el emplazamiento y su entorno próximo (cimentaciones, sótanos, conducciones, etc.), que puede ayudar a establecer vías preferentes de migración de contaminantes en fase gaseosa.
- Cercanía de potenciales receptores humanos, que podrían estar directamente afectados, por ejemplo mediante la inhalación de vapores orgánicos, o indirectamente, si por ejemplo consumen agua contaminada.

Para la realización del estudio histórico y del análisis del medio físico se precisa realizar una visita al emplazamiento, con los objetivos básicos de recabar datos in situ, contrastar los obtenidos en otras fuentes y comprobar el estado del emplazamiento de cara a formular una primera hipótesis sobre el potencial de pérdida del contenido de los tanques subterráneos y la posible afección al entorno.

Durante esta visita se deberá prestar especial atención a los siguientes aspectos:

- Aspecto de las instalaciones, en el sentido de si estas parecen estar mantenidas adecuadamente o si muestran un estado de abandono.
- Apertura de arquetas accesibles, por ejemplo tapas de las bocas de hombre de los tanques y arquetas de cableado. En estos espacios se podrá medir mediante explosímetros u otros equipos la potencial presencia de vapores orgánicos o directamente observar producto derramado, lo que puede dar una idea sobre la existencia de fugas históricas y el estado del subsuelo.
- Afecciones evidentes, como la aparición de producto procedente de un tanque en algún río, arroyo, pozo o ladera cercanos. Igualmente se podrá comprobar indicios de vapores orgánicos en sótanos cercanos, por ejemplo tras alguna queja vecinal.
- La existencia de receptores cercanos tanto físicos (por ejemplo pozos), humanos (viviendas) o ecológicos (ríos o zonas con valor ecológico).
- Comprobar si la información geológica recopilada se corresponde a priori con los afloramientos cercanos.
- Comprobar la existencia de otros emplazamientos próximos susceptibles de generar contaminación similar a la de los tanques subterráneos bajo estudio, ya que la contaminación potencialmente generada en este emplazamiento podría interferir en los resultados analíticos que se obtengan del subsuelo.
- Cuando se trata de la investigación de una ruina industrial con potencial presencia de tanques subterráneos cuya ubicación exacta se desconoce, suele ser útil identificar posibles bocas de carga, arquetas o tuberías de venteo que pueden estar relacionadas con dichos tanques. Posteriormente, de cara a definir la ubicación exacta del tanque se podrá proceder con la realización de calicatas de exploración o bien aplicar alguna técnica geofísica tal como el georadar.

El Anexo III recoge una síntesis de las características hidrogeológicas de la Comunidad Autónoma del País Vasco y referencias a otras fuentes disponibles para la definición del medio físico.

4.3 DEFINICIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL INICIAL

El modelo conceptual inicial es una evaluación cualitativa de los distintos componentes que configuran la cadena de riesgo, a partir de la información obtenida en el estudio histórico, el análisis del medio físico y la visita de campo: fuente(s) o foco(s), rutas de transporte y migración, vías de exposición y receptores potenciales (población humana y/o ecosistemas). Dado que no cabe hablar de situación de riesgo significativo si no concurren todos los componentes de la cadena, la concreción del modelo conceptual inicial debe hacer énfasis en la identificación de los elementos que a priori componen cadenas completas de riesgo, es decir, una fuente de contaminación que mediante un mecanismo de transporte puede alcanzar a un receptor expuesto a través de una determinada vía.

El caso particular de los emplazamientos donde el problema deriva de sustancias almacenadas en tanques subterráneos presenta algunas características específicas (tanto por las sustancias almacenadas como por los sistemas de contención y la casuística de la contaminación), que permiten estructurar la consideración de, al menos, algunos elementos del modelo conceptual. La tabla 1 presenta un resumen de los aspectos a considerar dentro del modelo conceptual inicial, con el fin de facilitar la definición del mismo.

Los factores a definir durante la elaboración del modelo conceptual nos tiene que llevar a componer una imagen similar a la que se presenta en la figura 6 en la que se muestra un ejemplo de modelo conceptual. El dibujo de este tipo de modelos facilitan la comprensión de los problemas particulares y locales que plantea cada emplazamiento, de forma que se pueden orientar mejor las sucesivas fases de investigación, con cuyos resultados se deberá afinar el modelo definido.

A continuación se desarrollan los elementos que se deberían tener en cuenta para la confección del modelo conceptual inicial en los emplazamientos objeto de esta guía, distinguiéndolos según se refieran a cada uno de los componentes de la cadena de riesgo.

En todo caso, el modelo conceptual inicial debe revisarse y ajustarse a medida que avanza el proceso de investigación y se obtienen nuevos datos sobre la problemática específica del emplazamiento. La revisión va enfocada a eliminar del modelo situaciones de potencial riesgo consideradas inicialmente, en la medida que se compruebe que responden a cadenas incompletas.

FACTORES A CONSIDERAR	VARIABLES
ELEMENTOS RELATIVOS A LA FUENTE	<ul style="list-style-type: none"> Sustancias almacenadas (combustibles, disolventes, otros) Posibles medidas de control (cubeto, doble pared, etc.)
ELEMENTOS RELATIVOS A LAS RUTAS DE TRANSPORTE Y MIGRACIÓN	<ul style="list-style-type: none"> Características físico-químicas de las sustancias almacenadas (densidad, volatilidad, cadena de carbono, etc.) Características del medio (geología local, profundidad del nivel freático, etc.) Grado de degradación del producto (posibles subproductos, etc.)
MEDIOS AFECTADOS	<ul style="list-style-type: none"> Suelo Agua subterránea / superficial Aire
ELEMENTOS RELATIVOS A LAS VÍAS DE EXPOSICIÓN	<ul style="list-style-type: none"> Inhalación de vapores procedentes del suelo, agua subterránea y/o producto libre (ambiente interior / exterior) Ingestión de agua contaminada Contacto dérmico (p. ej. ducha con agua contaminada) Consumo de alimentos afectados por la contaminación (agua de riego)
PUNTOS DE EXPOSICIÓN	<ul style="list-style-type: none"> Propio emplazamiento Edificios cercanos (sótanos en viviendas, etc.) Pozos, fuentes y manantiales. Aguas superficiales (ríos, arroyos, lagos, etc.)
RECEPTORES	<ul style="list-style-type: none"> Trabajadores en el emplazamiento Transeúntes Ocupantes de edificios cercanos (viviendas, etc.) Población con pozos de abastecimiento Fauna y flora terrestre Fauna y flora acuática

Tabla 1: Factores a considerar en la elaboración del modelo conceptual inicial

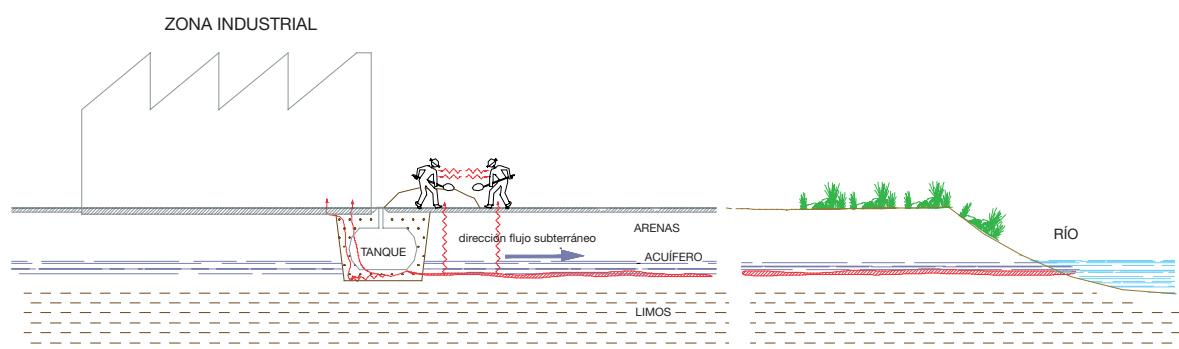


Figura 6: Ejemplo de representación gráfica de un modelo conceptual (Fuente: URS España)

3.1. Elementos relativos a la fuente

La fuente de contaminación propiamente dicha está constituida por las sustancias almacenadas en los tanques y tuberías asociadas. A este respecto, la guía distingue dos grandes grupos de sustancias: productos líquidos derivados del petróleo (en su mayoría, combustibles) y disolventes de uso industrial, independientemente de que puedan existir otros productos menos generalizados. Tanto entre los productos derivados del petróleo como entre los disolventes existen sustancias de muy diversas características y comportamientos. A continuación se describen las que con mayor frecuencia se almacenan en tanques subterráneos.

4.3.1.1. Productos derivados del petróleo

Los diferentes productos derivados del petróleo tienen sus diferencias fundamentales en el rango de cadenas de carbono de los distintos compuestos que los constituyen. Esto se traduce en diferencias en las casuísticas físico químicas muy importantes para la elaboración del modelo conceptual. La figura 7 muestra el rango predominante de cadenas de carbono de los productos más importantes.

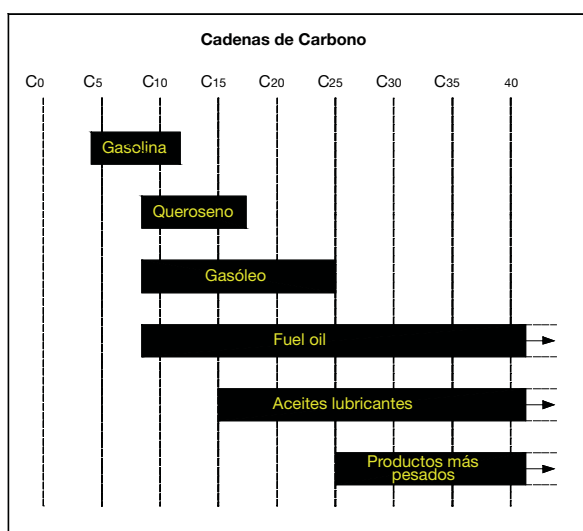


Figura 7: Relación entre rango de cadena de carbono y productos petrolíferos (Fuente: Concawe, 1997)

Una de las herramientas más prácticas a la hora de distinguir entre los distintos tipos de productos derivados del petróleo que se describen a continuación es la interpretación y análisis del llamado cromatograma en los distintos tipos de muestras que habitualmente se manejan, es decir, producto puro, suelo o agua subterránea. El cromatograma se obtiene mediante la técnica analítica denominada como *cromatografía de gases*. En líneas generales y de forma muy simplificada, cada compuesto que forma parte del derivado del petróleo analizado aparece representado en el cromatograma como un pico. De izquierda a derecha la graduación de los picos es de hidrocarburos más ligeros y volátiles a más pesados.

Los más significativos de estos productos de cara al objeto de la guía son los siguientes:

- **Gasolina:** es un combustible resultante de una mezcla de hidrocarburos y aditivos. Los hidrocarburos identificables (entre 100 y 200) son en su mayor parte parafinas, olefinas y aromáticos, correspondientes a cadenas cortas de carbono (básicamente C_4 a C_{12}). Entre los aromáticos, que en conjunto pueden representar hasta un 40% de la gasolina, destacan benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX), así como pequeñas cantidades de algunos policíclicos (PAHs). Como aditivos, se han utilizado alcoholes (metanol, etanol), compuestos de plomo, bromo (dibromuro de etileno) y cloro (dicloruro de etileno). Aunque las gasolinas con plomo ya no se utilizan como combustibles de automoción, podrían darse casos de antiguas fugas en que aquéllas se vieran implicadas.
- **Gasolina sin plomo:** desde los años 80 la gasolina con plomo viene siendo sustituida por gasolina sin plomo como combustible de automoción. La principal diferencia entre ellas es la eliminación de los compuestos de plomo en la segunda y la incorporación de un aditivo, el metil-terc-butileter (MTBE), de gran relevancia ambiental. Recientemente, se ha comenzado a sustituir este producto por el etil-terc-butileter, ETBE, debido a la persistencia ambiental del MTBE.
- **Queroseno y combustibles de aviación:** el primero es un combustible con presencia mayoritaria de hidrocarburos de cadenas C_{11} a C_{13} , entre los que se encuentran tanto alifáticos como aromáticos policíclicos. Los combustibles de aviación poseen una composición similar, aunque algunos incluyen hidrocarburos más ligeros y más pesados. En conjunto, este grupo se puede asociar a hidrocarburos de cadenas cortas y medias (orientativamente, de C_8 a C_{17}), con una presencia de aromáticos de entre un 10 y un 20%.
- **Gasoil:** es un combustible en el que están presentes más de 200 componentes, entre los cuales destacan mayoritariamente los hidrocarburos de cadenas C_{10} a C_{20} . En algunos gasóleos también es significativa la fracción C_{20} a C_{25} .
- **Fuel oil:** es una familia de combustibles en la que se suele diferenciar entre ligeros y pesados. Los fuel oils ligeros se componen mayoritariamente de hidrocarburos de cadena C_{10} a C_{20} , con significativa presencia (entre un 25 y un 35%) de aromáticos (sobre todo, alquilbencenos y naftalenos). Los fuel oils pesados se componen mayoritariamente de hidrocarburos de cadena C_{19} a C_{25} , con un 15-40% de aromáticos (sobre todo, alquilfenantrenos y naftalenos); también es significativa la presencia de compuestos sulfurados y nitrogenados polares.
- **Aceites lubricantes:** son productos derivados del petróleo cuya composición está dominada por hidrocarburos de cadena C_{20} a C_{45} , con presencia de aromáticos (hasta un 10-30%) y compuestos sulfurados y nitrogenados. La composición de los aceites usados es compleja, pudiendo incorporar además hidrocarburos ligeros, metales, agentes desengrasantes y policlorobifenilos (PCBs).

La figura 8 presenta cromatogramas estándar de algunos de los productos aquí mencionados.



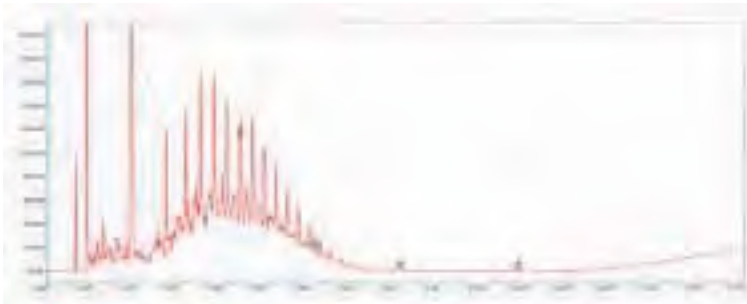
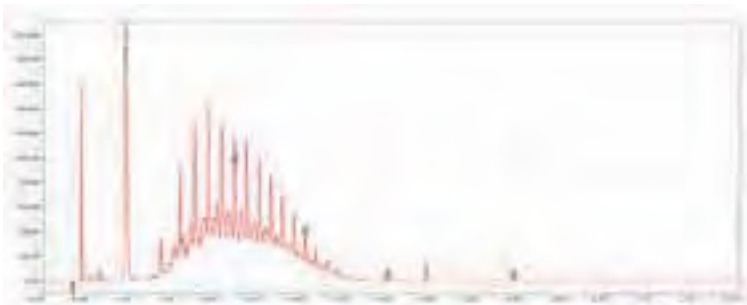
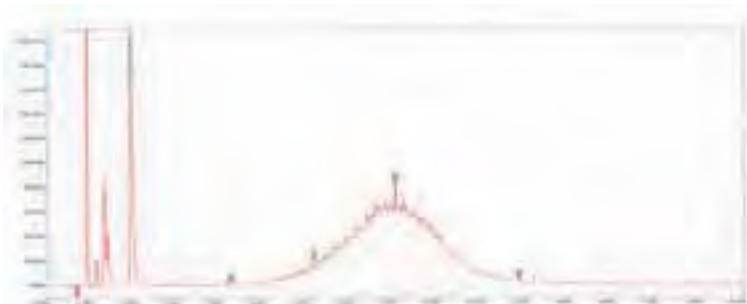
PRODUCTO	CROMATOGRAMA
Gasolina sin plomo 95	
Queroseno	
Gasoil / Diesel shell	
Gasoil / Gasolie	
Aceite Lubricante Motor	

Figura 8: Cromatogramas estándar de varios productos (Fuente: Analytico Milieu B.V.)

Finalmente, cabe destacar que en la práctica, cuando se está evaluando el posible impacto ambiental generado desde una serie de tanques subterráneos con distintos productos, tal como puede ser una estación de servicio, los cromatogramas que se obtienen de las muestras tomadas pueden representar la mezcla entre productos perdidos desde varios de estos tanques, por lo que frecuentemente hay que hacer una interpretación de lo que el cromatograma puede estar indicando.

La figura 9 muestra un cromatograma de una muestra de agua subterránea tomada bajo una estación de servicio en la que se aprecian picos tanto en el rango de las gasolinas como en el de los gasóleos, de lo que se deduce que se trata de una mezcla de ambos productos.

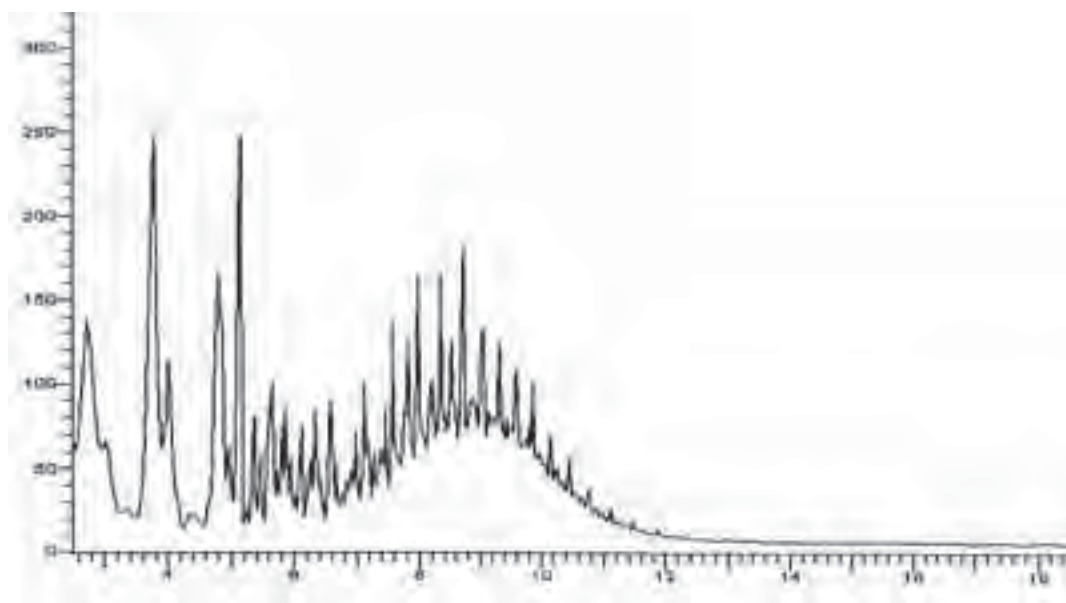


Figura 9: Cromatograma de mezcla gasoil/gasolina en una proporción de aproximadamente 9:1
(Fuente: Adirondack)

4.3.1.2. Disolventes de uso industrial

Si bien los disolventes utilizados por la industria varían de un sector y proceso a otro, en términos globales los más significativos son los siguientes:

- **Disolventes no clorados;** dentro de ellos se puede diferenciar entre las siguientes familias:
 - *Hidrocarburos:* los más habituales son los aromáticos (benceno, tolueno y xilenos). Con menor frecuencia se utilizan disolventes alifáticos (n-hexano, n-heptano).
 - *Alcoholes:* los más habituales son metanol, etanol, isopropanol y (en menor medida) butanol.
 - *Otros (cetona, ésteres, etc.):* los más habituales son acetona, metilisobutilcetona (MIBK), metiletilcetona (MEK) y acetato de etilo. En menor proporción se utilizan otros (etilmetilcetona, metilcetona, acetonitrilo, etc.).

- **Disolventes clorados;** los más habituales son tricloroetileno, percloroetileno, tricloroetano, diclorometano y clorofenoles. Con menor frecuencia se utilizan otros (triclorometano, clorobencenos, dicloroetileno, cloruro de vinilo, etc.).

En el caso de intentar detectar la presencia de disolventes en el medio ambiente, habrá que analizar las muestras de producto, suelo o agua subterránea para los distintos productos en concreto de los que se sospecha hayan podido ser liberados al medio. Estas analíticas se realizarán habitualmente, al igual que en los casos arriba descritos, mediante cromatografía de gases. En el cromatograma resultante se percibirá el compuesto como un pico concreto dentro del cromatograma extraído de la muestra.

4.3.2. Elementos relativos a las rutas de transporte y migración

Una vez producida la liberación de sustancias (contaminantes) del elemento de contención (tanque/tubería), las posibilidades y pautas de migración en el medio van a depender de dos tipos de factores básicamente:

- Las características de las sustancias implicadas: densidad, volatilidad, solubilidad, viscosidad, biodegradabilidad, etc.
- Las características del medio: tipo y estructura del suelo, profundidad de las aguas subterráneas, características hidrodinámicas de la zona saturada (permeabilidad, transmisividad, gradiente hidráulico, etc.), etc.

La figura 10 ilustra la migración de un líquido a través de dos tipos de contextos geológicos, el detrítico y el kárstico. El suelo detrítico está compuesto por distintos estratos de suelo, más y menos permeables. Al encontrarse con niveles poco permeables, en este caso los limos, el avance vertical del líquido se detiene y éste se acumula en los niveles más porosos de tal forma que el frente horizontal de migración se va abriendo progresivamente, hasta que el líquido encuentra una vía de avance vertical en el nivel de granulometría fina. La velocidad de migración del líquido en dirección vertical y horizontal dependerá de la permeabilidad de los distintos niveles. Por contra, en el sistema kárstico se puede apreciar como el líquido es capaz de cubrir largas distancias en un tiempo relativamente corto una vez que llega a algún conducto que forme parte de un sistema kárstico más amplio. A través de la red kárstica el producto podrá aparecer en algún punto de surgencia de aguas que puede estar ubicado a muchos kilómetros de distancia.

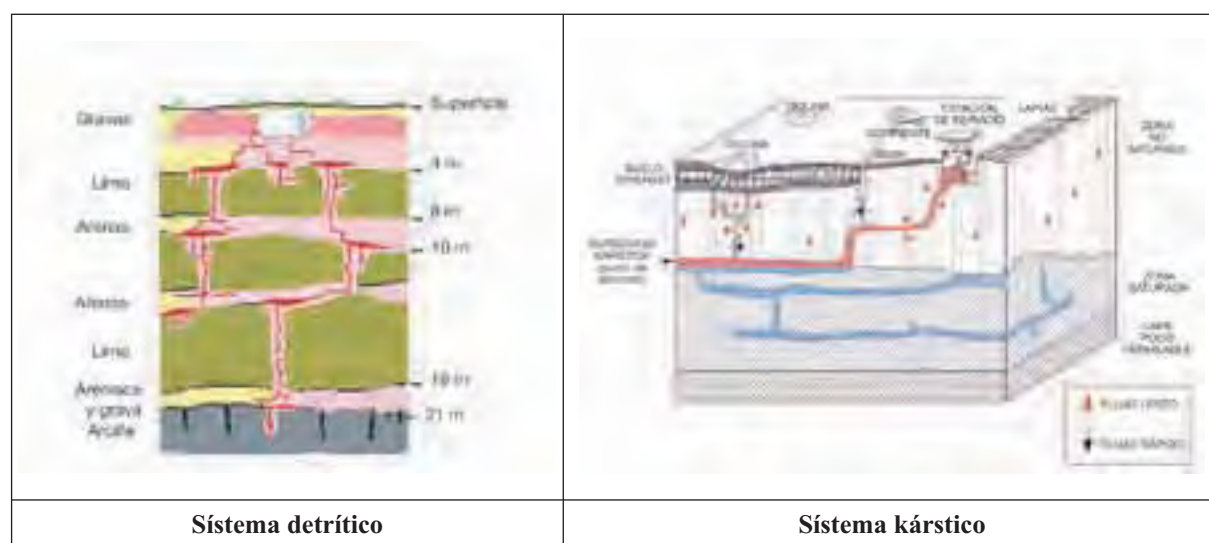


Figura 10: Modelos de migración de un líquido a través de un sistema detrítico, compuesto por estratos con distinta permeabilidad, y un sistema kárstico

A continuación se comentan algunas pautas básicas que condicionan la distribución en las fases del suelo y migración de los hidrocarburos en función de sus características físico-químicas.

4.3.2.1. Número de átomos de carbono en el compuesto

En primera aproximación, cuanto mayor es el número de carbonos (peso molecular) de la sustancia, más altos son el punto de ebullición, la densidad y la adsorción a las partículas de suelo, siendo menores la presión de vapor (volatilidad), solubilidad en agua y movilidad.

La tabla 2 resume los valores de una serie de parámetros importantes, Constante de Henry³, presión de vapor, solubilidad y coeficiente de reparto⁴, que condicionan algunos de los aspectos comentados en este apartado para siete compuestos que típicamente se encuentran en productos petrolíferos. Se ha incluido el número de carbonos de la estructura molecular de cada compuesto para ilustrar el grado de relación entre el número de átomos de carbono y el valor del parámetro. Esta tabla muestra que, si bien, el número de átomos de carbono parece bastante significativo para la presión de vapor y la solubilidad, esta regla tiene sus matices de lo que se deduce que también hay otras características de la molécula, tal como su polaridad, que pueden tener una influencia significativa en sus propiedades físico-químicas.

La presión de vapor es indicativa de la facilidad de volatilización de un compuesto en el sentido de que cuanto mayor sea ésta, mayor es la facilidad de volatilización del compuesto. Tal como se puede observar en la tabla 2 existe cierta relación entre el número de átomos de carbono y su volatilidad, es decir, a menor número de átomos de carbono, mayor es la presión de vapor.

³ La constante de Henry refleja la tendencia a la volatilización de un compuesto disuelto en el agua, cuanto más elevada sea esta constante más fácilmente se volatilizará el compuesto.

⁴ K_{oc} , proporciona una medida de la partición química del compuesto entre el carbono orgánico y el agua en equilibrio. Cuanto más elevado sea el K_{oc} , más probable es que el compuesto quede adsorbido al suelo en vez de permanecer diluido en el agua.

Este hecho tiene una implicación práctica de cara a la generación de vapores orgánicos en el subsuelo. Es decir, a mayor número de átomos de carbono, menor será el volumen de vapores generado y menos sentido tendrá la realización de una investigación de vapores orgánicos en el subsuelo o la instalación de una red de control de vapores orgánicos con el objetivo de detectar posibles fugas de producto desde el tanque. Es decir, que tiene sentido hacer una investigación de vapores orgánicos en torno a un tanque subterráneo que contenga gasolina, queroseno o gasoil, pero no en torno a un tanque con fuel oil.

Compuesto	Fórmula química	Nº de átomos de carbono	Parámetro y valor
Constante de Henry a 20° (atm)			
Plomo tetraetilo	$Pb(C_2H_5)_4$	8	4.700
Etilbenceno	$CH_3CH_2C_6H_5$	8	359
Xilenos	$C_6H_4(CH_3)_2$	8	266
Benceno	C_6H_6	6	230
Tolueno	$C_6H_5CH_3$	7	217
Naftaleno	$C_{10}H_8$	10	72
Metil-terc-butileter	$C_5H_{12}O$	5	27
Presión de Vapor (mm Hg a 20°C)			
Metil-terc-butileter	$C_5H_{12}O$	5	245
Benceno	C_6H_6	6	76
Tolueno	$C_6H_5CH_3$	7	22
Etilbenceno	$CH_3CH_2C_6H_5$	8	7
Xilenos	$C_6H_4(CH_3)_2$	8	6
Naftaleno	$C_{10}H_8$	10	0.5
Plomo tetraetilo	$Pb(C_2H_5)_4$	8	0.2
Solubilidad (mg/l a 20°C)			
Metil-terc-butileter	$C_5H_{12}O$	5	48.000
Benceno	C_6H_6	6	1.780
Tolueno	$C_6H_5CH_3$	7	515
Xilenos	$C_6H_4(CH_3)_2$	8	185
Etilbenceno	$CH_3CH_2C_6H_5$	8	152
Naftaleno	$C_{10}H_8$	10	30
Plomo tetraetilo	$Pb(C_2H_5)_4$	8	0.0025
Coefficiente de Reparto (K_{oc}) (cm³/gr)			
Plomo tetraetilo	$Pb(C_2H_5)_4$	8	4.900
Naftaleno	$C_{10}H_8$	10	2.000
Etilbenceno	$CH_3CH_2C_6H_5$	8	360
Xilenos	$C_6H_4(CH_3)_2$	8	240
Tolueno	$C_6H_5CH_3$	7	180
Benceno	C_6H_6	6	59
Metil-terc-butileter	$C_5H_{12}O$	5	12

Tabla 2: Valores de distintos parámetros físicos para siete hidrocarburos distintos (Fuente: EPA, 1995)

La tabla 3 en la que se presentan los rangos del punto de ebullición de varios tipos de productos petrolíferos es ilustrativa de este aspecto. Los destilados en los que predominan los hidrocarburos

con cadena de carbonos más cortas, tal como las gasolinas, tienen rangos de temperatura de ebullición más bajas lo que se relaciona con su mayor facilidad de volatilizarse.

Producto	Rango de temperatura de ebullición (°C)
Gasolina	40 - 225
Queroseno	180 - 300
Gasoil	200 - 300
Fuel oil	280 - 340
Aceite de calefacción	> 275
Aceites Lubricantes	No volátiles

Tabla 3: Rangos de temperatura de ebullición para varios productos petrolíferos (Fuente: EPA, 1995)

4.3.2.2. Movilidad de los compuestos

Los hidrocarburos alifáticos de cadena superior a C_{10} presentan una movilidad reducida, salvo que se encuentren disueltos en líquidos no miscibles con agua (NAPLs). Los hidrocarburos aromáticos son más solubles y móviles en agua que los alifáticos de similar peso molecular.

La figura 11 muestra el típico “gradiente químico” que se suele registrar disuelto en agua en un acuífero tras la pérdida de un combustible ligero, en este caso una gasolina con metil-terc-butileter (MTBE). En la misma se puede apreciar como tras el MTBE son los hidrocarburos aromáticos benceno y tolueno los que migran con mayor velocidad que los hidrocarburos alifáticos y otros aromáticos, como el etilbenceno y los xilenos, a través del acuífero. Este efecto de separación de los componentes de un producto se debe a la combinación de los factores anteriormente mencionados, en especial la solubilidad y el coeficiente de reparto K_{OC} , aunque en menor medida también intervienen otros aspectos cuya evaluación detallada excede del objeto de esta guía.

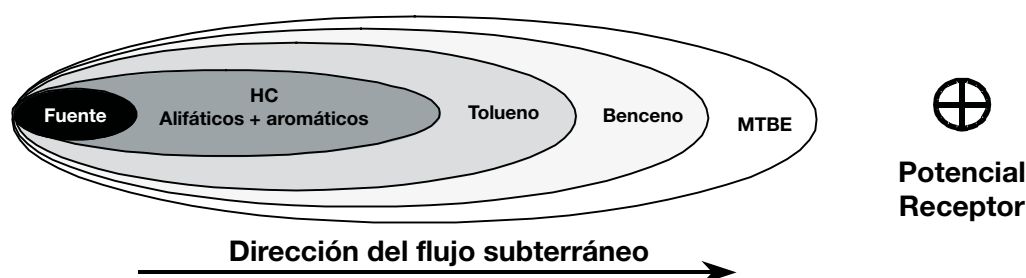


Figura 11: Gradiente químico que se produce frecuentemente tras el vertido de una gasolina

4.3.2.3. Presencia de compuestos oxigenados

Los compuestos oxigenados presentes en algunos productos derivados del petróleo son, en general, mucho más solubles en agua y móviles que los hidrocarburos de similar peso molecular. Los alcoholes ligeros (metanol, etanol) son los que presentan mayor solubilidad.

4.3.2.4. Volatilidad del compuesto

Los hidrocarburos de cadena hasta C_5 son muy volátiles y se evaporan rápidamente. Los más pesados requieren más tiempo, en función de la temperatura y el grado de contacto con el aire. Este hecho (aparte de otros) hace que la composición de los combustibles más ligeros (particularmente las gasolinas) varíe con el tiempo una vez incorporados al subsuelo, disminuyendo la proporción de los hidrocarburos más ligeros y volátiles respecto a los más pesados.

La figura 12 ilustra este concepto. En esta imagen se pueden apreciar cromatogramas sucesivos de una gasolina a la que se le ha permitido la evaporación hasta un volumen predefinido y bajo condiciones controladas. El concepto de evaporación diferenciada de las distintas cadenas de carbono se aprecia en que son precisamente los picos de las cadenas más cortas, visibles en el tramo izquierdo del cromatograma, los que van descendiendo progresivamente hasta llegar prácticamente a desaparecer. Por contra el pico del naftaleno se mantiene prácticamente en las mismas proporciones

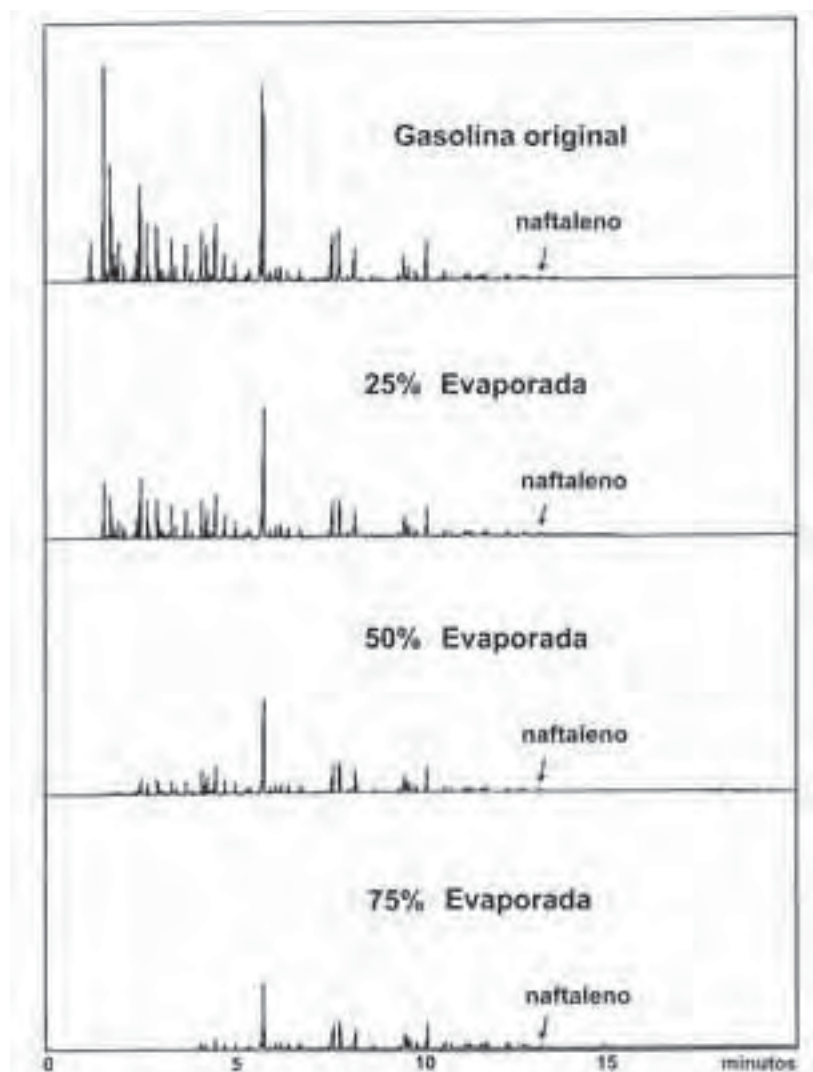


Figura 12: Evolución de una gasolina durante un periodo de evaporación
(Fuente: Wigger J.W. et Al., 1997)

4.3.2.5. Biodegradación y caracterización de distintos productos

En relación con el anterior aspecto hay que considerar la biodegradación de los hidrocarburos una vez han sido liberados al medio ambiente. Con el objetivo de ilustrar esta cuestión a continuación se explica el fenómeno y su evaluación para dos tipos de combustibles, las gasolinas y los gasóleos que son los que con mayor frecuencia son evaluados dada su amplia presencia en todo tipo de ambientes en los que se instalan estaciones de servicio. Nuevamente, conviene recalcar que las descripciones que siguen están orientadas a los análisis y evaluaciones prácticas que se pueden hacer con los datos disponibles en una investigación del tipo que se contempla en esta guía, si bien a nivel puramente químico cabría ampliar estas descripciones con otros enfoques y evaluaciones de distintos grupos de hidrocarburos que también están presentes en estos combustibles.

Caracterización de destilados del rango de la gasolina

Los constituyentes hidrocarbonados de una gasolina se encuentran en un rango desde C_3 a C_{12} , con un intervalo nominal de ebullición entre 40 y 225 °C.

Con objeto de diferenciar la composición química y caracterizar los procesos de “envejecimiento” en el medio ambiente, se pueden realizar numerosas determinaciones de componentes individuales, distribución de pigmentos aditivados, incluso composición isotópica, etc. Sin embargo, lo costoso de estas determinaciones hacen que en la mayoría de los casos, sólo se disponga de medidas de concentraciones de BTEX, así como la distribución de hidrocarburos entre C_3 y C_{10} , o alcanos entre C_{10} y C_{40} .

Debido a que la diferencia de volatilidad y la solubilidad del benceno y los xilenos en agua varían en un factor de 10, se considera que las concentraciones del benceno, tolueno, etilbenceno y los xilenos, habitualmente denominados como BTEX, suponen un excelente factor para estimar las alteraciones que ha sufrido un producto liberado en el medio ambiente.

El cambio medioambiental más inmediato en relación con la composición en BTEX es el empobrecimiento de cerca de un 40% en la concentración de benceno en el producto libre flotante respecto al original. El tolueno, el etilbenceno, y especialmente los xilenos muestran una reducción mucho menor.

La causa hay que buscarla en la mayor solubilidad del benceno en agua, lo que hace que se difunda preferentemente hacia el agua. Consecuentemente, el enriquecimiento de benceno en agua es mayor que el de tolueno, etilbenceno y xilenos. Mientras, en el suelo, quedan especialmente retenidos los xilenos y el etilbenceno, y con menor intensidad el tolueno.

Estudiando las relaciones entre estos componentes en suelos, agua subterránea y fase no acuosa se pueden extraer conclusiones de importancia sobre el origen y los cambios medioambientales que ha sufrido el producto fugado.

En el curso de numerosos estudios medioambientales, se ha encontrado de gran utilidad la relación paramétrica:

$$R_b = (B+T)/(E+X); \text{ donde}$$

R_b = Relación acumulada de BTEX,

B = concentración del benceno,

T = concentración del tolueno,

E = concentración del etilbenceno, y

X = concentración de los xilenos.

La ventaja de utilizar esta relación frente a las relaciones individuales es que se pueden suavizar las variaciones históricas en la producción de gasolinas.

De acuerdo con trabajos de laboratorio y campo (*Kaplan et al*, 1996), en una gasolina que acaba de entrar en contacto con el agua subterránea R_b alcanza valores de entre 1,5 y 6, según la cantidad de gasolina que se ha puesto en contacto con el agua subterránea. Cuando en una muestra de agua subterránea se encuentra un valor en este rango, se interpreta que la fuga es relativamente reciente (generalmente inferior a 5 años).

En ausencia de fase no acuosa, R_b en la pluma de contaminación se mantiene en el margen de la gasolina original (0,8 a 1,1). Este valor va disminuyendo progresivamente al separarse del foco, según avanza el tiempo y las reacciones en el medio ambiente, de manera que valores bajos, del orden de 0,5 indican tiempos de residencia superiores a 10 años. (*Kaplan et al.*, 1996).

De acuerdo con la solución modificada de la ecuación de transporte por advección-dispersión en un medio isótropo y homogéneo, la reducción de R_b en el tiempo cerca de la fuente en una fuga puntual en el tiempo, describe una función exponencial. La precisión en las estimaciones en el tiempo se puede mejorar utilizando la regresión de mejor ajuste en los datos obtenidos en un intervalo de tiempo suficientemente amplio.

En la figura 13 se presenta un ejemplo real, donde se ha podido registrar la disminución exponencial de la relación $(B+T)/(E+X)$ a lo largo de varios años, en una fuga de gasolina con plomo.

La ecuación de mejor ajuste para R_b es $R_b = 3E+24 e^{-0,0016 (t)\text{tiempo}}$, con una R^2 de 0,99. Este comportamiento parece indicar que la fuga que originó la contaminación fue de carácter puntual y debió provocar una pluma en disolución que migró aguas abajo. La reconstrucción de las condiciones iniciales del producto parece indicar que la fuga se produjo a lo largo del año 1995.

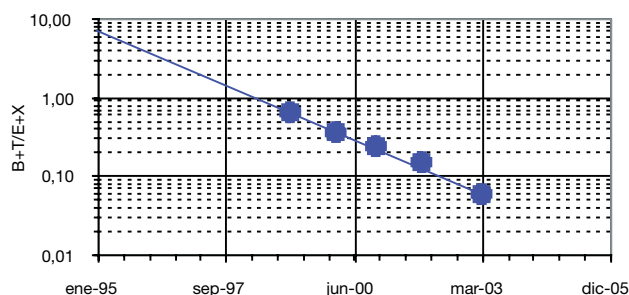


Figura 13: Evolución temporal de la relación $B+T/E+X$

En el caso de una fuga continuada a lo largo del tiempo no se podría reconstruir una línea regresiva recta, tal como es el caso en la figura 13.

En puntos lejanos al foco de origen, es frecuente encontrar valores superiores a 5, lo que suele indicar transporte preferencial de B y T en agua.

Caracterización de destilados medios (rango de los gasóleos)

Los procesos más importantes de alteración de destilados medios del petróleo son la evaporación, la lixiviación y la acción microbiana. Hay ambientes en los que estos procesos sólo tienen una influencia pequeña en la composición del producto fugado, mientras que en otros la degradación es severa y se produce con rapidez, como sucede fundamentalmente en las capas más someras del suelo.

Un ejemplo de un medio ambiente que preserva las condiciones iniciales del producto es el asociado a tanques de almacenamiento subterráneo, entre el pavimento de la superficie y el nivel freático. En estas condiciones los procesos de evaporación y lixiviación son extremadamente bajos, y las limitaciones en el suministro de agua, oxígeno y nutrientes hacen que los procesos de biodegradación se produzcan a un ritmo bajo, si bien a largo plazo las alteraciones son patentes.

La interpretación de los registros de cromatografía de gases se ha manifestado como una potente herramienta para poder estimar el grado de alteración del producto, y por consiguiente, su tiempo de residencia en el subsuelo (*Seen y Johnson, 1987*). El grado de cambio en gasóleos en el medio ambiente subterráneo puede medirse comparando las relaciones entre componentes con diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas. Algunos de los más comunes para evaluar biodegradación son C_{17} /pristano, C_{18} /fitano y pristano/fitano (*Glazer, 1991; Flathman et al., 1991*).

En la figura 14 se presentan los cromatogramas de a) un gasóleo fresco, b) de un gasóleo degradado en el subsuelo durante 22 años. Los análisis demuestran que los alcanos de cadena lineal, los indicados como $n-C_9$ a $n-C_{25}$ en la figura 14-A, dominan en la composición de los gasóleos frescos. Mientras, en productos alterados, son los isoprenoides (hidrocarburos ramificados), el farnesano, norpristano, pristano y fitano en la figura 14-A y B, los que dominan la composición total de la muestra. Este efecto parece producirse por la mayor afinidad de los microorganismos en metabolizar cadenas lineales. Así, en el proceso de alteración, las relaciones entre cadenas lineales e isoprenoides disminuyen con el tiempo, sirviendo como un indicador del grado de alteración de un gasóleo.

Christensen y Larsen (1993) estudiaron una docena de emplazamientos contaminados por fugas de tanques subterráneos con gasóleo, donde se conocía el momento en el que se había producido la fuga. Estos autores concluyeron que era posible estimar el tiempo de residencia del producto en el subsuelo, utilizando cuantitativamente la relación $n-C_{17}$ /pristano. Observaron la relación lineal, $T(\text{años}) = 8,4 (n-C_{17}/pr) + 19,8$, con un rango de error de ± 2 años y un nivel de confianza del 95%.

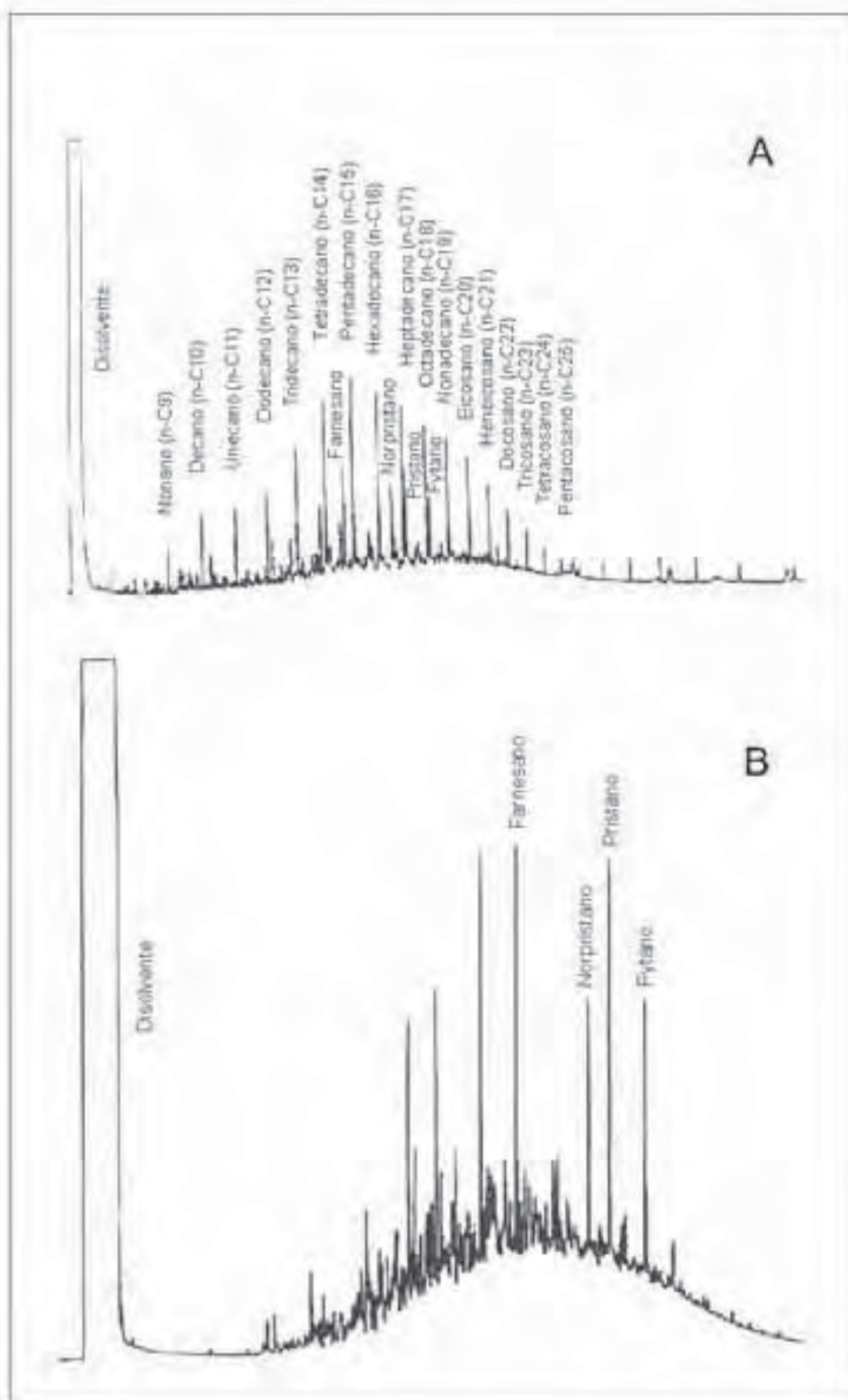


Figura 14: Cromatogramas que muestran un gasóleo fresco típico (A) y uno degradado de forma típica (B) El gasóleo degradado se encontró en una muestra de suelo y la fuga tenía una antigüedad de 22 años (Fuente: Christensen & Larsen (1993))

Limitaciones a la hora de estimar el grado de alteración de una muestra medioambiental

En la mayoría de los casos, la falta de datos analíticos fiables es el mayor impedimento a la hora de estimar el grado de alteración de una muestra y su tiempo de residencia en el medio.

En cualquier caso, existen limitaciones de importancia a la hora de realizar este tipo de interpretaciones.

Por ejemplo, si el volumen fugado ha sido muy importante, y hay una potente fase no acuosa (bien formando fase libre flotante en el nivel freático, bien tapizando las partículas del suelo) los mecanismos de alteración en el interior de este producto son extremadamente bajos, por la limitación de oxígeno y nutrientes (*Hoag y Marley*, 1986). Únicamente la interfase producto y medio subterráneo será susceptible de ser alterada.

Así mismo, si en el subsuelo hay sedimentos de granulometría muy fina, con baja porosidad y permeabilidad al hidrocarburo, agua y nutrientes, las tasas de alteración son muy reducidas. Por el contrario, en medios muy aireados y ricos en nutrientes, se favorece rápidamente la degradación (*Riser-Roberts*, 1992), lo que es la base de las tecnologías de biorremediación.

Utilidad dentro del modelo conceptual

Lo anteriormente comentado tiene dos aplicaciones dentro del modelo conceptual que se está definiendo. Por una parte la datación de la fuga del hidrocarburo puede ser importante para asignar la responsabilidad civil relacionada con el impacto causado cuando el emplazamiento ha cambiado de propiedad y no se sabe quién es responsable de la misma. Por otra parte, el conocimiento sobre el estado de degradación de los hidrocarburos puede ser importante a la hora de valorar la viabilidad de las distintas opciones de saneamiento potencialmente aplicables.

Degradación y datación de disolventes

En cuanto a los disolventes, la datación de una fuga resulta mucho más compleja. Existen técnicas isotópicas, pero su utilidad se encuentra actualmente en estudio. Respecto a la degradación de estos productos, la forma de establecerla consiste en estudiar la aparición de productos intermedios y finales de los productos fugados, para lo que se requiere un conocimiento detallado sobre cada cadena de degradación en particular.

4.3.2.6. Presencia combinada de varios contaminantes en el subsuelo

En todo caso, hay que tener en cuenta que la distribución en las fases del suelo de toda sustancia individual se ve afectada por la presencia de otras sustancias. Debido a ello, en los casos de contaminación de suelos causados por productos de composición compleja, las concentraciones de hidrocarburos individuales disueltas en agua o en fase gaseosa siempre son inferiores a las que se darían con la exclusiva presencia del hidrocarburo en cuestión.

Gran parte de los combustibles son menos densos que el agua (con densidades relativas de 0,7 a 0,9 aproximadamente). Ello, unido a otras características físico-químicas y diversos factores

propios del subsuelo, hace que cuando se incorporan al agua subterránea en mayor proporción que su solubilidad real, tiendan a acumularse en forma no miscible en la zona alta del manto freático, mostrando el comportamiento típico de los LNAPLs (líquidos ligeros en fase no acuosa). Por el contrario, los compuestos más densos que el agua (por ejemplo, algunos disolventes clorados) tienden a acumularse en la base del acuífero, respondiendo al comportamiento típico de los DNAPLs (líquidos densos en fase no acuosa). El Anexo 2 de la Guía de análisis de riesgos: migración y seguimiento de contaminantes en el subsuelo y en las aguas subterráneas contiene una descripción más detallada de estos fenómenos.

La figura 15 ilustra la diferencia entre las formas de acumulación y distribución en un acuífero por parte de estos dos grupos de productos.

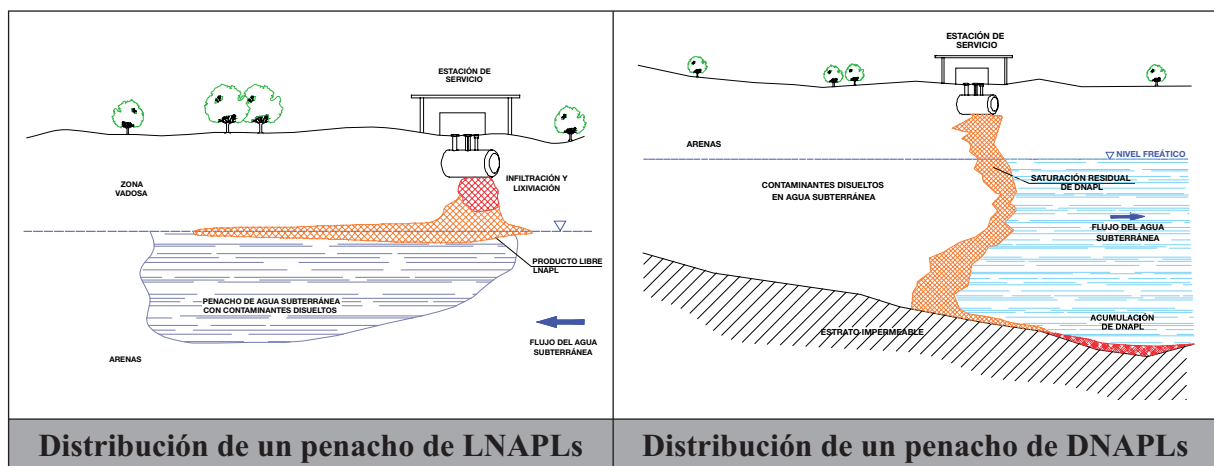


Figura 15: Diferencia de comportamiento en un acuífero entre una LNAPL y una DNAPL

4.3.2.7. Vías de dispersión de los contaminantes

Los principales mecanismos que rigen la distribución de los contaminantes en las tres fases del suelo (sólida, acuosa y gaseosa) y su evolución en el espacio y el tiempo son los siguientes:

- Puesta en suspensión de partículas de suelo contaminado y dispersión atmosférica.
- Adsorción/desorción en partículas de suelo.
- Volatilización y posterior migración a través de la zona no saturada hacia espacios interiores y/o dispersión atmosférica.
- Lixiviación del suelo contaminado e incorporación a agua subterránea.
- Disolución y migración en agua subterránea.
- Progresión en forma de fase libre o sobrenadante en agua subterránea (LNAPLs).
- Acumulación en la base de la formación acuífera (DNAPLs).

4.3.3. Elementos relativos a las vías de exposición

En general, las vías de exposición a considerar para potenciales receptores humanos son las siguientes:

- Ingestión de partículas de suelo contaminado.
- Contacto dérmico con partículas de suelo contaminado.
- Inhalación de partículas de suelo contaminado.
- Inhalación de vapores procedentes del suelo, agua subterránea y/o producto en fase libre.
- Ingestión, inhalación y/o contacto dérmico con agua (subterránea o superficial) contaminada empleada para suministro (doméstico).
- Consumo de alimentos afectados por la contaminación (debido a riego con agua contaminada, absorción a través de raíces, etc.).

Las tres primeras vías de exposición citadas suelen tener mayor relevancia en ambiente exterior pero en algún caso también pueden tenerla en ambiente interior. En cuanto a la inhalación de vapores, puede ser relevante tanto en ambiente exterior como interior.

Las vías de exposición a considerar de cara al análisis de riesgos para los ecosistemas pueden variar sensiblemente de un emplazamiento a otro, en función de sus características específicas (tipo de especies y poblaciones potencialmente expuestas, grado de protección requerido, etc.).

El modelo conceptual inicial debe identificar las vías de exposición que, en las condiciones del caso, son relevantes en el sentido de que la contaminación originada en un foco y transportada por diversos mecanismos pueda alcanzar a receptores potenciales a través de dichas vías.

En la mayoría de los casos reales, gran parte de la exposición se produce a través de un número reducido de vías. Por ello, es importante identificar éstas desde la definición del modelo conceptual inicial. En todo caso, para un mismo emplazamiento y escenario de análisis, las vías de exposición relevantes pueden diferir de unos receptores a otros.

4.3.4. Elementos relativos a los receptores potenciales

La adecuada identificación de receptores potenciales es uno de los aspectos cruciales en la definición del modelo conceptual inicial. A este respecto, hay que recordar que para que se pueda considerar completa una cadena de riesgo es preciso que exista una fuente de contaminación de suficiente entidad, unos mecanismos de transporte y unos receptores potenciales ubicados en localizaciones a las que la contaminación pueda migrar. Así pues, la identificación de receptores potenciales debe abordarse sobre bases realistas y acordes con los usos del suelo contemplados en el escenario de análisis.

En todo caso, siempre hay que diferenciar entre la población humana y los elementos de los ecosistemas, dado que el proceso de análisis presenta particularidades en cada uno de ellos. Además, dentro de la población humana es preciso distinguir sistemáticamente población infantil de adulta. Otra diferenciación adicional es entre los trabajadores de las instalaciones (sobre todo en estaciones de servicio e instalaciones industriales) y otro tipo de población potencialmente expuesta.

Respecto a los elementos de los ecosistemas potenciales receptores de los efectos de la contaminación, la sistematización suele ser compleja, dado que puede variar mucho de un caso a otro (especies y poblaciones presentes, relaciones ecológicas entre las mismas, etc.).

4.4 DISEÑO DE LA ESTRATEGIA DE MUESTREO

La *Guía metodológica de estudio histórico y diseño de muestreo (IHOBE, 1998)*, así como el *Manual práctico para la investigación de la contaminación del suelo (IHOBE, 2002)*, contienen recomendaciones genéricas para abordar el diseño de la estrategia de muestreo. En este epígrafe se presentan algunas adicionales específicas para el tipo de emplazamientos objeto de la guía. En todo caso, el diseño de la estrategia de muestreo debe estar enfocado a obtener los datos necesarios para efectuar la evaluación en cada fase de investigación.

El carácter particular de emplazamientos con tanques subterráneos hace que existan varios aspectos prácticos que potencialmente pueden influir sobre el resultado final de la investigación en sus distintas fases, estos aspectos son:

- La dificultad para detectar las mayores concentraciones de afección en los distintos medios, es decir, el aire intersticial, suelo y agua subterránea, debido a la imposibilidad de perforar bajo el tanque, donde mayores serán las concentraciones de hidrocarburos o disolventes liberados, y el riesgo de perforar el tanque o cualquier tubería de conexión, lo que frecuentemente imposibilita acercarse al mismo hasta una distancia adecuada para obtener los datos más representativos. Este hecho conlleva que habitualmente el diagnóstico obtenido tras una investigación del subsuelo en este tipo de emplazamientos no refleja con precisión la realidad del estado del subsuelo, por lo que se pueden complicar posibles fases posteriores de saneamiento.
- La habitual ausencia de planos precisos de las infraestructuras subterráneas en el entorno de tanques subterráneos y la necesidad de guardar una distancia de seguridad para no dañarlas, suponen otra dificultad significativa que impide la obtención de las muestras más representativas de los medios a caracterizar.
- La definición de la ubicación y trazados de las infraestructuras subterráneas previamente al comienzo de cualquier trabajo intrusivo es fundamental, no solamente por el riesgo de dañar las instalaciones, sino, aún con mayor prioridad, por la necesidad de salvaguardar la integridad física del personal que lleva a cabo los trabajos de investigación. Generalmente, se usan detectores electromagnéticos para este tipo de determinaciones.

De todos los elementos que componen la estrategia de muestreo, los que merecen algunas consideraciones específicas en el ámbito de esta guía son los siguientes:

- Medios a muestrear
- Localización de los puntos de muestreo
- Número de puntos de muestreo
- Número de muestras por punto de muestreo

A continuación se exponen las recomendaciones relativas a estos elementos que son aplicables a cada fase de investigación.

4.4.1. Investigación exploratoria

Con frecuencia, el sustrato de los emplazamientos contaminados por tanques de almacenamiento subterráneo presenta características homogéneas que permiten su consideración como una sola área de investigación. No obstante, en algunos casos puede ser conveniente la división en subáreas con diferentes estrategias de investigación. Esta cuestión debe determinarse a la vista del modelo conceptual inicial. En cuanto a la previsible distribución espacial de la contaminación, aunque difiere de unos medios a otros, es habitual que sea heterogénea y proceda de una fuente conocida.

En la *investigación exploratoria*, el diseño del muestreo se orientará hacia dos objetivos básicos:

- Detectar las zonas de máxima probabilidad de contaminación existentes dentro del emplazamiento.
- Identificar situaciones de riesgo inminente que requieran acciones de emergencia.

Para conseguir estos objetivos en la práctica se investigan los siguientes medios, según el orden recomendable:

- Aire intersticial del suelo (vapores orgánicos)
- Suelo
- Aguas subterráneas.

De forma adicional conviene tener en cuenta el aire ambiente en el interior de edificios situados dentro o muy próximos al emplazamiento.

Mediante esta secuencia se intenta aprovechar los resultados de la investigación de vapores orgánicos para orientar la ubicación de los sondeos a realizar para el estudio de suelos y aguas subterráneas, ya que frecuentemente los penachos de concentraciones relativamente elevadas de vapores orgánicos representan un indicio de la distribución de los hidrocarburos en los mismos. En consonancia con esta secuencia se tratan a continuación los aspectos relativos a los distintos medios.

4.4.1.1. Aire intersticial del suelo

El muestreo del aire intersticial del suelo en la zona no saturada constituye una técnica de investigación para la detección de compuestos volátiles y semivolátiles (COVs y COSVs). Su principal utilidad en la investigación exploratoria de los emplazamientos objeto de la guía es ayudar a establecer las áreas de previsible mayor contaminación, lo cual facilita la optimización del diseño del muestreo de suelos y aguas subterráneas. Por este motivo, el muestreo del aire intersticial del suelo suele efectuarse antes del de los medios mencionados. Además esta técnica puede aportar información acerca de la potencial migración de vapores fuera del emplazamiento.

En todo caso, la efectividad de la técnica está condicionada por la textura del suelo, que debe ser suficientemente poroso para garantizar la fiabilidad de los resultados.

La localización de los puntos de muestreo se ajusta normalmente a una malla de tipo sistemático regular o al *tresbolillo*. La densidad de la malla de muestreo se debe decidir a la vista de la información aportada por las etapas previas de la investigación. A título orientativo, en emplazamientos de reducida extensión puede ser suficiente un número de unos 10-15 puntos de muestreo. A partir de los resultados obtenidos, suele ser muy útil variar o ampliar la malla de muestreo prevista en caso de detectar algún núcleo con concentraciones de vapores elevadas, de tal forma que se vaya acotando progresivamente la extensión del penacho y el posible origen del mismo.

Habitualmente, se toma una muestra por punto de muestreo, que debe extraerse a una profundidad similar (en torno a 1 metro) en todos los puntos para poder correlacionar los resultados. En algunos casos, se toman muestras a mayor profundidad (2-3 m).

Si bien, existen distintos equipos para tomar las muestras de vapores orgánicos, lo más habitual es aplicar métodos de lectura directa, tal como el fotoionizador (PID) o tubos colorimétricos. El funcionamiento de estos equipos se presenta en la guía metodológica “*Toma de Muestras*” (IHOBE, 1998).

A continuación se presenta un caso práctico y real de una investigación de vapores orgánicos llevada a cabo en una estación de servicio, que además dispone de un emplazamiento anexo en el que se almacenan disolventes, uno de los cuales es un disolvente clorado.

Los datos recopilados durante el estudio histórico se presentan en la Tabla 4.

Tanque	Contenido	Año de instalación	Material	Cubeto / Doble pared	Última prueba de estanqueidad	Consideraciones
T1	Gasolina S/P 95	1980	Acero carbono	No	2002	Revestido 1995
T2	Gasoil A	1980	Acero carbono	No	2002	
T3	Gasoil A	1980	Acero carbono	No	2002	
T4	Gasolina S/P 98	1980	Acero carbono	No	2002	
T5	Gasolina S/P 95	1990	Acero carbono	No	2002	
T6	Gasolina super	1990	Acero carbono	No	2002	
T7	Tricloroetileno (TCE)	1975	Acero carbono	No	2002	Revestido 1997
T8	Tolueno	1975	Acero carbono	No	2002	

Tabla 4: Datos históricos existentes sobre los tanques del emplazamiento objeto del ejemplo de investigación

De los datos históricos debemos concluir que los tanques son bastante antiguos, por lo que el riesgo de haber tenido fugas es relativamente grande. No obstante, entre todos, el hecho de que los tanques T1 y T7 hayan sido reparados en algún momento nos debe hacer pensar que esto se ha podido deber a la posible existencia histórica de alguna pérdida incontrolada.

En la figura 16 se ha indicado junto a los puntos de muestreo, la ubicación de tanques y tuberías, así como los potenciales receptores no humanos más importantes, un pozo de abastecimiento y un arroyo cercano. Además se ha incluido la dirección estimada del flujo subterráneo.

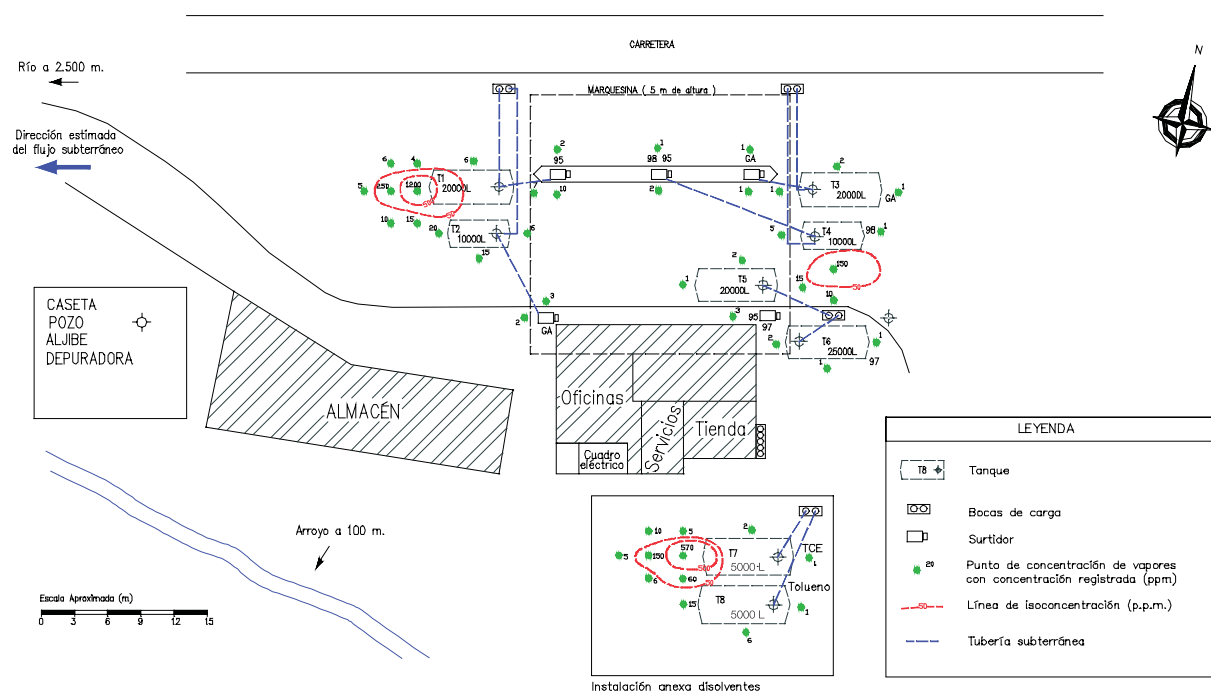


Figura 16: Resultado de la investigación de vapores orgánicos en una estación de servicio

En cuanto a la ubicación de los puntos de muestreo cabe indicar que se ha seguido la siguiente metodología:

- Colocación de puntos en torno a cada tanque buscando una distribución regular.
- Se evitan zonas con tuberías subterráneas así como las zonas entre tanques, por el riesgo de dañar estas infraestructuras.
- Se realizan varios puntos de control adicionales cercanos a surtidores y otras instalaciones subterráneas.
- En las zonas en las que se obtienen valores significativos de vapores orgánicos (> 50 ppm), se realiza una malla regular adicional hasta dejar acotada la zona con potencial afección significativa. Esto se observa en 3 zonas, al oeste de T1 y T7, y al sur de T4.

En base a estos resultados se han interpretado las líneas de isoconcentraciones de vapores orgánicos, dejando como poco significativos los valores inferiores a 50 ppm. No obstante, conviene destacar que esta interpretación es indicativa, ya que en función del rango de concentraciones obtenido, se elegirá un rango distinto de representación gráfica.

La figura muestra dos claros núcleos de mayor concentración de vapores orgánicos (T1 y T7) y un tercero de menor importancia (T7). Esta imagen nos indica donde potencialmente se pueden encontrar las zonas con los suelos y aguas subterráneas más afectadas.

4.4.1.2. Suelos

En este tipo de emplazamientos, es preciso diferenciar sistemáticamente los suelos superficiales (orientativamente, hasta 1 m de profundidad) de los profundos (a partir de la profundidad a la que se encuentre la base del tanque). Si el modelo conceptual inicial indica que, por la casuística de la contaminación, por el tipo y estado del pavimento o porque existan indicios de fugas desde tuberías, pueden ser relevantes las cadenas de riesgo derivadas de los suelos contaminados superficiales, éstos deben incorporarse al programa de muestreo. De lo contrario, el muestreo de suelos se limitará a niveles más profundos.

En función del modelo conceptual elaborado previamente y los resultados del estudio histórico y la investigación de vapores orgánicos se decidirá la ubicación de los sondeos para el muestreo de los suelos. Dados los objetivos de esta fase de investigación, la densidad de puntos de muestreo debe ser mayor en las proximidades de la fuente de contaminación. En todo caso, a la hora de concretar la localización de los puntos de muestreo, es preciso tener en cuenta las limitaciones que las características del emplazamiento pueden plantear (presencia de otros tanques o instalaciones subterráneas, gálibo disponible para la maquinaria de perforación, etc.).

El número óptimo de puntos de muestreo de suelos está condicionado por varios factores (ver figura 4 de la *Guía metodológica de estudio histórico y diseño de muestreo (IHOBE, 1998)*). En la mayoría de los emplazamientos objeto de la guía, será suficiente establecer entre 4 y 6 puntos de muestreo por foco de contaminación, dependiendo de los factores allí mencionados. Si bien, no debe olvidarse que de forma razonada puede determinarse el nº de puntos de muestreo por foco de contaminación mediante el criterio denominado *experto*. De estos puntos en la investigación exploratoria al menos uno debe llegar a penetrar por debajo del nivel freático, de tal forma que se pueda instalar posteriormente un pozo de control para la toma de muestras representativas de agua subterránea o, en su caso, de producto libre sobrenadante. En el caso de tratarse de una posible fuga de un disolvente clorado, se profundizará este sondeo hasta el primer nivel impermeable de tal forma que se pueda registrar la posible presencia de fase DNAPL.

Para los niveles superficiales, se tomará normalmente una muestra de suelo por punto de muestreo. Para los niveles profundos, el número de muestras por punto dependerá de la estratificación y aparente afección del suelo, siendo preciso tomar, al menos, una muestra por estrato sospechoso.

La figura 17 muestra la ubicación de los sondeos someros (hasta 1 m por debajo de la base del tanque, es decir unos 4 m) y los profundos (10 m, 2 por debajo del nivel freático). El sondeo aguas abajo del tanque T7 se profundizó hasta 20 m donde se detectó un nivel de arcillas. La determinación del número de puntos de muestreo de la investigación exploratoria se ha realizado a partir de los resultados obtenidos previamente con la medición de vapores, que ha permitido definir como potenciales focos de contaminación a cada uno de los grupos de tanques, T1-T2, T4-T5 y T7-T8. La localización de los puntos de muestreo se ha realizado mediante el criterio *experto*, que ha tenido en cuenta las siguientes consideraciones:

- Los sondeos profundos han colocado aguas abajo del tanque definido como potencial foco de contaminación, debido a que es la dirección en la que es más probable que se encuentre el posible producto libre sobrenadante o aguas subterráneas afectadas, excepto cuando existan indicios de afección en otras zonas, tal como es el caso del tanque T4, que muestra concentraciones de vapores relativamente elevadas en el flanco sur del mismo (figura 16).
- Se han guardado distancias de seguridad con tuberías y los propios tanques.
- No se ha perforado entre tanques por motivos de seguridad.

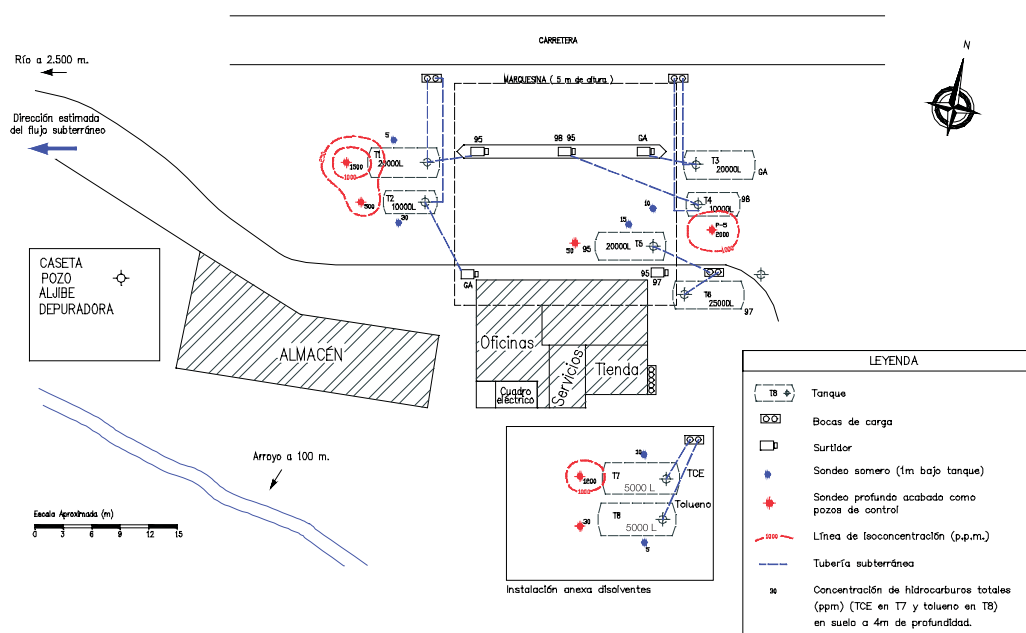


Figura 17: Planteamiento y resultados de la investigación exploratoria de suelos

En la figura se ha incluido las concentraciones de afección química más significativa a 4 m de profundidad (hidrocarburos totales en T1 a T6, TCE en T7 y tolueno en T8). A modo de facilitar la comprensión de la figura se han interpretado las potenciales líneas de isoconcentración química a esa profundidad. Se puede comprobar como los núcleos de afección de suelos más importante coinciden con los núcleos de vapores orgánicos mostrados en la figura 16.

4.4.1.3. Aguas subterráneas

La estrategia de muestreo de las aguas subterráneas en la investigación exploratoria debe orientarse a comprobar la presencia o ausencia de afecciones atribuibles a los focos de contaminación en la zona saturada del nivel acuífero más vulnerable.

Para ello, es preciso contar con, al menos, dos puntos de muestreo en las proximidades de cada foco, debiendo encontrarse uno aguas arriba y otro aguas abajo del respectivo foco. Normalmente, se tomará una muestra de agua por cada punto de muestreo, si bien en determinadas circunstancias (presencia de producto en fase libre, implicación de contaminantes más densos que el agua), puede ser conveniente tomar muestras diferenciadas a distintas profundidades.

En caso de existir puntos de agua (pozos o manantiales) en las inmediaciones del emplazamiento (particularmente aguas abajo de los supuestos focos de contaminación), debe considerarse su muestreo, tanto para aportar datos básicos acerca de la potencial migración de la contaminación como para identificar situaciones de riesgo inminente.

En la figura 18 se presenta el plano del emplazamiento con los resultados de las muestras de agua tomadas y la interpretación preliminar de los dos penachos de producto libre identificados al oeste de los tanques T1 (LNAPL) y T7 (DNAPL). Estas interpretaciones deberán ser verificadas mediante la investigación detallada. En este caso se ha optado por instalar un punto de control aguas arriba de los tanques de la estación de servicio y otro aguas arriba de los tanques con disolventes. Los valores de afección química representados son muy característicos para este tipo de emplazamientos y, salvo los casos de los penachos de producto libre comentados, suelen reflejar la contaminación de fondo que se ha ido generando históricamente debido a la filtración de pequeñas cantidades de combustibles, aguas hidrocarbурadas u otros contaminantes desde la superficie.

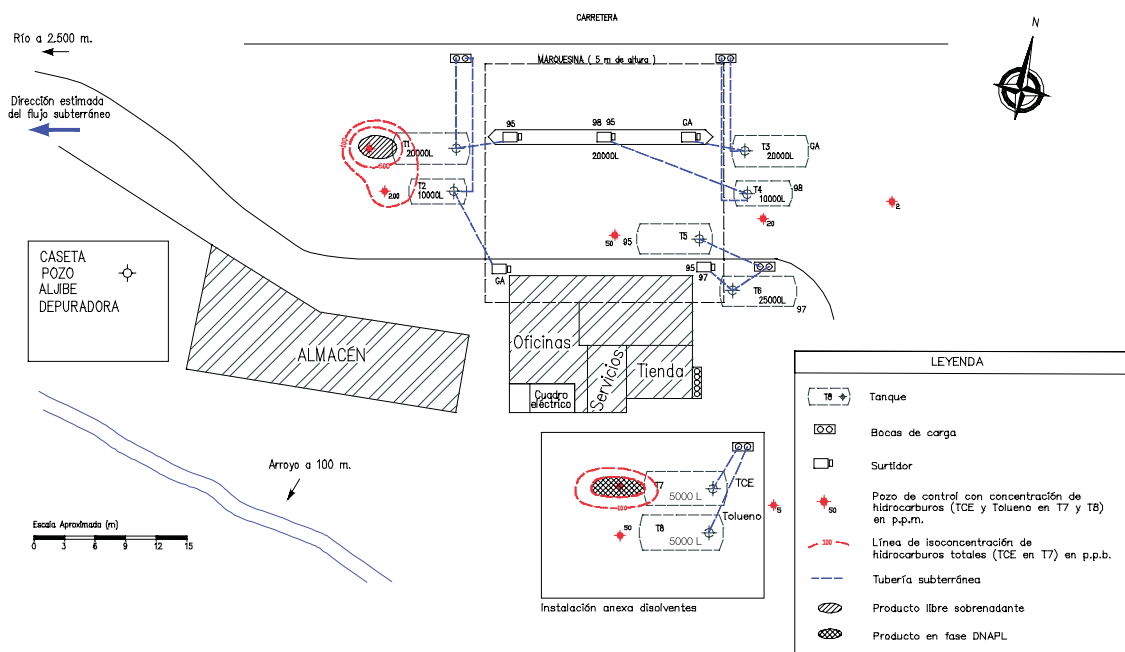


Figura 18: Resultado del muestreo de las aguas subterráneas en la investigación exploratoria

4.4.1.4. Otros medios

Aguas superficiales

En algunos emplazamientos se puede sospechar o evidenciar una afección de las aguas superficiales por contaminantes liberados de tanques subterráneos. Las formas más comunes de transmisión de la contaminación a este medio son por descarga de aguas subterráneas afectadas y/o por incorporación de aguas de escorrentía superficial procedentes del emplazamiento. En estos supuestos será preciso incluir en la Investigación Exploratoria el muestreo de las aguas superficiales.

Para el muestreo de las aguas superficiales, puede ser suficiente con tomar dos muestras, una aguas arriba y otra aguas abajo de la zona de incorporación y mezcla de la corriente contaminante al curso de agua.

Aire en interior de edificios

En emplazamientos contaminados por la liberación de sustancias contenidas en tanques subterráneos, es relativamente frecuente que se produzca una migración de los componentes volátiles a través del subsuelo y/o ciertas vías preferentes (tuberías, conducciones de saneamiento, etc.). Dicha migración puede afectar al ambiente interior de edificios del propio emplazamiento o de sus alrededores.

En la medida que los resultados de la investigación del aire intersticial del suelo u otros indicios revelen una probable afección de dichos ambientes, se recomienda incluir en el alcance de la investigación exploratoria el muestreo del aire interior o la medición de parámetros indicadores (explosividad) mediante equipos portátiles. Las condiciones de cada emplazamiento determinarán el alcance preciso del muestreo o medición en esta fase de investigación. Además, los resultados de estas labores pueden permitir la detección de situaciones de riesgo inminente que requieran adoptar medidas correctoras inmediatas.

4.4.2. Investigación detallada

El diseño de la estrategia de muestreo para la investigación detallada viene condicionado por los objetivos genéricos y específicos que, para las condiciones de cada emplazamiento, persiga esta fase de investigación.

El principal objetivo genérico es delimitar la extensión espacial de la contaminación en los medios afectados para poder abordar la consiguiente cuantificación y evaluación de riesgos.

No obstante, desde una perspectiva de análisis de riesgos, los recursos destinados a esta fase de investigación deberían concentrarse en caracterizar la magnitud y distribución de la contaminación en aquellos medios que constituyen rutas de migración significativas en las condiciones del emplazamiento, así como cuantificar la presencia de contaminantes en los puntos donde se localizan los receptores potenciales. La identificación de tales medios y puntos

de exposición debe ser producto de la revisión del modelo conceptual inicial a la luz de los resultados obtenidos en la investigación exploratoria.

Otro aspecto importante de la investigación detallada es que, además de lo anterior, suele ser preciso obtener valores específicos del emplazamiento de las variables que determinan las pautas de migración de los contaminantes desde los focos hasta los receptores. Entre ellos, los más frecuentes son características físico-químicas del suelo (densidad, porosidad, fracción de carbono orgánico, etc.) y parámetros hidrodinámicos (permeabilidad, gradiente hidráulico, etc.). Para ello, es preciso proceder a muestreos y ensayos directamente orientados a tal fin.

A diferencia de la investigación exploratoria, en la que el muestreo suele llevarse a cabo en una sola etapa, es frecuente que el muestreo en la investigación detallada se realice en dos o más etapas.

A continuación se desarrollan algunas consideraciones relativas a los diferentes elementos del diseño de la estrategia de muestreo para los medios más habituales.

4.4.2.1. Aire intersticial del suelo

El muestreo del aire intersticial del suelo en la zona no saturada no es frecuente durante la investigación detallada, salvo que en la fase exploratoria se haya constatado la existencia de migración de compuestos volátiles fuera del emplazamiento y éstos puedan afectar a receptores significativos.

En tal caso, conviene abordar el muestreo de este medio desde la perspectiva de tratar de acotar la extensión de las afecciones, en particular en puntos de exposición de receptores potenciales significativos.

4.4.2.2. Suelos

Las características de los emplazamientos objeto de la guía hacen que a menudo la distribución de la contaminación en el suelo responda al esquema de distribución heterogénea con fuente de contaminación conocida.

El muestreo de suelos para la delimitación espacial de la contaminación se guiará por las pautas contenidas en la *Guía metodológica de estudio histórico y diseño de muestreo (IHOBE, 1998)* en cuanto a la malla de muestreo y número de muestras por punto. La decisión acerca del alcance del muestreo en horizontal y en vertical se tomará a la vista de la relevancia que, en las condiciones del caso, tienen las distintas cadenas de riesgo cuyo origen es el medio suelo.

En todo caso, conviene incluir en el muestreo de suelos puntos donde el modelo conceptual revisado indique que puede darse la exposición directa de receptores a través de alguna vía (ingestión, contacto dérmico o inhalación).

4.4.2.3. Aguas subterráneas

En lo relativo a las aguas subterráneas, el muestreo durante la investigación detallada debe permitir igualmente establecer la extensión espacial de la contaminación. Para ello será preciso instalar una red de pozos de control en la dirección del flujo del agua subterránea cuyo diseño consistirá en varios pozos aguas abajo según el eje longitudinal del penacho de contaminación identificado; a ellos se añadirán varios pozos en dirección sensiblemente perpendicular para determinar la dispersión lateral de la contaminación (ver *Manual práctico para la investigación de la contaminación del suelo*). En formaciones permeables por fisuración o por karstificación este esquema de pozos no es generalmente válido, debiendo establecerse el más adecuado a las características hidrogeológicas del sustrato (ver *Guía de análisis de riesgos: migración y seguimiento de contaminantes en el suelo y en las aguas subterráneas*).

En el diseño de la red de puntos de toma de muestras de aguas subterráneas conviene incorporar puntos de agua existentes en el emplazamiento o su entorno, en la medida que se sospeche o conozca que pueden estar afectados y constituyan puntos de exposición para receptores significativos.

En cuanto a las características constructivas de los pozos de control, se recomienda que permitan el muestreo de las aguas a distintas profundidades, en especial si hay implicados contaminantes más ligeros o más densos que el agua (LNAPLs o DNAPLs, respectivamente).

Finalmente, en la figura 19 se presentan los resultados de la investigación detallada del emplazamiento. La investigación se hizo mediante la instalación de cuatro nuevos pozos de control aguas abajo de los dos penachos de LNAPL y DNAPL identificados durante la investigación exploratoria, que han servido también para el muestreo de los suelos. En base a los resultados obtenidos se ha reinterpretado el plano de distribución de afección de las aguas subterráneas comentado anteriormente.

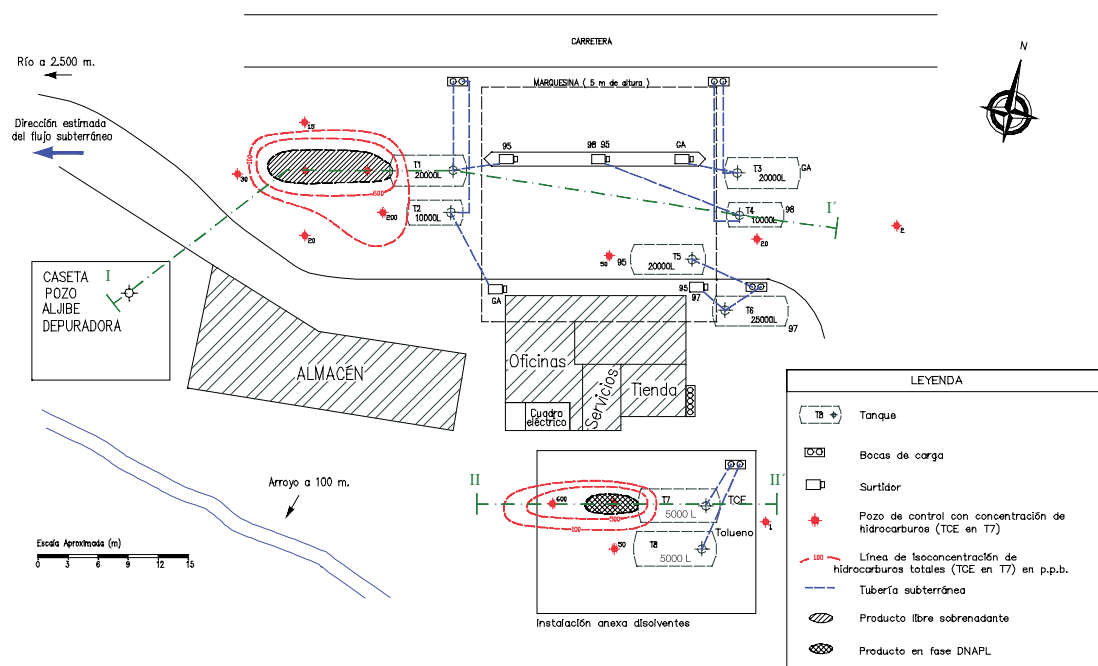


Figura 19: Resultado de la investigación detallada

En la figura 20 se presentan dos cortes del subsuelo con la distribución interpretada de la contaminación en las dos zonas del emplazamiento afectadas. Esta figura ilustra la diferencia de comportamiento entre los hidrocarburos y los disolventes clorados una vez liberados al subsuelo.

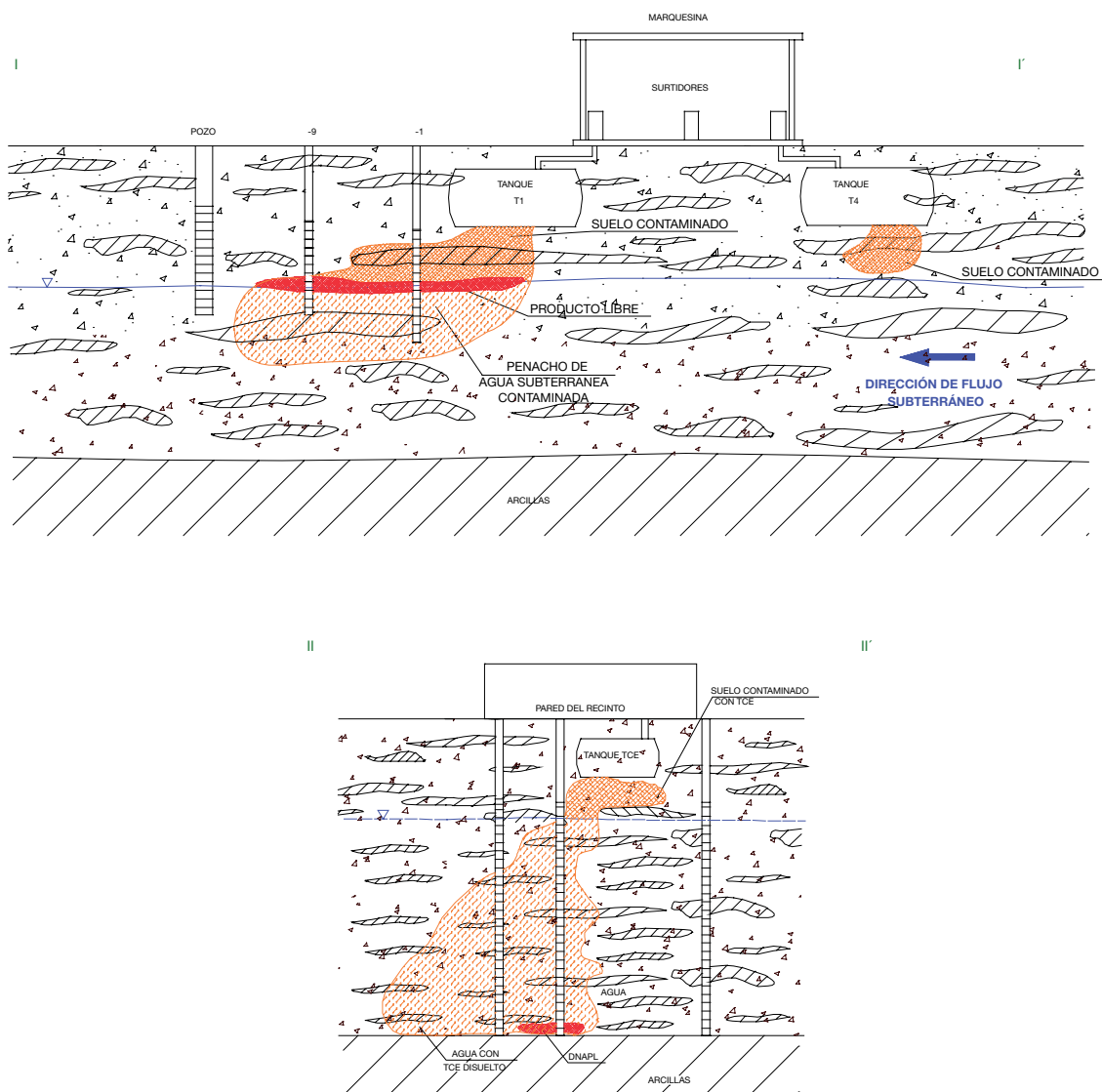


Figura 20: Cortes del emplazamiento; I-I' tanques de combustibles y II-II' tanque con TCE

4.4.2.4. Otros medios

Durante la investigación detallada se pueden muestrear otros medios como aguas potables, aguas superficiales, aire ambiente en interior de edificios o incluso especies vegetales o animales.

La conveniencia o no de muestrear cada uno de ellos vendrá determinada por los resultados de la investigación exploratoria y las características específicas del emplazamiento. En particular, el muestreo de estos medios debe abordarse siempre que constituyan rutas de transporte o

receptores primarios relevantes en el modelo conceptual. En tal caso, los puntos de muestreo deberían coincidir (en lo posible) con puntos de exposición.

Aguas potables

La detección durante la investigación exploratoria de contaminación en el agua subterránea ha motivado que en la investigación detallada se tomaran muestras de agua para aplicar los modelos que incluyen a los compuestos volátiles que pueden llegar al agua potable en edificios a través de cañerías subterráneas de PVC, como vía de exposición a considerar. La vía de exposición a estos compuestos químicos sería mediante la ingestión, el contacto dérmico y la inhalación durante la ducha. Desde este punto de vista, se puede considerar el agua potable dentro de edificios cercanos a la fuga, como los servicios de una gasolinera o un restaurante o viviendas cercanos como otro de los posibles medios a muestrear durante la fase de muestreo en campo en caso de detectar una situación que haga sospechar de la existencia de la vía.

El muestreo de estas aguas debería hacerse después de un periodo relativamente largo en el que las aguas han estado retenidas en las cañerías sin renovación de tal forma que se incremente la potencial acumulación de volátiles. Un momento adecuado podría ser, por ejemplo, a primera hora de la mañana antes de que se hayan abierto los grifos para uso doméstico y tras haber garantizado que el agua no se ha renovado durante toda la noche. Antes de tomar la muestra se deberá purgar un pequeño volumen de agua para obtener una muestra lo más representativa posible de la calidad de la misma en las cañerías del edificio.

4.5 DISEÑO DEL PROGRAMA DE ANÁLISIS QUÍMICO

Además de las mediciones in situ de determinados parámetros, la investigación exploratoria (en la mayor parte de los casos) y la investigación detallada (en todos los casos) de los emplazamientos objeto de esta guía incluyen la toma de muestras de diferentes medios para su posterior análisis en laboratorio.

A este respecto, la *Guía metodológica de análisis químico (IHOBE, 1998)* establece las prácticas y métodos apropiados para acometer las distintas labores implicadas (conservación de muestras en campo y laboratorio, cadena de custodia, análisis propiamente dicho, etc.). A continuación se desarrollan algunas consideraciones específicas para el análisis de los contaminantes típicamente implicados en estos emplazamientos.

En la fase de investigación exploratoria es conveniente orientar la estrategia de análisis con visión amplia, es decir, incluyendo los parámetros indicativos de todos los contaminantes que puedan estar presentes en los medios muestreados, siempre desde las conclusiones aportadas por el estudio histórico, la visita de campo y el modelo conceptual inicial.

Aunque la posterior valoración de los resultados analíticos, que se va a realizar por comparación de los mismos con los VIE y OCE, esté limitada a los parámetros para los cuales se dispone de dichos valores, conviene incluir sistemáticamente otras determinaciones que ayuden a establecer

el grado de afección de los distintos medios y una primera aproximación a la delimitación de la contaminación.

En lo que se refiere a los hidrocarburos derivados del petróleo, la determinación de aceites minerales (hidrocarburos C_{10} - C_{40}) sería, en principio, suficiente para el propósito de comparación con los respectivos VIE. No obstante, la inclusión de la determinación de hidrocarburos totales derivados del petróleo (TPH) mediante cromatografía de gases, cuantificando la presencia de las distintas cadenas en el rango C_{10} - C_{40} , puede aportar información interesante para la caracterización del origen de la contaminación (tipo de hidrocarburos implicados, grado de alteración de los mismos y “edad” de la fuga). De hecho, en la actualidad este análisis viene siendo la norma habitual en investigaciones de estaciones de servicio.

Otra práctica habitual en este tipo de emplazamientos, cuando se trata de investigar un producto compuesto por distintos hidrocarburos, tal como un combustible, es analizar las concentraciones de compuestos aromáticos (BTEX) y los hidrocarburos alifáticos de cadena corta (C_6 - C_{12}), ya que, además de su toxicidad (el benceno es cancerígeno) y su movilidad, son igualmente indicativos de los niveles de afección del subsuelo y pueden ser útiles en la identificación de la fuente de contaminación, especialmente para gasolinas en las que estos compuestos predominan.

Cuando se trate de una fuga de gasóleos o fuel oil es importante la determinación de los hidrocarburos policíclicos aromáticos. Concretamente, el naftaleno, que es cancerígeno, es uno de los compuestos de este grupo que más se usa en los análisis de riesgos, si bien conviene analizar un grupo más amplio. A modo de ejemplo, existen valores VIE-B para el antraceno, benzo-a-pireno, fluoranteno, naftaleno, aunque habitualmente se manejan paquetes de compuestos más amplios tal como es el caso en la normativa Holandesa en la que para los suelos se contempla la suma de concentraciones de una serie de diez de estos compuestos, aunque para las aguas subterráneas sí se han definido valores de evaluación individuales.

Finalmente, cabe hacer mención por su importancia ambiental a la analítica de otros compuestos oxigenados, concretamente el metil-terc-butileter (MTBE) y el etil-terc-butileter (ETBE) utilizados desde hace tiempo en las gasolinas sin plomo e incluso, aunque en menor proporción, en las otras gasolinas. La identificación del MTBE sirve en dos sentidos, primero para saber si el combustible fugado es una gasolina sin plomo, lo cual se deduce de la concentración detectada y, segundo, para evaluar la magnitud del impacto, ya que este compuesto tiene una velocidad de migración en el agua superior a la de otros hidrocarburos, por lo que conviene controlar de forma individual su posible presencia en potenciales receptores, tal como pozos ubicados aguas abajo del emplazamiento. El comienzo del uso del ETBE ha sido más reciente, si bien en la actualidad está sustituyendo progresivamente al MTBE ya que éste está siendo considerado como medioambientalmente perjudicial debido su persistencia una vez liberado.

En la investigación detallada, los requisitos de los análisis en laboratorio vienen determinados, en principio, por la necesidad de utilizar los resultados para abordar un análisis cuantitativo de riesgos. En esta fase, el espectro de contaminantes de interés debería haber sido acotado por las conclusiones de la investigación exploratoria, eliminando aquéllos que no se hayan encontrado o incluso los que, estando presentes, no hayan superado los respectivos VIE u OCE.

En la medida que uno de los principales objetivos de la analítica en esta fase de investigación es permitir la cuantificación de riesgos, las determinaciones deben orientarse hacia compuestos individuales más que hacia parámetros totalizadores. A este respecto, los hidrocarburos derivados del petróleo plantean algunos problemas, dado el elevado número de ellos que forman parte de cada producto comercial.

En términos prácticos, resulta inviable pretender cuantificar en laboratorio todos los hidrocarburos individuales presentes en un emplazamiento. Por otra parte, la determinación habitual de los hidrocarburos totales derivados del petróleo (TPH) no es útil de cara al análisis cuantitativo de riesgos, ya que cuantifica la concentración suma de una serie de ellos de muy distintas características físico-químicas y toxicológicas. Una solución razonable a este problema es la determinación mediante cromatografía de gases de las concentraciones de varias familias de hidrocarburos para las cuales se han desarrollado referencias toxicológicas suficientemente aproximadas y aplicables en un análisis cuantitativo de riesgos, por ejemplo por el organismo americano *Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group (Analysis of Petroleum Hydrocarbons in environmental media, 1997)*. Este organismo propone los rangos de cadena de carbón que se presentan en la tabla 5.

Tipo de hidrocarburo	Rango de cadena de carbono
Alifáticos	5 - 6
	> 6 - 8
	> 8 - 10
	> 10 - 12
	> 12 - 16
	> 16 - 35
Aromáticos	> 8 - 10
	> 10 - 12
	> 12 - 16
	> 16 - 21
	> 21 - 35

Tabla 5: Rango de cadenas de hidrocarburos recomendadas analizar en aceites minerales

En el caso de los disolventes caben dos posibilidades, primera, analizar el compuesto concreto que ha sido liberado al medio ambiente o, segunda, evaluar los productos de degradación natural derivados de los distintos disolventes. Esta degradación natural se puede producir en función de las condiciones físico-químicas existentes en el subsuelo. Existen dos ejemplos de este tipo de cadenas de degradación muy típicos que suelen ser analizados. Se trata de la degradación del tricloroetileno (TCE) y el percloroetileno (PCE). La siguiente figura 21 muestra esquemáticamente esta evolución.

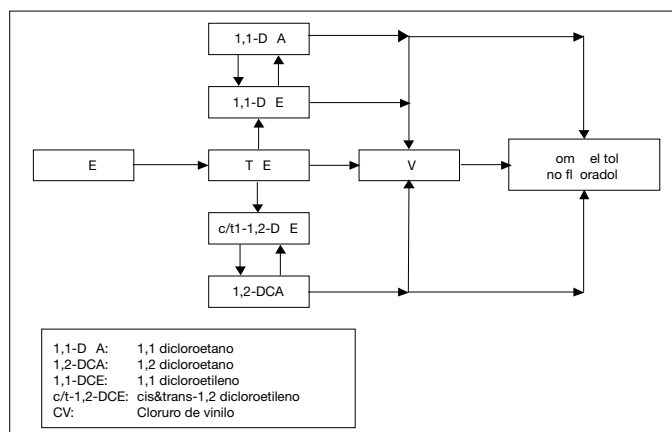


Figura 21: Cadenas de degradación natural del tricloroetileno (TCE) y el percloroetileno (PCE)

Tal como se puede apreciar en la anterior figura, los productos de degradación del TCE y el PCE son el 1,1 dicloroetano, el 1,2 dicloroetano, el 1,1 dicloroetileno, los cis y trans-1,2 dicloroetileno y el cloruro de vinilo. Es decir, que conviene conocer las posibles concentraciones de estos sub-productos en los distintos medios de cara a evaluar los riesgos adicionales que los mismos pueden suponer para los receptores identificados, así como para evaluar el grado de biodegradación natural producido y los posibles cambios que se podrían introducir en el equilibrio natural del subsuelo de cara a agilizar esta degradación.

En el caso de otros compuestos, conviene evaluar en las fuentes bibliográficas disponibles los posibles sub-productos correspondientes al producto en particular.

A modo de resumen, la tabla 6 presenta un esquema en el que se resumen los compuestos a analizar de cara a poder enfocar eficazmente un análisis de riesgo cuantitativo en función del tipo de líquido liberado al subsuelo.

Tipo de producto	Producto	Hidrocarburos (C5-C35) ¹⁾	BTEX	PAHs	MTBE/ETBE	Compuestos individuales	Sub-prod.
Hidrocarburos	Gasolina	+++	+++	+ ²⁾	+++		
	Gasolina sin plomo	+++	+++	+ ²⁾	+++		
	Queroseno	+++	+++	+ ²⁾			
	Gasoil	+++		+++			
	Fuel oil	+++		+++			
	A. lubricantes	+++		+++			
Disolventes	No clorados					+++	+++
	Clorados (general)					+++	+++
	TCE					+++	+++ ³⁾
	PCE					+++	+++ ³⁾

1) Según el reparto de cadenas propuesto por el *Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group*

2) Estos productos contienen naftaleno

3) De acuerdo con la figura 21 se trata del 1,1 dicloroetano, el 1,2 dicloroetano, el 1,1 dicloroetileno, los cis y trans-1,2 dicloroetileno y el cloruro de vinilo.

Tabla 6: Esquema de la analítica recomendada para la investigación de fugas desde tanques subterráneos

4.6 TOMA DE MUESTRAS

La toma de muestras en la investigación de los emplazamientos objeto de esta guía debe seguir las pautas establecidas en la *Guía de toma de muestras (IHOBE, 1998)*. En función del medio a muestrear y los contaminantes implicados, se escogerán los equipos, técnicas y procedimientos más adecuados.

A continuación se realizan algunas consideraciones para los medios que con mayor frecuencia son objeto de muestreo.

.6.1. Aire intersticial del suelo

La toma de muestras de aire intersticial del suelo debe respetar algunas precauciones generales en cuanto a los equipos implicados (obtención o contaminación de sondas, calibración de instrumentos de medida, etc.), así como otras específicas del tipo de muestreo (pasivo o activo). Todas ellas se encuentran reflejadas en la *Guía de toma de muestras (IHOBE, 1998)*.

Respecto a este medio, cabe destacar el problema práctico que suele suponer la existencia de un sustrato duro en ocasiones bajo la superficie, ya que las investigaciones de vapores orgánicos se suelen realizar de forma semi-mecánica, lo que implica una limitación para la perforación de estos niveles. Debido a esta dificultad es frecuente que no se consiga profundizar hasta el nivel que podría ser entendido como óptimo (2 a 3 m).

El muestreo de vapores orgánicos se puede realizar mediante los siguientes equipos:

- Medidores de explosividad, en arquetas, sótanos, etc.
- Medidores de lectura directa del compuesto a investigar.
- Bombas de muestreo personal con tubos de carbón activo u otro, según el método específico de muestreo.
- Medidores pasivos, útiles para el muestreo personal o de ambiente. Estos medidores se acoplarán al trabajador o se colocarán en el ambiente durante el tiempo indicado.

.6.2. Suelos

La toma de muestras de suelos ha de prestar particular atención a los siguientes aspectos:

- Selección de los equipos de muestreo en función de la dureza del terreno, la profundidad de muestreo, los horizontes a muestrear, la volatilidad de los contaminantes y las posibles interacciones entre éstos y los materiales constitutivos de los equipos de muestreo.
- Manipulación de muestras, que debe garantizar la menor alteración posible de las mismas, en especial si se ven implicados compuestos volátiles. En este sentido se deben mantener las muestras a una temperatura de aproximadamente unos 4 °C hasta que se entregan en el

laboratorio, con el objetivo de que el resultado de los análisis químico sea el más representativo posible.

- Procedimiento de muestreo, que debe evitar el arrastre de contaminación de unas muestras a otras (contaminación cruzada), para lo cual se han de aplicar prácticas seguras en cuanto a los materiales de muestreo y su limpieza sistemática.
- Otra cuestión que en la práctica debe controlarse es que no se sobrepase el tiempo máximo de conservación (“*holding time*”) de la muestra autorizado para los distintos tipos de compuestos a analizar. Este concepto es de especial importancia para los compuestos orgánicos que tienden a degradarse de forma natural. Este periodo incluye los tiempos de almacenamiento tanto en el emplazamiento como en el laboratorio, por lo que también debe existir un control sobre los procedimientos de trabajo seguidos por el laboratorio elegido.

Finalmente, cabe volver a insistir en la dificultad de tomar muestras de los suelos más contaminados bajo este tipo de emplazamientos, debido a que la mayor afección de éstos se encontrará bajo las instalaciones subterráneas, tanques y tuberías, por lo que debemos tener este hecho en cuenta a la hora de interpretar datos que pueden parecer contradictorios, es decir, por ejemplo, se puede dar la situación de obtener resultados de valores de vapores orgánicos y aguas subterráneas relativamente elevados, mientras que todas las muestras indican que el suelo no ha sufrido un impacto significativo.

.6.3. Aguas subterráneas

La toma de muestras de aguas subterráneas ha de prestar particular atención a los siguientes aspectos:

- Aplicación de un procedimiento de muestreo adecuado, que debe evitar el arrastre de contaminación de unas muestras a otras (contaminación cruzada), para lo cual se han de seguir prácticas seguras en cuanto a los materiales de muestreo y su limpieza sistemática.
- Realización de las operaciones previas al muestreo propiamente dicho en pozos de control (medida del nivel estático y purgado mediante procedimientos adecuados).
- Selección de los equipos de muestreo en función de las características del pozo (diámetro y posición del filtro), profundidad de muestreo, densidad y volatilidad de los contaminantes y las posibles interacciones entre éstos y los materiales constitutivos de los equipos de muestreo.
- Manipulación de muestras, que debe garantizar la menor alteración posible de las mismas, en especial si se ven implicados compuestos volátiles. No se debe olvidar la necesidad de mantener las muestras conservadas a una temperatura de unos 4 °C hasta su entrega al laboratorio.
- En las muestras de agua que tengan que ser analizadas para la cuantificación de compuestos volátiles, tal como el típico análisis de benceno, etilbenceno, tolueno y xilenos (BTEX),

deberá evitarse en lo posible la generación de una burbuja de aire en el vial o botella de muestreo, ya que en esta burbuja se acumulará una parte importante de estos compuestos de tal forma que el análisis posterior de la muestra no será representativo.

- En el caso de que se pretenda muestrear aguas potencialmente afectadas por compuestos clorados, es decir más densos que el agua, habrá que asegurarse de que el tramo ranurado del pozo de control es representativo del tramo de acuífero en el que sospechamos se puede encontrar el producto, y además habrá que aplicar métodos de muestreo adecuados, tal como se describe en el siguiente apartado para el producto libre.
- Finalmente, es necesario insistir en la importancia de respetar el plazo de conservación de las muestras.

6. . Producto libre

El producto libre sobrenadante podrá ser muestreado de forma sencilla mediante tomamuestras desechable (Figura 22-A). Ahora bien, en caso de tratarse de una fase inmiscible densa (DNAPL), por ejemplo de un disolvente clorado, habrá que aplicar métodos de muestreo que garanticen el muestreo del acuífero a la profundidad correcta. Entre este tipo de métodos se encuentran las bombas peristálticas y los muestreadores de niveles diferenciales (figura 22-B y C), que funcionan mediante la aplicación de una presión concreta correspondiente con la profundidad a la que se pretende tomar la muestra. A continuación se presentan fotos de ejemplos de estos equipos.

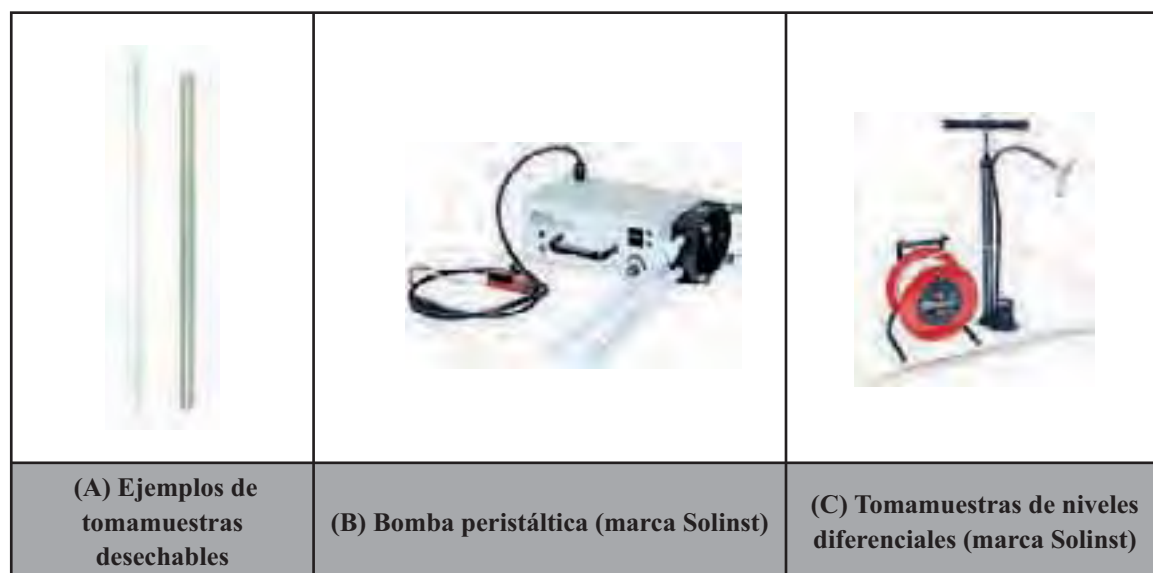


Figura 22: Ejemplos de equipos adecuados para el muestreo de fases de producto tipo LNAPL (A) y DNAPLs (B y C)

4.7 REALIZACI3N DE MEDICIONES *IN SITU*

Durante la investigaci3n de los emplazamientos objeto de esta gu3a es frecuente el uso de equipos e instrumentos que permiten la medici3n *in situ* de determinados par3metros o las concentraciones de algunos contaminantes. Es el caso de los equipos port3tiles de medici3n de compuestos org3nicos (vol3tiles y no vol3tiles), explosividad o par3metros f3sico-qu3micos b3sicos.

Las principales ventajas derivadas de su uso radican en que permiten obtener datos fiables casi inmediatos, agilizando las investigaciones y limitando el n3mero de muestras que deben analizarse en laboratorio, con el consiguiente ahorro de tiempo y costes. Por contra, de forma general cabe destacar como inconvenientes de estos equipos que requieren una calibraci3n peri3dica y unos h3bitos de uso muy escrupulosos en cuanto a limpieza y descontaminaci3n de los mismos. Frecuentemente en campo resulta dif3cil cumplir con estos requisitos.

Por otra parte, las particulares caracter3sticas de muchos de los contaminantes t3picamente asociados a los emplazamientos objeto de la gu3a hacen que, superadas las concentraciones de saturaci3n en el agua subterr3nea, pasen a formar fases no solubles diferenciadas de ella, bien en la zona superior del manto fre3tico, bien en su base, seg3n la densidad de los productos implicados sea inferior o superior a la del agua, respectivamente. En tales circunstancias (muy frecuentes), es preciso caracterizar por separado las fases no solubles, para lo cual se procede a la medici3n de su espesor en varios puntos, entre otras cuestiones.

Las principales t3cnicas de medida y equipos auxiliares para el diagn3stico que se encuadran en este ep3grafe se encuentran descritas con detalle en la *Gu3a de toma de muestras (IHOBE, 1998)*. A continuaci3n se resaltan algunas caracter3sticas de los mismos.

.7.1. Equipos de medida de compuestos org3nicos

Los equipos m3s habituales de medici3n en campo de compuestos org3nicos son los siguientes:

4.7.1.1. Detector de fotoionizaci3n (PID)

Permite determinar la concentraci3n de compuestos org3nicos vol3tiles (no halogenados y algunos halogenados) en fase vapor; tambi3n puede detectar algunos org3nicos semivol3tiles e inorg3nicos.

La determinaci3n no es espec3fica de ning3n compuesto, sino del conjunto del espectro de compuestos ionizables que cubre y posee l3mites de detecci3n hasta ppm. En este sentido las mediciones con este equipo deben ser consideradas como semi-cuantitativas y los resultados deben ser tomados como cualitativos en el sentido de que indican en qu3 zona bajo el emplazamiento existe la mayor posibilidad de encontrar contaminaci3n en el subsuelo. No obstante, si se combina el PID con otros instrumentos (cromat3grafo de gases), proporciona datos cuantitativos individualizados por contaminante.

4.7.1.2. Detector de ionización en llama (FID)

Permite determinar la concentración de compuestos orgánicos volátiles (no halogenados y sólo algunos halogenados) y semivolátiles no halogenados en suelos, aguas y fase vapor. El rango de detección es superior al ofrecido por el PID.

Tampoco es específico de ningún compuesto y proporciona resultados semicuantitativos con límites de detección hasta incluso de ppb. Si se combina con otros instrumentos (cromatógrafo de gases), proporciona datos cuantitativos individualizados por contaminante. No obstante, al igual que en el caso del PID los resultados obtenidos deben ser considerados de forma cualitativa como indicativos de las zonas con mayor o menor posibilidad de estar afectados en el subsuelo.

4.7.1.3. Cromatógrafo de gases

Permite determinar concentraciones individualizadas de todo tipo de compuestos orgánicos en suelos, aguas y fase vapor. Proporciona resultados con límites de detección de ppb, aunque su obtención requiere más tiempo que los instrumentos antes mencionados (PID, FID). A diferencia de ellos, el coste es mucho mayor y su uso precisa personal especializado. Su grado de precisión es de partes por millón (ppm) para suelos y de partes por billón (ppb) para aguas.

En la práctica viene siendo usado con menor frecuencia debido a que su coste de aplicación es muy superior al del PID o FID. Además, el control del nivel de limpieza y descontaminación requerido en este equipo lo hace menos manejable en campo.

4.7.1.4. Test colorimétricos y de inmunoensayo

Detectan órdenes de concentraciones de un amplio espectro de compuestos orgánicos específicos y de hidrocarburos totales derivados del petróleo (TPH) en suelos y aguas. Se presentan normalmente con diversos rangos de detección que llegan hasta partes por millón (ppm). El tiempo de medición es del orden de minutos y su uso es más o menos complejo dependiendo del compuesto a determinar. Su coste es relativamente reducido en comparación con los instrumentos antes mencionados.

Una limitación relativa de este método es que siempre requerirá de un contraste en laboratorio, de tal forma que los resultados deben ser considerados como semicuantitativos. El uso conlleva el problema de obtener una buena y representativa homogeneización del suelo en campo, ya que se tiende a aplicarlo sobre la materia más fina, en la que se suele concentrar la potencial contaminación. El resultado es que, generalmente, la concentración del contaminante se suele sobrevalorar.

.7.2. Equipos de medición de explosividad

Buena parte de las sustancias presentes en emplazamientos con tanques enterrados tienen propiedades deflagrantes e inflamables. Por esta razón es habitual proceder a medir la explosividad en aire durante el desarrollo de perforaciones, durante el muestreo de aguas

subterr3neas y suelos o en ambientes confinados (s3tanos de edificios del emplazamiento o alrededores, conducciones subterr3neas, etc.).

Las medidas de explosividad se llevan a cabo mediante instrumentos denominados explosiv3metros, de f3cil utilizaci3n, que proporcionan lecturas referidas al l3mite inferior de riesgo de explosi3n (LEL, *Lower Explosion Limit*) y/o se3ales ac3sticas de alarma en tanto las concentraciones superan dicho l3mite. Estos equipos requieren una revisi3n y calibraci3n semestral por parte del fabricante o casa comercializadora de cara a garantizar su efectividad.

.7.3. Otros equipos de medici3n

Entre ellos destacan por su uso m3s frecuente los medidores port3tiles de pH, conductividad, temperatura, ox3geno disuelto y potencial redox en aguas.

Un aspecto importante a considerar en todos estos casos es la necesidad de seguir rigurosamente los procedimientos de calibraci3n y limpieza espec3ficos para cada equipo. Igualmente hay que considerar que las sondas de medici3n de estos equipos pueden ser da3adas si entran en contacto con producto en fase libre o agua con concentraciones elevadas de hidrocarburos, por lo que su uso es desaconsejable en estos casos.

.7. . Medici3n de espesor de fases no solubles

La medici3n del espesor de fases no solubles (sobre todo, en aguas subterr3neas) en diversos puntos es importante para caracterizar su extensi3n y prever su migraci3n. Para ello se pueden utilizar diversos sistemas y equipos, de tipo mec3nico o electr3nico. El m3s usado es la sonda de interfase que es descrita ampliamente en la *Gu3a de toma de muestras (IHOBE, 1998)*. De forma general se puede comentar que, tanto para los LNAPL como para los DNAPL, el tipo de sonda de interfase m3s adecuado ser3 el que registra las distintas fases de l3quido por refracci3n de infrarrojos.

Un aspecto importante a considerar en la aplicaci3n de estas sondas es la descontaminaci3n de sonda y cinta m3trica despu3s de cada medici3n con el objetivo de impedir el riesgo de producir contaminaci3n cruzada entre distintos puntos de control.

Por diversas razones, el espesor de la fase libre medido directamente en un pozo de control es habitualmente superior al real existente en el subsuelo. Por ello, la medici3n en campo (realizada mediante bailers, tomamuestras de fase libre o sondas de interfase) debe corregirse mediante f3rmulas matem3ticas para estimar el espesor real. Los ensayos denominados “bail-down” y la posterior aplicaci3n de modelos matem3ticos tambi3n permiten el c3lculo del espesor real (ver *Gu3a de toma de muestras, (IHOBE, 1998)*).

No obstante, conviene tener en cuenta que en los 3ltimos a3os se ha sido cuestionado por distintos investigadores este m3todo cl3sico de estimaci3n de espesor de producto libre en profundidad (*Huntley, 2000*), por lo que cabe hacer estimaciones distintas en base a alguna de estas otras metodolog3as. A3n as3, sigue siendo el m3todo de evaluaci3n m3s aplicado en la pr3ctica.

4.8 EVALUACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN

De acuerdo con el enfoque general adoptado para los emplazamientos objeto de esta guía (ver figura 3), la evaluación de los resultados de la investigación difiere según se trate de la investigación exploratoria o detallada.

En esta última, las conclusiones del preceptivo análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas en términos de aceptabilidad o no de los niveles de riesgo en la situación actual y en el futuro son las que determinan el tipo de actuaciones a poner en práctica, siguiendo las pautas de gestión de riesgos definidas en el capítulo 5.

En la investigación exploratoria, la evaluación de resultados del muestreo y análisis químico se apoya en la comparación de las concentraciones de contaminantes detectadas en los medios analizados con una serie de valores genéricos (es decir, no específicos del emplazamiento) que cabe agrupar en dos tipos:

- Valores Indicativos de Evaluación (VIE), establecidos para una serie de contaminantes, aunque sólo en el medio suelo en la Ley 1/2005 para la protección y corrección de la contaminación del suelo de la Comunidad Autónoma del País Vasco (BOPV de 16 de febrero de 2005) y el R.D. 9/2005 por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la evaluación de suelos contaminados.
- Otros Criterios de Evaluación (OCE), que son concentraciones de contaminantes en diferentes medios (en particular, aguas y aire de ambientes interiores), complementarias de los VIE, que pueden ser útiles para determinar la ausencia de riesgos.

Respecto a estos OCEs conviene destacar, tal como indican las guías de la ASTM y CONCAWE, que deben ser usados como valores de apoyo que pueden matizar al alza o a la baja la relevancia medioambiental del resto de parámetros medioambientales en un contexto concreto, es decir, las concentraciones de los distintos compuestos químicos registrados en el aire intersticial, suelo y agua subterránea, dentro del modelo conceptual. Su definición será solamente necesaria cuando se tenga indicios claros de que puede existir una exposición significativa a través de una vía de exposición clara a un receptor concreto. La decisión sobre cuando definir o aplicar alguno de los distintos OCEs descritos en esta guía se basará en el criterio de *experto*.

Si bien, se presentan distintas tablas guía con OCEs útiles para la evaluación de varios aspectos de un emplazamiento, a continuación se indican algunos criterios básicos que pueden utilizarse en su determinación:

- Para las aguas subterráneas, se debería actuar de forma individualizada caso a caso. Si se trata de un pozo con potencial para el abastecimiento de agua para consumo humano se deben adoptar como OCE las concentraciones máximas admisibles en agua potable establecidas por la legislación vigente y/o por organismos internacionales reconocidos (Organización Mundial de la Salud). Estos valores serían igualmente válidos en caso de tratarse de agua subterránea usada para riego de terrenos agrícolas. En caso de requerir un valor de referencia para aguas subterráneas sin uso concreto se pueden aplicar referencias de reconocido prestigio internacional como son los *valores objetivo y de intervención holandeses* (apartado 4.9.1).

- En el caso de las aguas superficiales, la mejor referencia sería los límites de vertido a cauce público establecidos en la legislación nacional que se especifican en el apartado 4.9.1.
- Para el aire de ambientes interiores, se pueden adoptar como OCE las concentraciones máximas admisibles en ambiente laboral para proteger la salud de los trabajadores (normalmente inferiores a los LEL). Si las condiciones del caso así lo aconsejaran, por ejemplo, debido a que en un ambiente el olor a un producto liberado es realmente significativo, se podrían adoptar como OCE las concentraciones umbral de olor de los diferentes contaminantes, extraídas de la bibliografía especializada.

Para la evaluación de los resultados analíticos en muestras de suelo se dispone de los VIE. En caso de presentarse en el suelo del emplazamiento contaminantes que no puedan ser valorados con los VIE señalados, podrían utilizarse como OCE las concentraciones que para ellos establecen legislaciones o normativas europeas de prestigio.

En cualquier caso, el uso de un criterio de este tipo de OCE en la evaluación de resultados de la investigación exploratoria debe quedar justificado en el informe. También deben justificarse los valores adoptados para los mismos, en particular de cara a garantizar que se trata de valores suficientemente conservadores.

Una vez determinados los valores a utilizar en un caso concreto (en general, varios VIE y OCE), la evaluación de los resultados analíticos en la investigación exploratoria se regirá por las siguientes pautas:

- Si las concentraciones de todos los contaminantes en los distintos medios son inferiores a los respectivos VIE-A y OCE, en caso de que haya sido determinado alguno de estos últimos, se puede dar por finalizado el proceso de investigación, clasificando el emplazamiento como no sospechoso. En tal caso, no será preciso habilitar ninguna medida sobre el mismo.
- Si la concentración de algún contaminante en el suelo es superior al respectivo VIE-A pero todas son inferiores a los respectivos VIE-B y además las concentraciones de todos los contaminantes en los restantes medios analizados son inferiores a los respectivos OCE, en caso de que haya sido determinado alguno de estos últimos, se puede considerar que el emplazamiento presenta un nivel de riesgo aceptable en su situación actual. En tal caso, será preciso evaluar la evolución de la contaminación en el futuro. Si la causa del problema (fuga, derrame, etc.) se ha corregido y no existen razones para pensar que las concentraciones medidas van a aumentar en el futuro, se puede considerar que el emplazamiento presenta un nivel de riesgo aceptable, pudiendo requerir medidas de control y seguimiento. Si, por cualquier razón, se estima que algunas de las concentraciones medidas podrían aumentar en el futuro, será preciso habilitar medidas de defensa para prevenir tal eventualidad, así como medidas de control y seguimiento.
- Si la concentración de algún contaminante en el suelo es superior al respectivo VIE-B o en algún otro medio analizado es superior al respectivo OCE, en caso de que haya sido determinado alguno de estos últimos, se debe proceder a ejecutar una investigación detallada que, en todo caso, puede ir precedida de medidas parciales de recuperación u otras actuaciones de gestión de riesgos (medidas de defensa, de control y seguimiento, etc.).

4.9 DEFINICIÓN DE “OTROS CRITERIOS DE EVALUACIÓN”

4.9.1 Aguas subterráneas y superficiales

A título de referencia, la tabla 7 incluye los *valores objetivo* y de *intervención* holandeses para aguas subterráneas referentes a una serie de compuestos tratados en esta guía.

Compuestos	Valor Objetivo	Valor Intervención
Aceite mineral (hidrocarburos C10-C40)	50	600
Hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPAs)		
Antraceno	0,0007	5
Benzo(a)antraceno	0,0001	0,5
Benzo(a)pireno	0,0005	0,05
Fenantreno	0,003	5
Fluoranteno	0,003	1
Naftaleno	0,01	70
Compuestos aromáticos volátiles		
Benceno	0,2	30
Etilbenceno	4	150
Tolueno	7	1.000
Xileno	0,2	70
Fenoles	0,2	2.000
Alcoholes*		
Butanol	n.e.	5.600
Isopropanol	n.e.	31.000
Metanol	n.e.	24.000
Disolventes clorados		
Clorobenceno	7	180
Cloruro de vinilo	0,01	5
Diclorometano	0,01	1.000
1,2 Dicloroetileno	0,01	20
Percloroetileno (PCE)	0,01	40
1,1,1 Tricloroetano	0,01	300
1,1,2 Tricloroetano	0,01	130
Tricloroetileno (TCE)	24	500
Triclorometano	6	400
Otros		
Acetato de etilo	n.e.	15.000
Metiletilcetona (MEK)*	n.e.	6.000
Metil-terc-butileter (MTBE)*	n.e.	9.200

* Establecidos como provisionales

Tabla 7: Resumen de los valores holandeses de referencia para aguas subterráneas (µg/L)

En cuanto a las aguas superficiales, existe menor número de referencias legales o guía. La tabla 8 presenta los valores objetivo de calidad en aguas superficiales para aquellos compuestos objeto de esta guía para los que existen referencias.

Compuestos	Valor Objetivo	Referencia legal
Aceite mineral (hidrocarburos C10-C40) ¹⁾	1.000	R.D. 927/88, de 29 de julio
Hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPAs)	1	R.D. 927/88, de 29 de julio
Naftaleno	5	R.D. 995/2000, de 2 de febrero
Compuestos aromáticos volátiles		
Benceno	30	R.D. 995/2000, de 2 de febrero
Etilbenceno	30	R.D. 995/2000, de 2 de febrero
Tolueno	50	R.D. 995/2000, de 2 de febrero
Xileno	30	R.D. 995/2000, de 2 de febrero
Disolventes		
Clorobenceno	20	R.D. 995/2000, de 2 de febrero
1,2 dicloroetano	10.000	Orden de 28 de junio de 1991
Percloroetileno (PCE)	10.000	Orden de 28 de junio de 1991
Tricloroetileno (TCE)	10.000	Orden de 28 de junio de 1991

1) El valor presentado es relativo a aguas superficiales destinadas a consumo humano. En el caso de aguas baño, el R.D. 734/1988, de 1 de julio, establece en la corrección de errores de 15 de julio de 1988, la ausencia de película en superficie del agua y de olor como requisito legal.

Tabla 8: Valores objetivo de calidad establecidos en la legislación nacional (µg/L)

En cuanto a los valores presentados en estas dos tablas, cabe indicar que deberán ser usados como guía dentro del contexto real para el que han sido fijados. Si el agua subterránea o superficial tiene el consumo humano como destino final, deberán prevalecer los valores guía establecidos para aguas potables en el siguiente apartado. Además, la concentración detectada en un punto concreto ubicado aguas abajo del lugar de liberación del compuesto o del emplazamiento en el que se encuentra el tanque subterráneo deberá ser contrastada con el valor aguas arriba del mismo lugar con objeto de comprobar el impacto real generado desde el tanque.

. 2. Otros criterios de evaluación

A continuación se presenta la tabla 9 en la que se establecen los OCEs aplicables al tipo de emplazamientos y contextos ambientales objeto de esta Guía. La tabla está basada en la propuesta de OCEs que incluye *Concawe* (1997 y 2003) en su guía de evaluación de riesgos en emplazamientos contaminados. La diferencia con la propuesta de *Concawe* es que se ha aplicado la normativa vigente a nivel nacional, para aquellos criterios que procede. Debido al gran número de compuestos químicos que pueden estar contenidos en tanques subterráneos se ha optado por seleccionar una veintena de los más comunes e incluir las referencias a las fuentes de dónde han sido extraído los datos, de tal forma que el usuario de esta guía pueda localizar los valores correspondientes para aquellos compuestos no recogidos.

Compuesto	Aguas Potables España	Aguas Potables OMS/ EPA ¹⁾	VLAs - Aire ambiente Ocupacional (INSHT)		Calidad del aire OMS ⁴⁾	Umbrales olfativos y seguridad (INSHT)	Límite inferior de explosión (LEL)
	µg/l	µg/l	ppm	mg/m³		µg/m³	ppm
Aromáticos							
Benceno	1	10	1	3,25	(4,4-7,5) x 10 ⁻⁶	12	1,2
Etilbenceno	n.e.	300	100	441	22.000 (365 d)	2,3	0,8
Tolueno	n.e.	700	50	191	260 (7 d)	2,9	1,1
Xilenos	n.e.	500	50	221	4.800 (1 d)	1,1	0,9
Alcoholes							
Butanol	n.e.	n.e.	100	308	n.e.	0,83	1,4
Etanol	n.e.	n.e.	1.000	1.910	n.e.	84	3,3
Isopropanol	n.e.	n.e.	400	998	n.e.	22	2,0
Metanol	n.e.	n.e.	200	266	n.e.	100	6,0
Clorados							
Clorobenceno	n.e.	100 ¹⁾	10	47	n.e.	0,68	1,3
Cloruro de Vinilo	0,5	2 ¹⁾	3	7,8	1 x 10 ⁻⁶	3.000	3,6
Diclorometano	n.e.	20	50	105	3000 (1 d)	250	13
1,2 Dicloroetileno	n.e.	50	200	807	n.e.	17	5,6
Percloroetileno	10 ²⁾	40	25	172	250 (1 d)	27	n.a.
1,1,1 Tricloroetano	n.e.	200 ¹⁾	100	555	n.e.	120	7,5
1,1,2 Tricloroetano	n.e.	500 ¹⁾	10	56	n.e.	n.e.	6
Tricloroetileno	10 ²⁾	70	50	273	4,3 x 10 ⁻⁷	28	8
Triclorometano	150 ³⁾	n.e.	2	10	4,2 x 10 ⁻⁷	85	n.a.
Otros							
Acetona	n.e.	n.e.	500	1.210	n.e.	13	2,5
Acetato de etilo	n.e.	n.e.	400	1.460	n.e.	3,9	2,0
MEK	n.e.	n.e.	200	600	n.e.	4,7	1,4
MIBK	n.e.	n.e.	20	83	n.e.	0.68	12

n.e. no establecido

- 1) Se presentan valores guía establecidos por la EPA para aquellos compuestos sin valor establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS)
- 2) Suma de tricloroetileno y per(tetra)cloroetileno
- 3) Incluido en la suma de los trihalometanos
- 4) Los valores de referencia para la calidad del aire incluyen entre paréntesis el periodo (días) de exposición. Además, la unidad de referencia de los valores presentados en cursiva es $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, al tratarse de compuestos cancerígenos. En este caso hay que considerar el valor como media ponderada de exposición.

Tabla 9: Relación de otros criterios de evaluación (OCEs) para 21 compuestos

La tabla no recoge hidrocarburos derivados del petróleo, ya que éstos están compuestos por grupos de compuestos con cadena de carbono y efectos tóxicos distintos, por lo que generalmente no existen OCEs del tipo presentado en la tabla 9. Por tanto, en aquellos casos en los que se trate de una contaminación de este tipo de productos se podrán usar las concentraciones de compuestos individuales presentes en los mismos, por ejemplo, el benceno como parte de una fuga de gasolina, como guía de evaluación dentro del modelo conceptual.

Respecto al contenido de la tabla 9, cabe hacer los siguientes comentarios:

- Los valores españoles para las aguas potables se corresponden con los indicados en el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.

- Las concentraciones guía para aguas potables establecidas por la Organización Mundial de la Salud (WHO) están indicados en el documento “*WHO Guidelines for drinking water quality*”, 2003. Para una parte de los compuestos no recogidos en la guía de la WHO, se han incluido los límites establecidos por la Agencia Americana de Protección Ambiental (EPA) en el documento “*List of Drinking Water Contaminants & MCLs*” de 2003.
- Los Valores Límites Admisibles (VLAs) han sido publicados por el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT) en el documento “*Límites de exposición profesional para Agentes Químicos en España – 2004*”. Estos valores son de cumplimiento legal en ambientes laborales y están referenciados a una exposición ponderada de 8 h diarias y 40 semanales y son objeto de revisión anual, por lo que deberán ser confirmados en caso de querer ser aplicados en el emplazamiento. Por otra parte, la legislación Española obliga a que este tipo de muestras sean tomadas por un Técnico Superior en Prevención de Riesgos Laborales acreditado, con la especialidad de Higiene Industrial. La metodología aplicada deberá ser conforme a los protocolos de muestreo y análisis establecidos o aceptados por el INSHT para los distintos compuestos.
- Los valores para la calidad del aire publicados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) (World Health Organisation - WHO) han sido extraídos del documento “*Air quality Guidelines – 2002*”. La diferencia con los valores VLAs es que en este caso se trata de exposición media ponderada en ambientes fuera del contexto laboral, es decir las condiciones de contaminantes químicos en un lugar concreto para potenciales receptores humanos. Si bien, en este caso las concentraciones presentadas para los distintos compuestos evaluados tienen diferentes condiciones de referencia en función de los estudios que se han realizado sobre cada compuesto en particular (días de exposición para los no cancerígenos y unidad de referencia 10 veces más baja para los cancerígenos, en cuyo caso se trata de medias ponderadas para una vida de exposición de 70 años), los valores presentados en esta tabla sirven como una referencia inicial que debería ser matizada en cada caso particular de acuerdo con el documento de la OMS.
- El documento de referencia para los umbrales olfativos es la Norma Técnica de Prevención (NTP) 320: “*Umbrales olfativos y seguridad de sustancias químicas peligrosas*”, editado por el INSHT. Estos valores están referenciados a una exposición ponderada de 8 h diarias y 40 semanales. Aunque estos valores no son de cumplimiento obligatorio, se entiende que las muestras deberían ser tomadas por un Técnico Superior en Prevención de Riesgos Laborales acreditado, con la especialidad de Higiene Industrial. La metodología aplicada deberá ser conforme a los protocolos de muestreo y análisis establecidos o aceptados por el INSHT para los distintos compuestos.
- Los límites inferiores de explosividad (LEL) han sido extraídos de la Guía “*Pocket Guide to Chemical Hazards*” editado en 1997 por el National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), es decir el equivalente americano del INSHT.

5. CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN Y GESTIÓN DE RIESGOS

Aunque el enfoque general adoptado en esta guía para la evaluación de la contaminación en la fase de investigación exploratoria incluye implícitamente el concepto de evaluación de riesgos, es en la investigación detallada donde es preciso abordar una evaluación de riesgos explícita y, en la medida de lo posible, cuantitativa.

El procedimiento general para acometer la evaluación de riesgos se encuentra descrito en la *Guía de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas* y en la *Guía de análisis de riesgos: migración y seguimiento de contaminantes en el suelo y en las aguas subterráneas* (IHOBE, 1998).

En el presente capítulo se desarrollan algunos criterios básicos adicionales para realizar esta tarea en los emplazamientos objeto de la guía, así como otros relativos a la gestión de riesgos posterior a la evaluación.

5.1 EVALUACIÓN DE RIESGOS

La evaluación cuantitativa de riesgos en la investigación detallada se sustenta en el modelo conceptual inicial del emplazamiento, que debe ser revisado y adaptado a la vista de los resultados tanto de la investigación exploratoria como de la detallada.

A diferencia de la investigación exploratoria, donde los criterios de valoración son esencialmente genéricos, el análisis de riesgos de la investigación detallada debe incorporar las características específicas del emplazamiento objeto de estudio.

Para estructurar el análisis de riesgos resulta aconsejable identificar los elementos de la cadena de riesgos que son relevantes en las condiciones específicas del emplazamiento. Dichos elementos se agrupan en los siguientes bloques: fuentes de contaminación, mecanismos de transporte, vías de exposición y receptores potenciales.

En los emplazamientos objeto de esta guía, los elementos de cada bloque que pueden ser relevantes son los siguientes:

Fuentes de contaminación

- Suelos superficiales (orientativamente, los situados a menos de 1 m de profundidad).
- Suelos profundos (orientativamente, los situados a más de 1 m de profundidad).
- Producto presente en fases no disueltas (sobrenadante o acumulado en la base del acuífero).
- Contaminantes disueltos en aguas subterráneas.

Mecanismos de transporte

- Volatilización y dispersión atmosférica.
- Volatilización y acumulación en espacios confinados.
- Migración de contaminantes en fase libre.
- Lixiviación y migración a través de las aguas subterráneas.

Vías de exposición

- Ingestión (de partículas de suelo, de aguas contaminadas o de alimentos afectados por la contaminación).
- Contacto dérmico con partículas de suelo y agua contaminados.
- Inhalación (de partículas de suelo en ambiente exterior o interior, de volátiles procedentes del suelo en ambiente exterior o interior, de volátiles procedentes de aguas contaminadas).

Receptores potenciales

- Población humana del emplazamiento y/o su entorno, en la que se distinguirá sistemáticamente (cuando proceda) población infantil y adulta.
- Poblaciones de los ecosistemas.

Así pues, como parte de la revisión del modelo conceptual inicial, es preciso establecer qué elementos de cada bloque son relevantes y cuales son las relaciones entre ellos. Dicho de otro modo, el modelo conceptual debe identificar para cada receptor potencial las fuentes, mecanismos de transporte y vías de exposición que previsiblemente son significativas por aportar niveles de riesgo no despreciables.

Otro aspecto importante derivado de la especificidad del análisis de riesgos en esta fase de investigación es que la ubicación de los receptores potenciales (sea población humana o de ecosistemas) ha de ser realista y acorde con las condiciones (actuales y futuras) del emplazamiento. Estas ubicaciones determinarán los “puntos de exposición” en los que calcular las concentraciones de los medios de contacto y, por tanto, condicionarán los valores de las ingestas.

Para el cálculo de las concentraciones de contaminantes en los medios de contacto relevantes en cada punto de exposición se puede acudir a los resultados analíticos (siempre que se disponga de ellos) o, en su defecto, a aplicar modelos de transporte más o menos sofisticados en función de la información disponible sobre los medios que sea necesaria para su utilización. Siempre que se acuda al uso de modelos de transporte, se deberán justificar los datos de entrada utilizados en los mismos, bien porque respondan a valores significativos medidos en el propio emplazamiento, bien por estar tomados de otros emplazamientos similares, en cuyo caso los valores se decidirán con criterio conservador.

Algunos de los contaminantes que típicamente se encuentran en los emplazamientos objeto de esta guía son, en mayor o menor medida, biodegradables. La atenuación de las concentraciones de los mismos debida a este efecto se podrá incorporar a la modelización y cálculo de concentraciones de exposición siempre y cuando se demuestre su ocurrencia con datos propios del emplazamiento o se pueda inferir la misma a partir de datos documentados en emplazamientos similares.

Por otra parte, en la simulación de las concentraciones en los puntos de exposición para situaciones futuras se puede incorporar la hipótesis de que las concentraciones en la fuente disminuyen con el paso del tiempo debido a mecanismos físicos (por ejemplo, lixiviación). No obstante, esta hipótesis sólo será aceptable si se demuestra que se han adoptado las medidas necesarias para garantizar que la fuente de contaminación no continúa activa.

En todo caso, los cálculos de las concentraciones en los puntos de exposición y las consiguientes dosis y niveles de riesgo se realizarán inicialmente para cada contaminante individual relevante por separado. A continuación se considerarán los efectos aditivos por vías de exposición y superposición de contaminantes que sean oportunos.

Dado que los resultados del análisis de riesgos pueden variar, entre otros motivos, en función de la cantidad y calidad de los datos que caracterizan el emplazamiento objeto de análisis, cabe prever la realización de éste en varias etapas que incorporen progresivamente datos más específicos del emplazamiento en cuestión. Esta práctica lleva, en general, a la obtención de conclusiones menos conservadoras y, consecuentemente, a una definición más ajustada de las medidas a implantar tras el análisis de riesgos.

5.2 PAUTAS PARA LA EVALUACIÓN CONCEPTUAL Y CUALITATIVA DE RIESGOS

El desarrollo del modelo conceptual del emplazamiento constituye una de las etapas clave en la ejecución de un análisis cualitativo o cuantitativo de riesgos. El primer aspecto a tener en consideración es, que una situación de riesgo existe si se combinan tres factores:

- Fuente de contaminación;
- Mecanismo de transporte; y
- Receptores sensibles.

El modelo conceptual constituye una definición del problema objeto de estudio, por lo que debe incluir:

- Caracterización detallada del medio;
- Evaluación de los receptores sensibles; y
- Valoración de las rutas de exposición.

Una herramienta visual muy útil para el desarrollo de un modelo conceptual consiste en elaborar un diagrama de flujo, análogo al que se representa en el la figura 23 Este diagrama ilustra las

relaciones existentes entre las fuentes de contaminación, los mecanismos de exposición y los receptores. Los símbolos de válvulas indican los mecanismos para controlar vías de exposición. Si las válvulas están abiertas indican que las vías de exposición son completas o potencialmente completas y consecuentemente deben ser consideradas en el modelo. Por el contrario, si están cerradas las vías no podrían ocurrir y consecuentemente pueden ser eliminadas del modelo. Existen válvulas de control de fuentes, mecanismos de exposición y receptores.

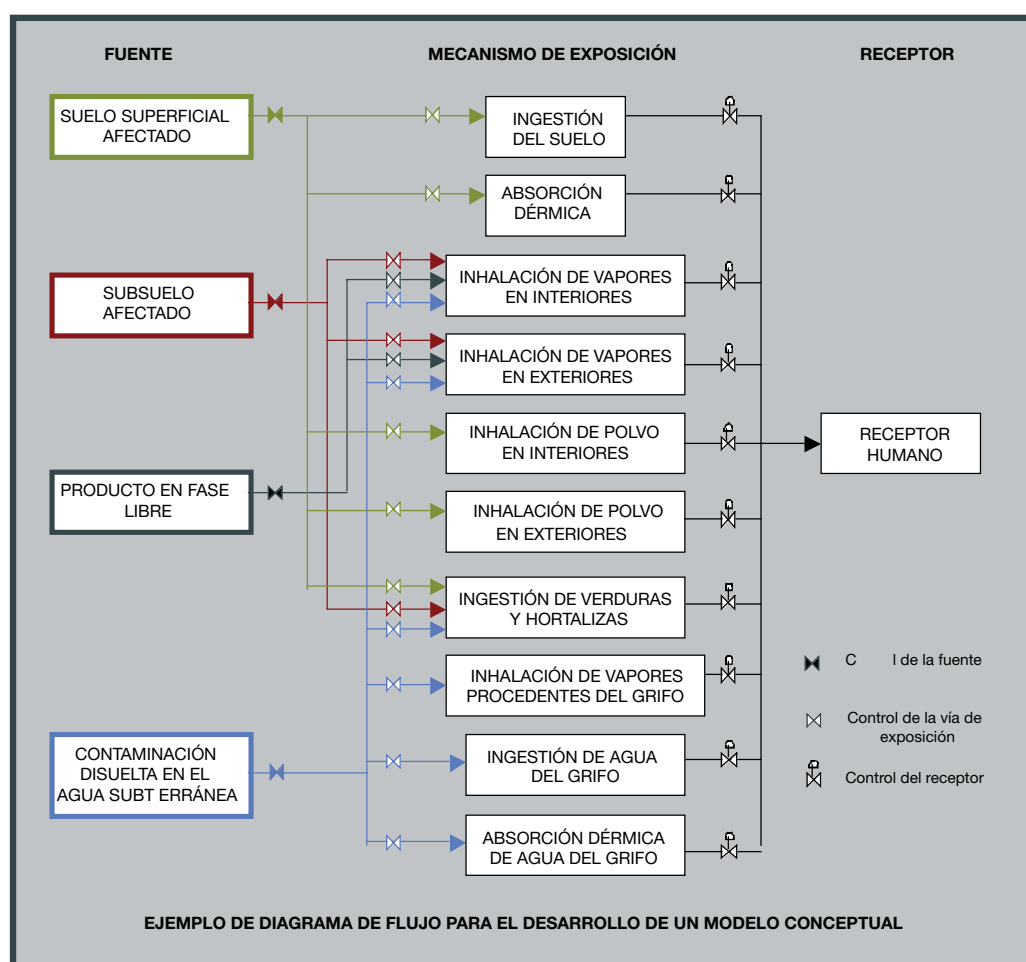


Figura 23: Diagrama de flujo para el desarrollo de un modelo de riesgos ambientales

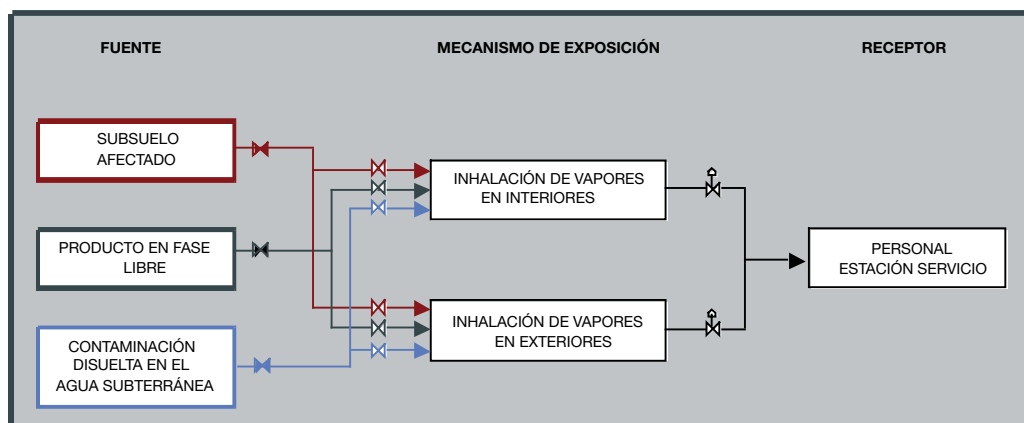
Una vez elaborado este tipo de diagramas es recomendable hacer una representación gráfica simplificada del emplazamiento, ubicando fuentes, vías de exposición y receptores aprobados o validados mediante el diagrama de flujo. Es aconsejable que dicha representación gráfica incluya perfiles simplificados del subsuelo. Esta herramienta proporciona al analista de riesgos una percepción tridimensional de la situación objeto de evaluación.

A continuación se presentan distintos ejemplos.

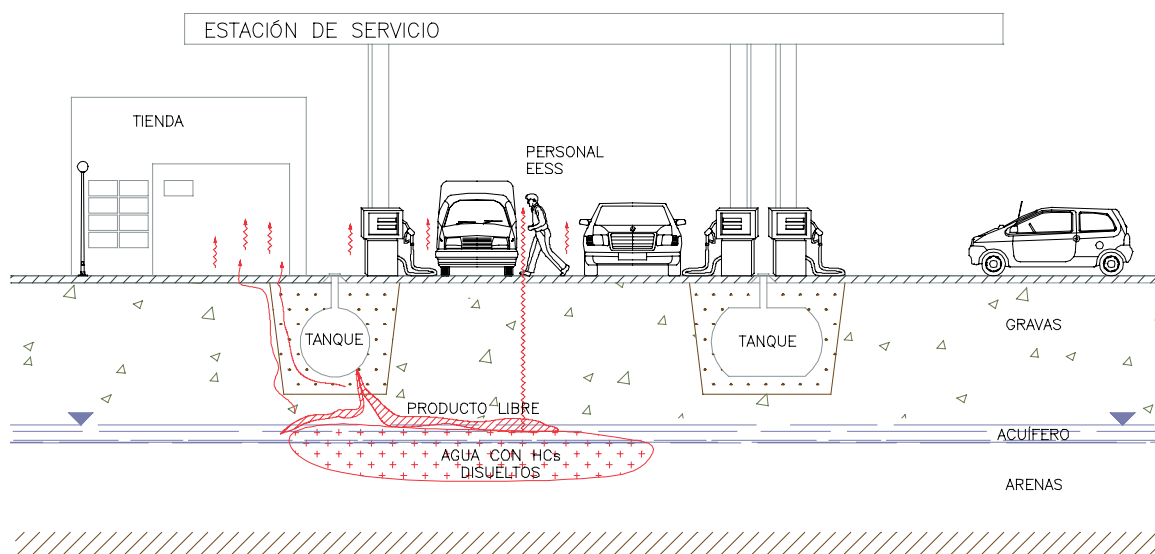
EJEMPLO 1

CONTAMINANTES:	Combustibles (gasolina, diésel, etc.).
MEDIO AFECTADO:	Subsuelo y acuífero.
CAUSA:	Fuga en un tanque subterráneo.
RECEPTORES:	Personal de la estación de servicio.
	No hay uso actual ni potencial del acuífero.
CONSIDERACIONES:	Existe producto libre sobrenadante y se tiene constancia de contaminación significativa en el suelo y el agua subterránea bajo el emplazamiento.

Diagrama de flujo de los mecanismos de interacción fuente de contaminación – receptor.



MODELO CONCEPTUAL:

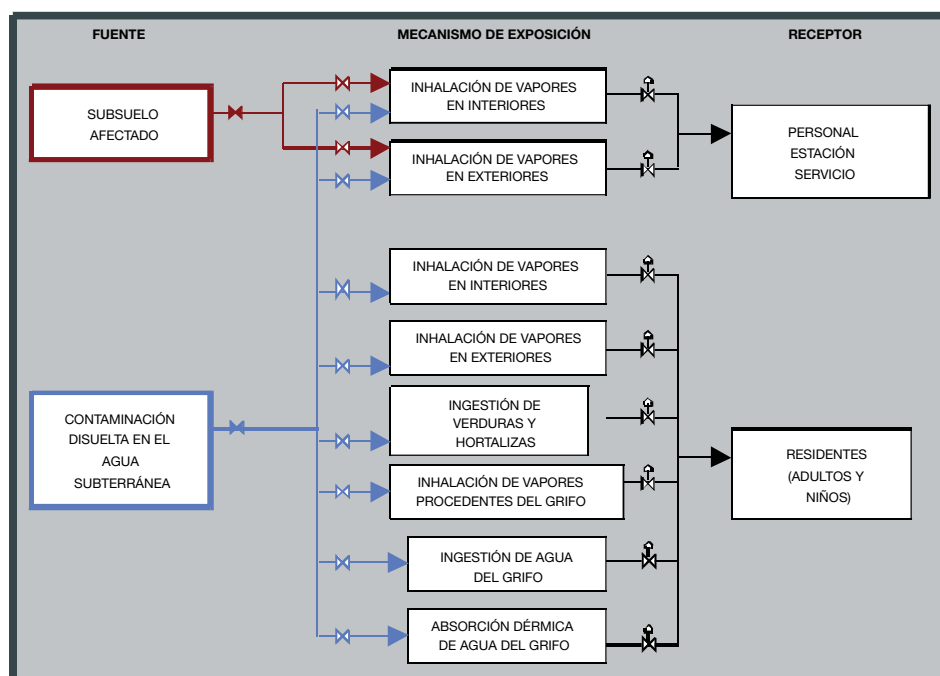


(Fuente: URS España)

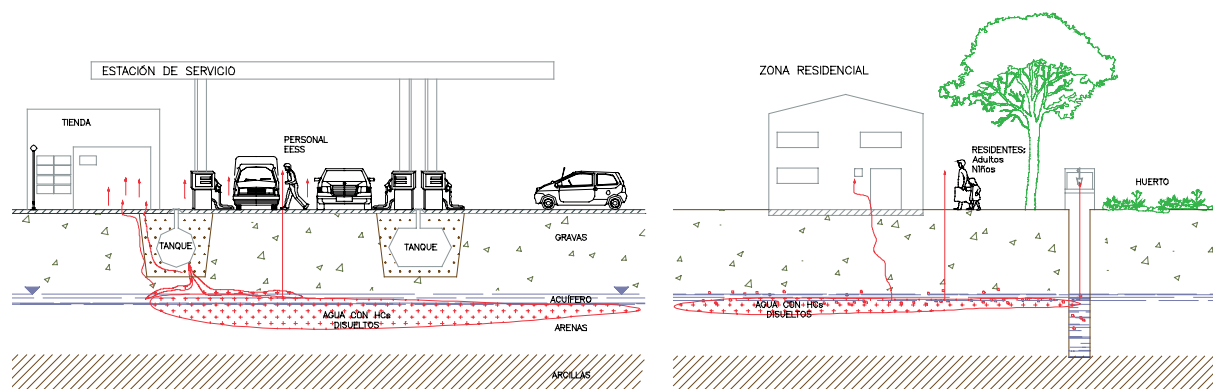
EJEMPLO 2

CONTAMINANTES:	Combustibles (gasolina, diésel, etc.).
MEDIO AFECTADO:	Subsuelo y acuífero.
CAUSA:	Fuga en un tanque subterráneo.
RECEPTORES:	Personal de la estación de servicio y zona residencial anexa. Acuífero explotado.
CONSIDERACIONES:	No hay producto libre sobrenadante, pero se tiene constancia de contaminación significativa en el suelo y el agua subterránea bajo el emplazamiento.

Diagrama de flujo de los mecanismos de interacción fuente de contaminación – receptor.



MODELO CONCEPTUAL:

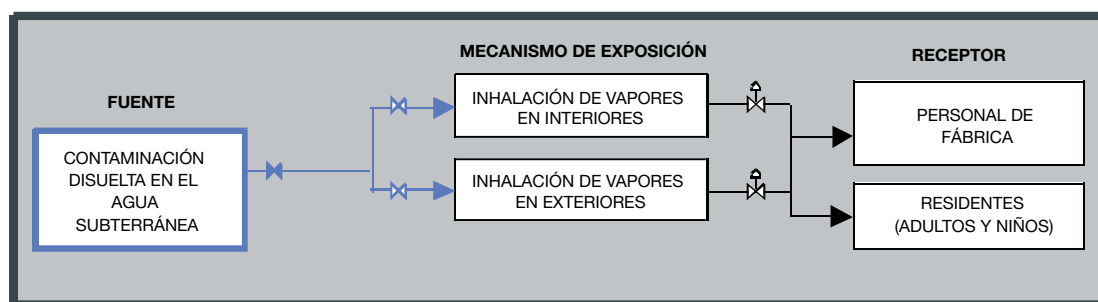


(Fuente: URS España)

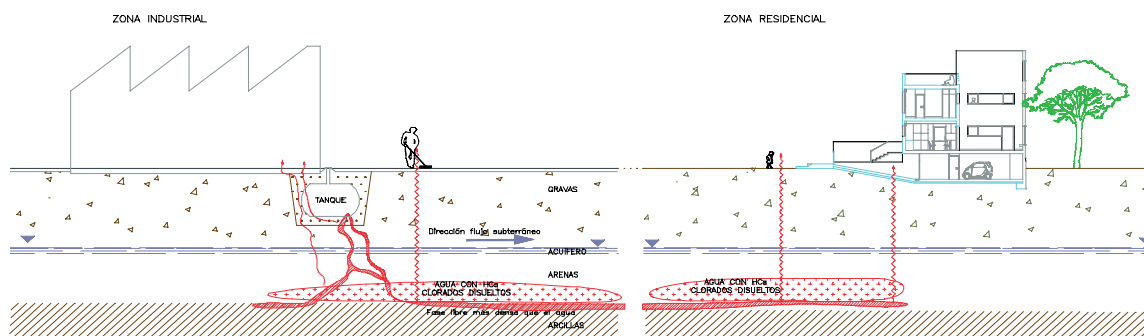
EJEMPLO 3

CONTAMINANTES:	Productos clorados (TCE, PCE, etc.).
MEDIO AFECTADO:	Acuífero. Se asume que la contaminación ha ocurrido hace tiempo y toda la afección ha migrado hasta el acuífero, no detectándose concentraciones significativas en los suelos.
CAUSA:	Fuga en un tanque subterráneo.
RECEPTORES:	Personal de la fábrica y zona residencial anexa.
CONSIDERACIONES:	Se ha detectado la presencia de producto libre tipo DNAPL en el tramo profundo del acuífero, si bien se entiende que éste transmite los vapores orgánicos a través del agua subterránea. No se tiene constancia de contaminación significativa en el suelo bajo el emplazamiento.

Diagrama de flujo de los mecanismos de interacción fuente de contaminación – receptor.



MODELO CONCEPTUAL:

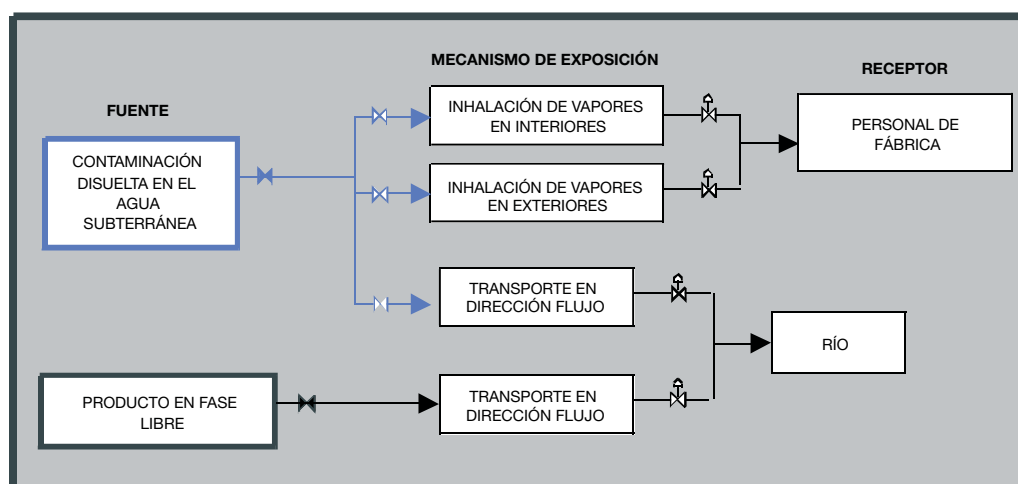


(Fuente: URS España)

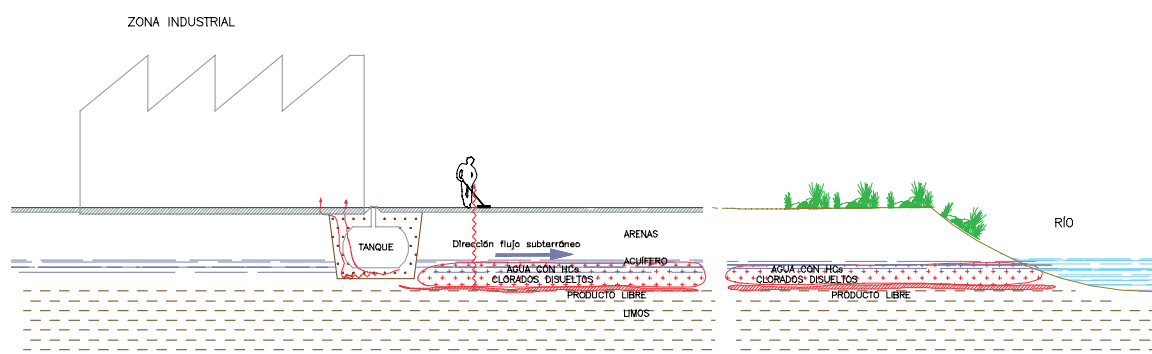
EJEMPLO 4

CONTAMINANTES:	Productos clorados (TCE, PCE, etc.).
MEDIO AFECTADO:	Acuífero. Se asume que la contaminación ha ocurrido hace tiempo y toda la afección ha migrado hasta el acuífero, no detectándose concentraciones significativas en los suelos.
CAUSA:	Fuga en un tanque subterráneo.
RECEPTORES:	Personal de la fábrica y río.
CONSIDERACIONES:	Se ha detectado la presencia de producto libre tipo DNAPL en el tramo profundo del acuífero y se sabe que éste está llegando al río. No se tiene constancia de contaminación significativa en el suelo bajo el emplazamiento.

Diagrama de flujo de los mecanismos de interacción fuente de contaminación – receptor.



MODELO CONCEPTUAL:

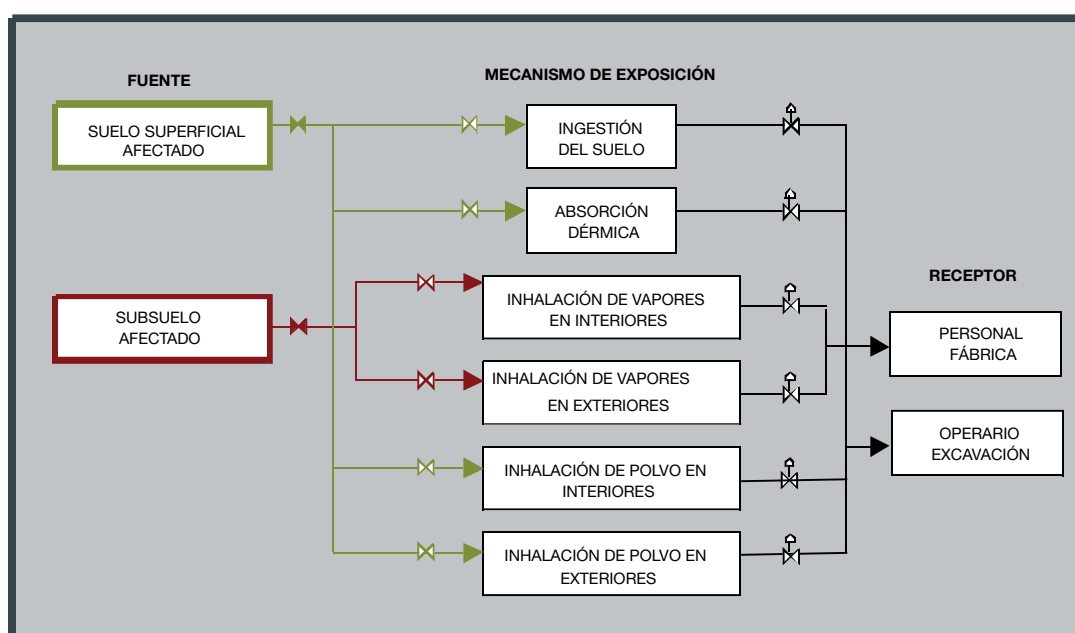


(Fuente: URS España)

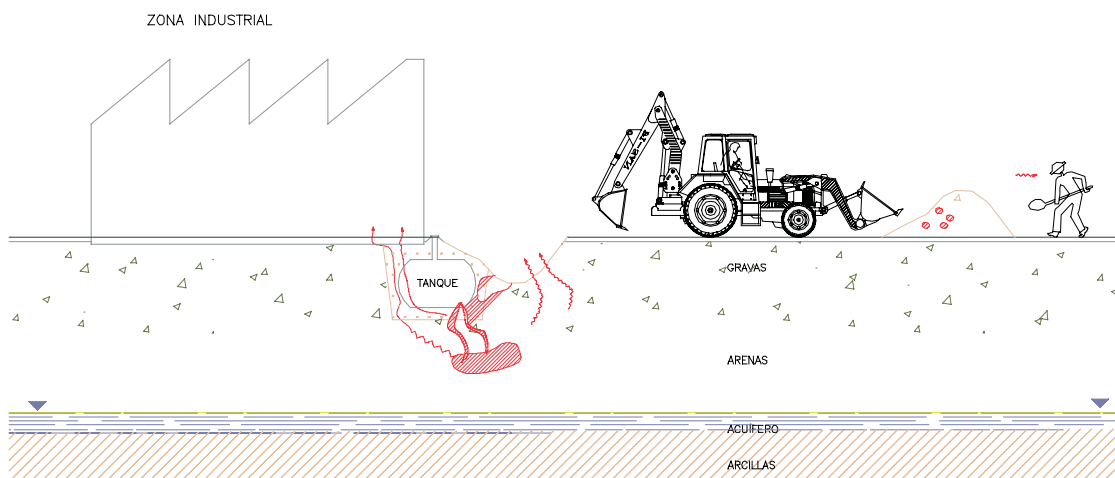
EJEMPLO 5

CONTAMINANTES:	Combustible (gasóleo de calefacción).
MEDIO AFECTADO:	Subsuelo.
CAUSA:	Fuga en un tanque subterráneo.
RECEPTORES:	Operarios de la excavación y personal de la fábrica.
CONSIDERACIONES:	Se ha producido una fuga de combustible, pero éste ha quedado adsorbido por el suelo y no ha llegado a afectar al acuífero. El suelo excavado se considera como suelo superficial.

Diagrama de flujo de los mecanismos de interacción fuente de contaminación – receptor.



MODELO CONCEPTUAL:



(Fuente: URS España)

5.3 GESTIÓN DE RIESGOS

La gestión de riesgos es el proceso por el que, una vez elaborado un análisis en el que se han identificado situaciones con niveles de riesgo inaceptables, se procede a definir las posibles líneas de actuación tendentes a reducir tales riesgos hasta valores aceptables. Siempre es conveniente que la gestión de riesgos incluya además consideraciones acerca del grado de urgencia para poner en práctica las actuaciones planteadas.

El proceso de gestión de riesgos debe partir de una identificación clara de aquellos elementos que caracterizan las situaciones sobre las que actuar, es decir, los medios causantes, las vías críticas y los receptores para los cuales los riesgos se han considerado inaceptables.

El proceso de toma de decisiones debe considerar no sólo aquellos riesgos identificados y su valoración, sino también los factores de índole socioeconómica con vistas a adoptar una solución que sea aceptable en términos de seguridad para la salud humana y los ecosistemas, y a la vez viable en términos materiales y económicos. La dimensión económica de la gestión de riesgos debe abordarse valorando los beneficios socioeconómicos de la actividad como foco de riesgo frente al coste de las medidas correctoras y el riesgo residual de las diferentes opciones planteadas, una vez implantadas éstas. El equilibrio entre estas dos tendencias (mayor beneficio socioeconómico frente a mayor protección ambiental) debe dar como resultado la solución más viable.

En todo caso, el objetivo de cualquier medida correctora debe ser reducir la exposición de los receptores hasta niveles que representen riesgos aceptables. Para ello, se dispone en general de varias opciones, las cuales pueden clasificarse según el objeto de actuación:

- Actuar sobre las causas del riesgo para impedirlo, es decir, emprender actuaciones de recuperación y saneamiento de los medios afectados que supongan fuentes de riesgo.
- Actuar sobre los mecanismos de transporte de contaminantes, adoptando soluciones de ingeniería (contención, confinamiento) que intercepten las rutas de migración de los contaminantes desde los focos hasta los receptores identificados como críticos.
- Reducir la exposición objetiva de los receptores, bien rebajando el tiempo de exposición de los mismos a los contaminantes, bien limitando el uso de los recursos afectados que actúan como medios de contacto críticos (suelo y/o aguas).

En gran parte de los casos la solución más deseable consistirá en una combinación de medidas correctoras que responderán a varios de los principios de actuación anteriores.

Aunque teóricamente no existan preferencias sobre uno u otro principio de actuación, siempre y cuando se consiga disminuir el nivel de riesgo hasta valores aceptables, se aconseja establecer una jerarquía en ellos que queda plasmada en lo siguiente:

- Siempre que resulte técnica, económica y ambientalmente viable, se dará prioridad a la recuperación del emplazamiento mediante descontaminación de los focos causantes del problema.
- En la medida que lo anterior no resulte viable o no permita rebajar los niveles de riesgo lo suficiente, se optará por soluciones que actúen sobre los mecanismos de transporte de los contaminantes.
- Las medidas de reducción de la exposición de los receptores por limitación del uso de los recursos afectados (suelo y aguas) sólo serán aceptables como complementarias de las anteriores, salvo que se adopten con carácter temporal y por razones de combatir una situación de emergencia.

Cuando la gestión de riesgos incluya (en exclusiva o como parte de un conjunto de medidas correctoras) acciones de descontaminación, será preciso calcular las concentraciones objetivo de la misma para cada contaminante en el escenario más crítico. Dichas concentraciones son las más altas que, de acuerdo con las pautas de exposición utilizadas en el análisis de riesgos, tendrían asociados niveles de riesgo aceptables para los receptores considerados.

6. CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

6.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo se proporcionan los principales criterios que se deben tener en cuenta para seleccionar la(s) tecnología(s) de recuperación de suelos y aguas subterráneas contaminadas por sustancias almacenadas en tanques subterráneos.

La selección de la mejor solución de recuperación a adoptar en un caso concreto de contaminación de suelos y/o aguas subterráneas constituye un proceso complejo en el que se ven involucrados aspectos técnicos, económicos, medioambientales y sociales. Al igual que sucede con la caracterización, evaluación y gestión de riesgos, el planteamiento de alternativas de recuperación y la toma de decisiones acerca de la más idónea en cada caso requieren incorporar el criterio *experto*. Con frecuencia, la mejor solución de recuperación está compuesta por una combinación de dos o más tecnologías.

Como introducción, cabe mencionar los dos tipos de estrategias que se han venido desarrollando en los últimos años, conocidas como la remediación mediante técnicas activas o la actuación de una forma *pasiva* en el sentido de dejar, bajo control, que la propia contaminación se vaya reduciendo, mediante los procesos naturales que se producen en el subsuelo. A grandes líneas se puede establecer que la decisión entre ambas opciones se basará en la existencia de riesgos directos para la salud humana o ecosistemas, en cuyo caso se actuará de forma activa, o la ausencia de receptores significativos que pueden hacer más recomendable una actitud de control sobre la afección identificada.

La opción de la actuación *pasiva* se ha comenzado a aplicar más recientemente debido al creciente conocimiento sobre la evolución a largo plazo de contaminación por hidrocarburos en el subsuelo, que en ocasiones es favorable cuando se cumplen varios requisitos en cuanto a concentraciones y características del subsuelo y ante la ausencia de riesgos significativos. De esta forma se intenta distribuir mejor los recursos disponibles para actuaciones de saneamiento en general, priorizando las inversiones en aquellos emplazamientos que requieren actuaciones más eficaces.

La figura 24 presenta un esquema de decisión que refleja la forma actual de actuación ante una contaminación generada por la fuga del contenido de un tanque subterráneo. Lo más importante a destacar de este esquema es que las técnicas activas o pasivas no deben considerarse como alternativas estancas e independientes, sino que en la práctica suelen combinarse y alternarse en función de la evolución de la contaminación.

Es habitual que, en sintonía con el enfoque general adoptado en esta guía, se adopten medidas correctoras en varias fases del proceso (por ejemplo, actuaciones urgentes para eliminar total o parcialmente fuentes de contaminación o para disminuir el nivel de exposición de receptores potenciales críticos, actuaciones a corto-medio plazo de descontaminación y/o contención, medidas de control y seguimiento de la evolución de la contaminación, etc.).

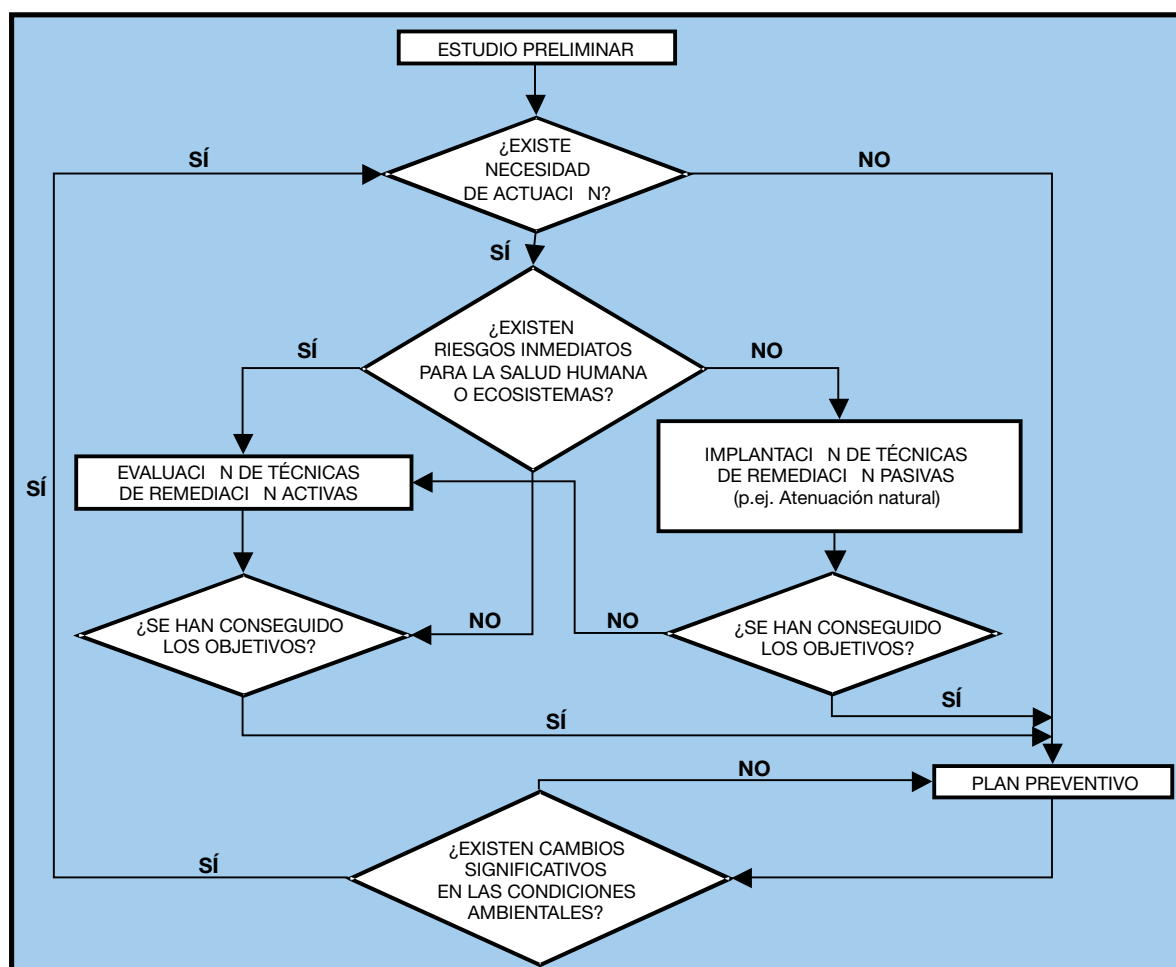


Figura 24: Esquema de decisión para la actuación sobre un foco de contaminación desde un tanque subterráneo

En lo relativo a las medidas de emergencia que puede ser preciso adoptar (particularmente al inicio de la investigación), a continuación se citan, a título meramente ilustrativo, algunas de las que suelen ser más frecuentes:

- Eliminar o reducir la extensión de los focos de contaminación, si son fácilmente accesibles.
- Prevenir la migración de producto en fase libre mediante la extracción de la misma.
- Captar y tratar los recursos hídricos significativamente afectados en los puntos de uso (pozos y captaciones de abastecimiento).
- Instalar medidas de control hidráulico de las aguas contaminadas.
- Instalar medidas de contención y/o captación de vapores del suelo.

- Evacuar a los ocupantes de edificios existentes en el emplazamiento o en su entorno próximo, potencialmente en combinación con la ventilación o presurización de los mismos.
- Restringir el acceso de personas al emplazamiento.
- Impedir el uso de recursos hídricos afectados, informando a los usuarios de los mismos y habilitando fuentes alternativas de abastecimiento de agua.
- Habilitar medidas de gestión de los ecosistemas afectados, tendentes a minimizar la exposición de sus elementos más valiosos.

Los factores que habitualmente condicionan la elección de la mejor tecnología de recuperación en un caso de contaminación por tanques de almacenamiento subterráneo son los siguientes:

- Medio(s) afectado(s): suelo en sus distintas fases (sólida, gaseosa en la zona no saturada y/o líquida en la zona saturada), agua subterránea, agua superficial.
- Características de los contaminantes objeto de actuación: concentración en los distintos medios, movilidad, solubilidad, volatilidad, biodegradabilidad, toxicidad, etc.
- Distribución y extensión espacial de la contaminación, incluyendo las interacciones de los contaminantes entre las distintas fases y medios.
- Limitaciones operativas impuestas por el emplazamiento que, en este tipo de instalaciones, suelen hacer referencia a la posibilidad de interrumpir las operaciones habituales durante una parte o la totalidad del período de recuperación, así como a la posibilidad de excavar el suelo objeto de tratamiento.
- Objetivos de recuperación establecidos por las conclusiones de la evaluación de riesgos, sea en términos de niveles de contaminación residual aceptable o en términos de grado de contención deseado.
- Plazos de recuperación disponibles.
- Costes de aplicación de las diferentes tecnologías.
- Impactos ambientales asociados a la puesta en práctica de cada tecnología.
- Aceptación social (sobre todo, en el entorno próximo del emplazamiento) de las diferentes tecnologías.

La figura 25 ilustra una parte de estos aspectos.

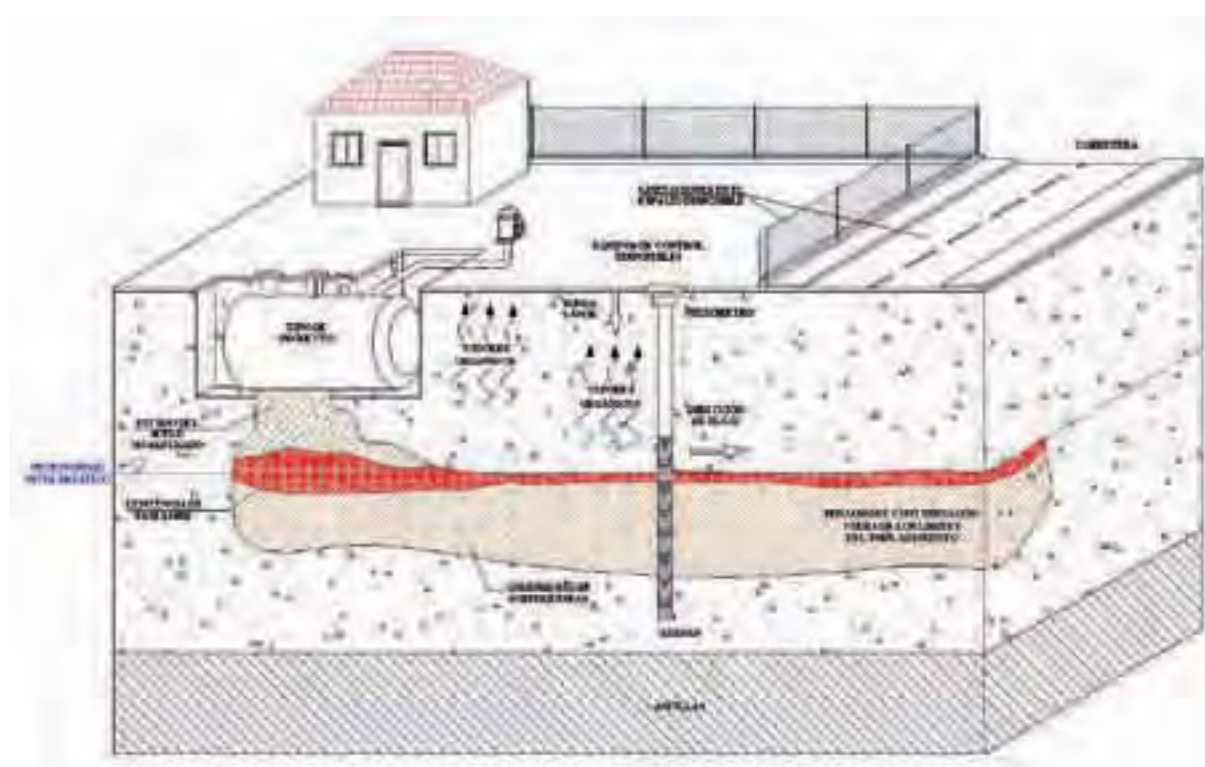


Figura 25: Aspectos que condicionan la tecnología de saneamiento aplicable

De acuerdo con el alcance planteado para la guía, las sustancias de interés se centran en hidrocarburos derivados del petróleo y disolventes. Para estas sustancias se han desarrollado multitud de tecnologías de tratamiento, cada una de las cuales posee principios de actuación, campos de aplicación y limitaciones propias. No obstante, sólo algunas de ellas son las que actualmente se aplican con más frecuencia a escala real, mientras que otras se han utilizado en un reducido número de casos hasta la fecha o se encuentran en desarrollo.

Algunas de las tecnologías van encaminadas a la reducción de las concentraciones de los contaminantes presentes en el suelo y/o aguas subterráneas. Otras se basan en el principio de inmovilizar o aislar los contaminantes, sin introducir sensiblemente procesos de transformación de los mismos (salvo los que se producen de forma natural). Desde este punto de vista, cabe distinguir entre tecnologías de descontaminación y tecnologías de aislamiento o contención, según respondan a uno u otro de los principios antes señalados. Dentro de las primeras, en ocasiones se diferencia entre tecnologías biológicas, físico-químicas y térmicas, en función del tipo de principio de acción en que se basan.

Desde el punto de vista de la forma en que pueden aplicarse, es habitual diferenciar dos grandes grupos:

- Tecnologías aplicadas *in situ*, que se caracterizan por actuar sobre el suelo contaminado en su localización, es decir, por no requerir la excavación del mismo para acometer su tratamiento.

- Tecnologías aplicadas *ex situ*, caracterizadas por requerir la excavación previa del suelo contaminado antes de proceder al tratamiento propiamente dicho del mismo, el cual se puede acometer dentro del propio emplazamiento (tratamiento *on-site*) o en instalaciones situadas fuera del mismo (tratamiento *off-site*).

Teniendo en cuenta lo anterior, la tabla 10 indica las tecnologías que se contemplan en la guía, clasificándolas según se trate de soluciones de descontaminación, de contención o de gestión y especificando la forma en que se aplican.

Tipo de tecnología	Forma y medio de aplicación			Denominación
	In/ex Situ	Suelos	Aguas	
Descontaminación	In situ	X		Extracción de aire / Bioventilación
		X	X	Sparging
			X	Bombeo y tratamiento de aguas subterráneas
		X	X	Extracción multifase (Bioslurping)
	Ex situ	X		Landfarming
		X		Biopilas
		X		Compostaje
		X		Desorción térmica
Contención	In situ		X	Pantallas hidráulicas
			X	Pantallas de contención
Otras	In situ	X	X	Atenuación natural ⁽¹⁾
		X	X	Biorremediación estimulada

(1) Se puede considerar como una no-tecnología. Se trata de una herramienta de gestión de riesgos que puede aplicarse aisladamente o como complemento de otras tecnologías.

Tabla 10: Tecnologías de recuperación de suelos y aguas subterráneas para contaminaciones originadas desde tanques subterráneos

Algunas tecnologías ampliamente utilizadas, como el lavado de suelos *ex situ* o la estabilización físico-química, no se han incluido al tratarse de técnicas generales. Otras, como la extracción con disolventes en suelos o las pantallas activas para las aguas subterráneas, no se contemplan dado el limitado número de casos en que se han aplicado hasta el momento, a pesar de tratarse de técnicas contrastadas.

En los siguientes epígrafes se describen las principales características de cada una de las tecnologías antes mencionadas, utilizando para ello una estructura común que incluye los siguientes aspectos: principio de acción, ámbito de aplicación, efectividad, plazos de tratamiento y particularidades.

Los plazos de tratamiento deben ser considerados como orientativos en el sentido de que proporcionan una indicación sobre si los resultados a alcanzar se pueden conseguir a corto plazo, menos de seis meses, medio plazo, entre seis meses y tres años, o a largo plazo, de tres años en adelante.

De forma consciente no se han incluido costes de saneamiento, ya que estos dependerán en gran medida, entre otros, del volumen de suelo o agua a tratar, la existencia de posibles situaciones

de emergencia que requieran medidas costosas de intervención, las características geológicas e hidrogeológicas del subsuelo y de la posible cercanía de instalaciones específicas para llevar a cabo algún tipo de tratamiento *ex-situ*, como por ejemplo plantas de desorción térmica.

Dejando de lado consideraciones sobre el impacto ambiental producido por la aplicación de cada tecnología y sobre el grado de aceptación social de la misma, las descripciones que se adjuntan aportan criterios para seleccionar la(s) más adecuada(s) en cada caso concreto.

6.2 TECNOLOGÍAS DE DESCONTAMINACIÓN

6.2.1. Extracción de aire / Bioventilación

Principio de acción

Esta tecnología, también denominada extracción de vapores (en inglés, *soil vapor extraction* o SVE) o bioventilación (bioventing), en función de cuál sea el proceso dominante en cada caso, si la extracción de compuestos orgánicos volátiles propiamente dicha o la estimulación de la degradación de los compuestos orgánicos, es un tratamiento in situ que permite reducir la concentración de compuestos volátiles en la zona no saturada mediante la aplicación de una depresión a la matriz del suelo que provoca el desplazamiento de los vapores hacia los pozos de extracción. Este proceso puede facilitarse instalando además pozos de inyección de aire, que aceleran la extracción del mismo y favorecen la volatilización de los contaminantes. En general, el aire extraído del suelo debe tratarse en superficie antes de su vertido a la atmósfera.

La figura 26 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 1).

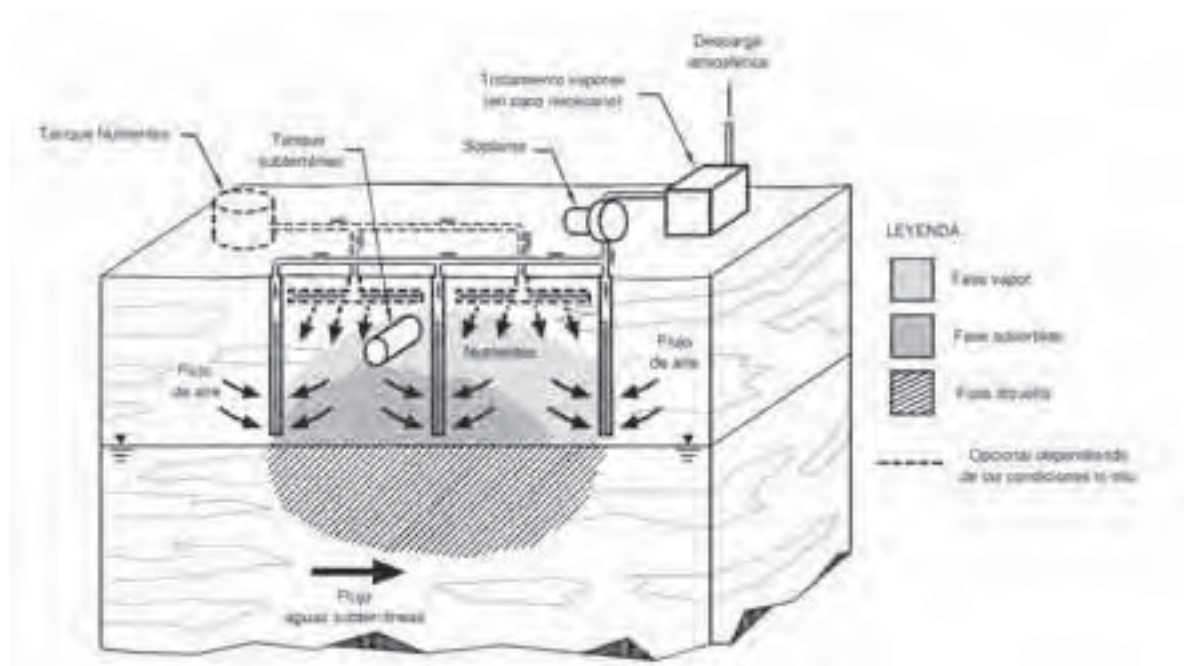


Figura 26: Esquema de la bioventilación (Fuente: EPA, 1995)

Ámbito de aplicación

Se ha demostrado la efectividad de esta tecnología para la reducción de las concentraciones de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y de algunos compuestos orgánicos semivolátiles (SCOVs). En caso de compuestos más pesados, una vez analizadas las condiciones de degradación que existen en el subsuelo, también se ha demostrado la efectividad al producir una circulación de aire rico en oxígeno que favorece las reacciones de degradación aerobia de compuestos orgánicos. En función de cuál sea el tipo de contaminante y las condiciones del medio, tendrá lugar uno u otro proceso de remediación, que se han unido en este mismo capítulo ya que desde el punto de vista de la implantación del sistema, existen muy pocas diferencias.

Generalmente se obtienen mejores resultados con los compuestos más volátiles (dominantes en productos como la gasolina y presentes en menor proporción en productos como el diesel o el fuel). Otro factor a considerar es la permeabilidad del suelo a tratar. La mayor efectividad se da en suelos muy permeables (arenas y gravas), recomendándose que presenten una conductividad hidráulica mínima de 0,1 m/día. Además de la permeabilidad intrínseca del suelo hay que tener en cuenta su estratificación: en suelos muy estratificados el sistema que se implante puede requerir una mayor complejidad de forma que se asegure que se tratan adecuadamente y de forma casi individualizada cada una de las capas que componen el subsuelo. En cualquier caso, se recomienda realizar pruebas piloto previas.

Al tratarse de una tecnología concebida para suelos no saturados, no se recomienda para emplazamientos donde el nivel freático se encuentre a menos de 1 metro de profundidad. Si se encuentra entre 1 y 3 metros, deben tomarse precauciones especiales, por ejemplo, generar el vacío con zanjas en vez de sondeos, utilizar sondeos muy poco profundos o controlar la presión de vacío generada para no extraer agua del subsuelo. En todo caso, siempre se puede considerar la posibilidad de rebajar temporalmente el nivel freático de la zona a tratar mediante extracción del agua subterránea y/o pantallas de contención. Esto es especialmente útil en casos en los que exista suelo contaminado por debajo del nivel freático.

Efectividad

La consecución de los objetivos de remediación, si el sistema está bien diseñado e implantado, depende fundamentalmente de la matriz arcillosa del suelo y de su capacidad de adsorción de compuestos orgánicos. En cualquier caso, la eficacia final dependerá del tiempo de actuación. Es frecuente alcanzar reducciones en la concentración inicial de contaminantes del 90%. En condiciones óptimas (suelos con una permeabilidad mayor de 3 m/día y con concentraciones de COVs inferiores a 3.000 mg/kg), se pueden alcanzar rendimientos de recuperación superiores al 95%.

Plazos de tratamiento

El tiempo necesario para llevar a cabo la descontaminación de un suelo puede variar de 3 meses a 2 años. En condiciones óptimas, los plazos de tratamiento suelen ser de 3 a 9 meses.

Particularidades

Es preciso tener en cuenta que en el proceso de ventilación se extraen gases que pueden contener compuestos orgánicos volátiles (COVs) que en determinadas concentraciones son explosivos. Por lo tanto, es muy importante caracterizar los gases de salida y controlar la concentración de los COVs de forma que siempre se mantengan por debajo del límite inferior de explosividad (LIE) con un margen de seguridad amplio. En función de las características de la instalación y el entorno, se puede trabajar con concentraciones del gas de salida entre el 5 y el 30% del LIE específico para los compuestos extraídos.

Hay que tener especial precaución durante el arranque de la instalación que es cuando mayores concentraciones de COVs se extraen. De hecho, puede ser necesario iniciar la ventilación con una alta dilución con aire ambiente, hasta alcanzar condiciones de trabajo estables. Por lo tanto, en determinadas ocasiones el proceso de puesta en marcha del sistema puede prolongarse durante un periodo de tiempo elevado, desde días hasta semanas.

Es por lo tanto, importante una buena caracterización de los gases de salida, y si es necesario, instalar explosivímetros con niveles de alarma y de parada del sistema en caso de alcanzar concentraciones superiores a las definidas en el Plan de Seguridad del proyecto.

En cuanto a la operación del sistema, los equipos de extracción que se emplean suelen ser bastante robustos y requieren labores de mantenimiento mínimas. Suele ser conveniente evaluar el grado de avance de la descontaminación en cada zona de actuación para ir regulando la capacidad de extracción en función de las necesidades.

Es característico de estos sistemas de remediación que una vez parados se observe un repunte de la concentración de COVs en el suelo. Por lo tanto, en las últimas fases de la descontaminación puede ser conveniente actuar de forma discontinua, con el objetivo de que estos repuntes se vayan reduciendo.

Otro factor a tener en cuenta es el alto consumo eléctrico de los sistemas de extracción de gases (depresores, soplantes o *blowers*), así como el nivel de ruido que generan que puede obligar a que estén instalados dentro de contenedores insonorizados, o incluso a operar de forma discontinua, apagándose por las noches.

De forma experimental se están desarrollando proyectos de bioventilación pasiva, para casos en los que no exista una situación de riesgo inaceptable, de forma que con un coste moderado (no requiere de equipos de extracción), se corrigen las concentraciones de COV's en el subsuelo, si bien a un ritmo lento y sin garantías de objetivos o plazos. Este sistema novedoso se puede considerar más como un método preventivo que de remediación.

6.2.2. Sparging

Principio de acción

Es una tecnología de recuperación *in situ* (también denominada *air sparging*) que permite reducir las concentraciones de COVs, tanto adsorbidos al suelo como disueltos en el agua subterránea.

Se basa en la inyección de aire en la zona saturada para favorecer la desorción y volatilización de los contaminantes y su paso a fase gaseosa. Una vez en dicha fase, los contaminantes tienden a migrar a la zona no saturada, en la que se instalan pozos de extracción similares a los de la bioventilación. A través de los mismos se evacúa el aire contaminado a superficie, donde se trata antes de su emisión a la atmósfera.

La figura 27 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 2).

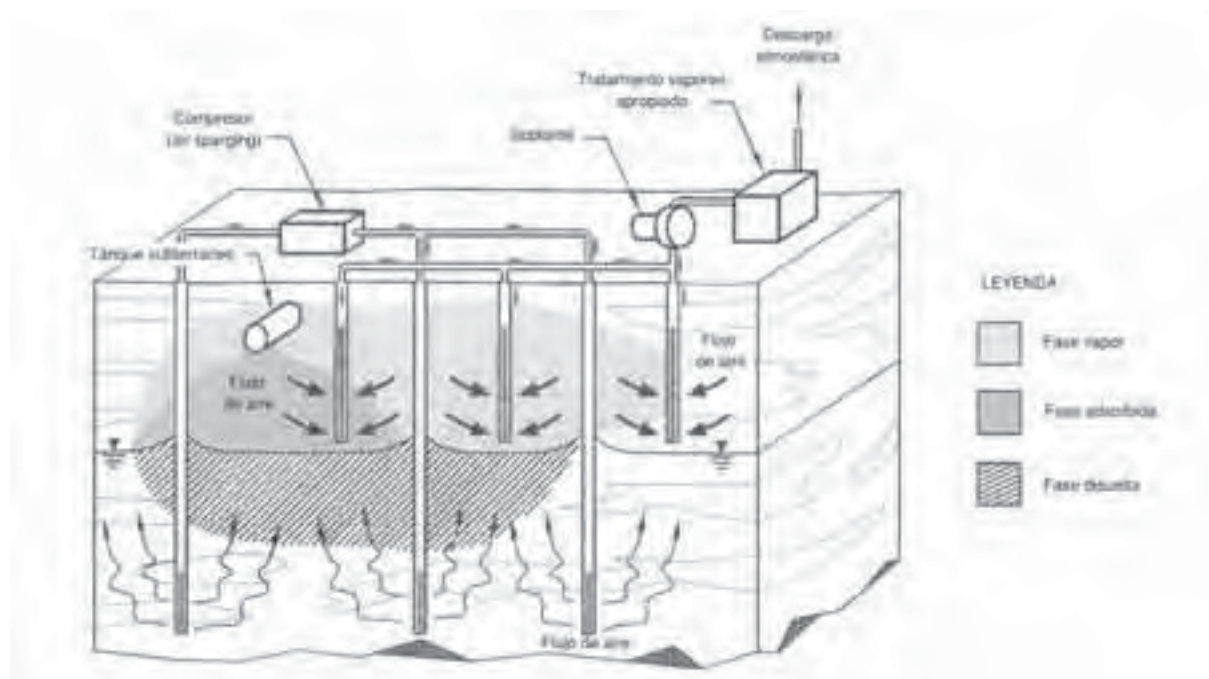


Figura 27: Esquema del *air sparging* (Fuente: EPA, 1995)

Ámbito de aplicación

En principio, esta tecnología es aplicable a contaminantes de alta volatilidad, como son los compuestos ligeros (por ejemplo, BTEX) presentes en algunos productos derivados del petróleo, ya que se transfieren fácilmente de la fase acuosa a la gaseosa. Su aplicación a contaminantes más pesados resulta más complicada y costosa. También ha sido aplicado con éxito a afecciones de compuestos clorados.

La mayor efectividad se da en suelos muy permeables, recomendándose que presenten una conductividad hidráulica mínima de 0,1 m/día. Además de la permeabilidad intrínseca del suelo hay que tener en cuenta su estratificación. Se recomienda realizar pruebas piloto previas.

Otras limitaciones o condicionantes para la aplicación de esta tecnología son las siguientes:

- En presencia de fase libre, ésta debe eliminarse antes de utilizar esta técnica.
- La descontaminación de acuíferos confinados no es viable, ya que los contaminantes volatilizados tienden a quedar atrapados en la zona saturada.
- La extracción de los contaminantes en fase gaseosa es particularmente importante si existen sótanos, conducciones u otros espacios subterráneos en las proximidades, ya que, de no llevarse a cabo, éstos podrían acumularse en dichos espacios alcanzando concentraciones peligrosas.
- La presencia de altas concentraciones de Fe^{2+} en el agua subterránea suele plantear problemas, ya que al oxidarse a Fe^{3+} insoluble, reduce la permeabilidad efectiva del suelo en la zona saturada pudiendo inutilizar los pozos de inyección de aire.
- Se deben controlar las condiciones hidrodinámicas del subsuelo, ya que se puede acelerar la migración de los contaminantes en el agua subterránea.

Efectividad

En condiciones óptimas, se pueden alcanzar rendimientos de recuperación superiores al 85%.

Plazos de tratamiento

En condiciones óptimas, se estima una duración del tratamiento inferior a 1 año, si bien existen ejemplos de actuaciones con plazos muy superiores.

Particularidades

Se debe evitar la aplicación del sistema de air sparging en zonas próximas al límite de la instalación y/o cercanos aguas arriba de un receptor sensible, ya que pueden tener como efecto no deseado el empuje de la afección situada justo aguas abajo de la zona de aplicación.

Siempre que sea posible se debe complementar con un sistema de barrera hidráulica en el límite aguas abajo del emplazamiento que controle la migración de contaminantes hacia receptores sensibles.

Es necesario evaluar la generación de vapores en el subsuelo e implantar un sistema de extracción de los mismos que eviten acumulaciones no deseadas.

El air sparging se puede combinar con la inyección de enzimas o de poblaciones de bacterias degradadoras de compuestos orgánicos ya que genera condiciones aerobias en el subsuelo que pueden ser aprovechadas para incentivar los procesos de degradación.

El consumo de energía eléctrica es elevado así como los niveles de generación de ruidos, sobre todo los asociados al sistema de extracción de compuestos volátiles.

Existen sistemas de air sparging de forma tal que en el mismo pozo se produce la inyección de aire en la zona saturada y la extracción en la zona no saturada. Estos sistemas tienen la ventaja de que requieren en principio menos perforaciones, y la instalación en superficie es menos complicada, pero los radios de acción están limitados al entorno del pozo.

En el caso de actuar sobre una afección por compuestos clorados que son más densos que el agua, es necesario asegurar que la zona de inyección es la base del tramo de acuífero tratado, o al menos, que está por debajo de la zona afectada.

6.2.3. Bombeo y tratamiento

Principio de acción

El bombeo y tratamiento se utiliza como técnica de recuperación in situ basada en la extracción de aguas subterráneas contaminadas y posterior depuración de las mismas en superficie.

Dentro de las soluciones constructivas más habituales para la extracción de aguas subterráneas contaminadas se encuentran los drenes, los pozos y las zanjas de drenaje.

Los drenes se instalan mediante métodos de perforación que permiten colocar una tubería en posición horizontal o ligeramente inclinada. La instalación de los drenes comienza verticalmente o con un cierto ángulo, continuando posteriormente de forma casi horizontal cuando se alcanza la profundidad de drenaje deseada. Existen principalmente dos métodos para la instalación de los drenes: drenes en zanja y drenes dirigidos. En ambos métodos es preciso instalar un sistema de bombeo para extraer el agua captada por los mismos. Las tuberías empleadas en los drenes suelen ser de entre 50 y 200 mm de diámetro y están fabricadas en PVC, polietileno de alta densidad (PEAD) o polipropileno (PP).

Para construir un pozo se realiza un sondeo, en el que se instala una tubería con un tramo ciego y otro ranurado (denominado filtro). El tramo ranurado se protege con un material textil para impedir la entrada de finos. El espacio anular entre la tubería y la pared del sondeo se rellena con un empaque de gravilla. En las zonas que atraviesan capas de materiales poco permeables se coloca un sello de bentonita para impedir contaminaciones cruzadas. El pozo se remata con un cabezal adecuado al sistema de bombeo que se instale. El diámetro de los pozos está condicionado por el tamaño de la bomba a instalar. En pozos de extracción son frecuentes diámetros de 100 a 600 mm. La profundidad de los pozos depende, por una parte, de las oscilaciones que el nivel freático pueda presentar y, por otra, de la longitud del filtro. En general, cuanto más largo y profundo es éste, mayor es el caudal de extracción. La tubería

interior suele ser de PVC o PEAD. Dentro del pozo se coloca un sistema de bombeo diseñado para poder elevar a superficie el caudal de agua que se pretende. Los sistemas más habituales están basados en bombas sumergidas o bombas de vacío.

Las zanjas de drenaje se utilizan para extraer agua subterránea haciendo aflorar ésta mediante una excavación en el terreno hasta una cota inferior a la del nivel freático y retirándola posteriormente por gravedad o bombeo. Por sus características, las zanjas de drenaje requieren que el nivel freático no se encuentre muy profundo y que el terreno excavado sea geotécnicamente estable. Aunque depende de las características hidrogeológicas del emplazamiento, no se suelen extraer grandes caudales de agua (del orden de 1-2 m³/h) con esta técnica. Tampoco es frecuente realizar zanjas de drenaje de gran tamaño.

Como soluciones de depuración de las aguas subterráneas extraídas para los tipos de contaminantes a tratar (hidrocarburos derivados del petróleo y disolventes), las más frecuentes se configuran en torno a separadores de aceites, filtros de carbón activo, oxidación química y air stripping.

La figura 28 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 3).

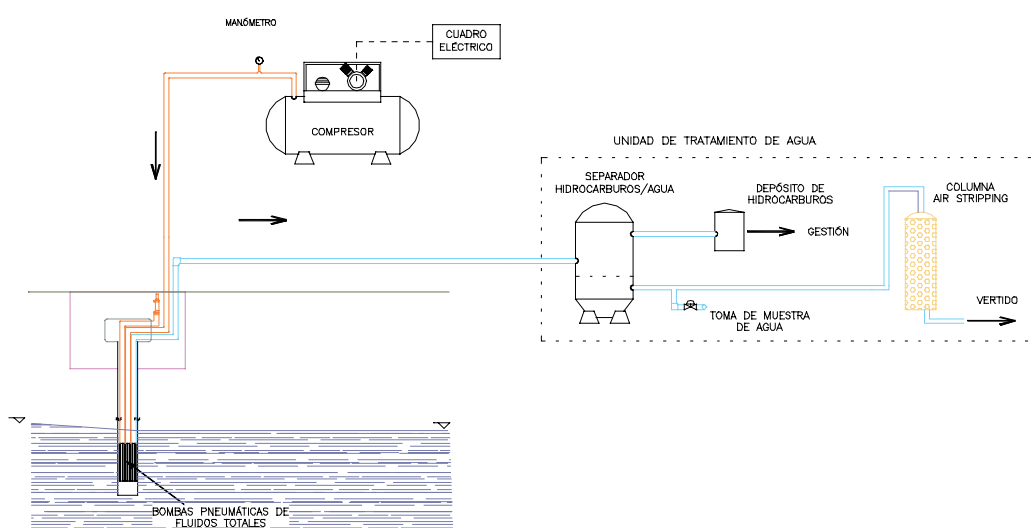


Figura 28: Esquema del bombeo y tratamiento (Fuente: URS España)

Ámbito de aplicación

Los drenes para la extracción de agua subterránea contaminada se suelen utilizar en emplazamientos con suelos de baja permeabilidad (arcillas, limos) y, preferentemente, con ausencia de obstáculos en el subsuelo (tuberías, instalaciones enterradas, etc.). Los drenes presentan varias ventajas respecto a los pozos convencionales: mayor área de contacto con el medio contaminado (con lo que se requiere instalar sólo los pozos de evacuación del agua drenada) y minimización de las áreas no drenadas que suelen aparecer con los pozos convencionales.

Los pozos de extracción presentan como principales ventajas las siguientes: proporcionan un alto caudal en suelos permeables, permiten la extracción de agua a gran profundidad y durante largos periodos de tiempo y permiten evitar los obstáculos subterráneos.

No obstante, cuando se utilizan bombas de vacío para la extracción del agua, se debe tener en cuenta la limitación de altura máxima de aspiración de las mismas (unos 8 m para las bombas de succión y unos 5 m para las bombas centrífugas).

La extracción del agua subterránea puede provocar asientos de algunos tipos de suelos (arcillas, limos, etc.). Si éstos fueran significativos y pudieran suponer riesgos, se debe considerar la reinfiltración de agua en el suelo para aminorar dicho efecto.

La utilización de zanjas de drenaje es una solución sencilla de extracción del agua subterránea cuando las condiciones del emplazamiento lo permiten. Debe tenerse en cuenta la profundidad del nivel freático original y la profundidad a la que se desea rebajarlo para evaluar si la permeabilidad y cohesión del terreno permiten garantizar la estabilidad de la excavación. Esta técnica se aplica con mayor efectividad en terrenos poco permeables (tipo arcillas, limos y turbas).

Efectividad

Cuando se aplica a soluciones de extracción de agua contaminada para su posterior depuración, la duración del proceso de extracción depende, entre otros factores, del grado de adsorción de los contaminantes a las partículas de suelo. En este tipo de aplicación, los drenes constituyen un sistema más rígido y de más difícil control que los pozos convencionales, al poder mezclarse aguas de distinta procedencia y grado de contaminación.

Los pozos permiten extraer caudales elevados de agua subterránea. Cuando el nivel freático está profundo o cuando sufre muchas oscilaciones, los pozos dotados de bombas sumergibles constituyen una solución interesante. Suelen ser sistemas robustos, que precisan un mantenimiento limitado, y que están suficientemente probados en la práctica. El plazo de recuperación está condicionado por la transmisividad del suelo, así como por el grado de adsorción de los contaminantes a las partículas del mismo.

Particularidades

La eficacia de estos sistemas está siendo muy cuestionada últimamente debido a que su rendimiento disminuye significativamente según avanza el periodo de tratamiento. Es corriente que no sea posible reducir las concentraciones del agua subterránea por debajo de ciertos niveles fundamentalmente debido a que los compuestos orgánicos adsorbidos al suelo se incorporan al agua subterránea de forma continua y relativamente lenta.

Por lo tanto, este sistema se está planteando en la actualidad como una primera actuación que retira del subsuelo la parte más importante de los compuestos orgánicos y que en un determinado momento debe ser complementada con procesos que favorezcan la desorción o degradación de dichos compuestos.

El principal factor limitante de esta técnica es el límite de vertido existente en la instalación, tanto en volumen como en concentración de los compuestos orgánicos, que pueden hacer que el tratamiento del agua extraída encarezca mucho la operación.

El control periódico del sistema implica el mantenimiento de los equipos de bombeo y el control de los parámetros de operación del sistema de tratamiento. En el caso de que se esté utilizando este sistema como barrera hidráulica es fundamental asegurar el funcionamiento continuo del bombeo, ya que en caso contrario, no se estaría evitando la migración de contaminantes.

Es preciso que la construcción de los pozos sea adecuada para mantener bombeos continuados durante un periodo largo de tiempo. Se debe instalar el pozo con un espacio anular adecuado y con una buena selección del material filtrante en función de la litología captada.

6.2.4. Extracción multifase (Bioslurping)

Principio de acción

Esta tecnología de recuperación in situ se basa en crear un vacío para desplazar los contaminantes del medio en que se encuentran, independientemente de su estado físico (gas o líquido). Es capaz de reducir la concentración de contaminantes en aguas subterráneas, fase libre y aire intersticial del subsuelo. Los líquidos y vapores extraídos se tratan posteriormente en superficie mediante diferentes técnicas (filtros de carbón activo, tratamientos biológicos, separadores de aceites, etc.).

La figura 29 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 4).

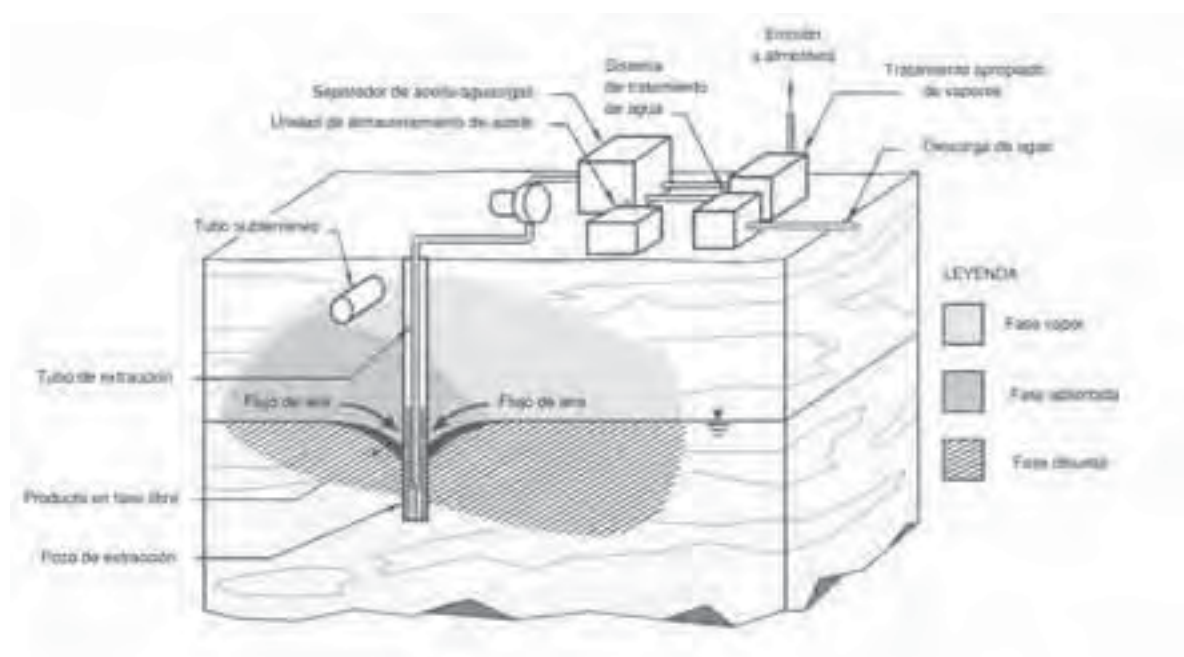


Figura 29: Esquema del *bioslurping* (Fuente: EPA)

Ámbito de aplicación

Este sistema es efectivo, y de hecho suele aplicarse fundamentalmente, para la eliminación de la fase libre existente en el subsuelo, reduciendo además de forma indirecta la concentración de hidrocarburos tanto de la zona saturada como de la no saturada mediante la extracción de vapores y la estimulación de la bioremediación al crear un flujo de aire en el subsuelo.

Los principales parámetros que condicionan la aplicación de esta tecnología son los siguientes:

- **Permeabilidad del suelo:** afecta a los caudales de agua subterránea y vapores que se pueden extraer. En general, esta tecnología pierde efectividad a medida que se reduce la permeabilidad intrínseca del suelo. Sin embargo, en contra de lo que ocurre con otras técnicas, como el bombeo y tratamiento, incluso llega a ser eficaz cuando el rango de este parámetro se encuentra dentro de los valores 10^{-9} - 10^{-11} cm².
- **Heterogeneidad del suelo:** en suelos heterogéneos, con marcada estratificación y diferentes permeabilidades, aumentan los desplazamientos laterales de los vapores, impidiendo su tratamiento.

Esta técnica puede presentar problemas en emplazamientos en los que el nivel freático se encuentra por debajo de los 9 metros, en los que habrá que inyectar aire en el propio pozo para producir una extracción efectiva.

Esta técnica extrae agua contaminada, fase libre, vapores e induce la circulación de aire rico en oxígeno en el subsuelo, por lo que su rango de aplicación es alto para el caso de hidrocarburos y disolventes no clorados. En el caso de disolventes clorados, al ser éstos más densos tienden a profundizar en el acuífero, lo que dificulta su extracción.

Efectividad

Esta es una de las técnicas más aplicadas en los últimos años en emplazamientos contaminados desde tanques subterráneos, especialmente cuando se trata de recuperar producto libre, hecho que avala la utilidad del mismo. No obstante, siempre permanecerá una fina capa de producto libre sobrenadante, que puede llegar a ser de 1 cm, a partir del cual el sistema se hace ineficaz.

Plazos de tratamiento

En condiciones óptimas, la duración del tratamiento oscila entre 3 y 12 meses. No obstante, en muchos casos, se han precisado plazos mayores (hasta 2 años).

Particularidades

Este sistema requiere un esfuerzo de supervisión y mantenimiento importante, debido a que dependiendo de si se quiere extraer agua o producto libre sobrenadante, se debe regular el punto de aspiración en cada sondeo, a una altura adecuada de acuerdo con la posición del nivel de agua en el sondeo. Este nivel varía debido al propio proceso de extracción, o por causas estacionales, o incluso por el propio efecto de mareas si la instalación se encuentra próxima a la costa.

El consumo de energía eléctrica también es elevado, y la complejidad de las máquinas y el tipo de fluido con el que trabajan genera un esfuerzo de mantenimiento importante.

Estos sistemas también extraen gases, por lo que hay que tener en cuenta los comentarios ya realizados para los sistemas de ventilación, en cuanto al control de la explosividad.

6.2.5. Landfarming

Principio de acción

Estas son técnicas aplicadas ex situ (es decir, requieren la excavación previa del suelo contaminado) que tratan de estimular la biodegradación para reducir las concentraciones de los compuestos orgánicos degradables en suelos. No obstante, si el suelo contaminado a tratar se encuentran a menos de 0,5 m de profundidad, es posible aplicar el landfarming sin necesidad de excavarlo.

La estimulación de la actividad microbiológica se consigue mediante la aireación del suelo por laboreo del mismo y/o adición de nutrientes y humedad, y si es necesario, poblaciones bacterianas y enzimas para la degradación de los compuestos orgánicos.

La figura 30 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 5).

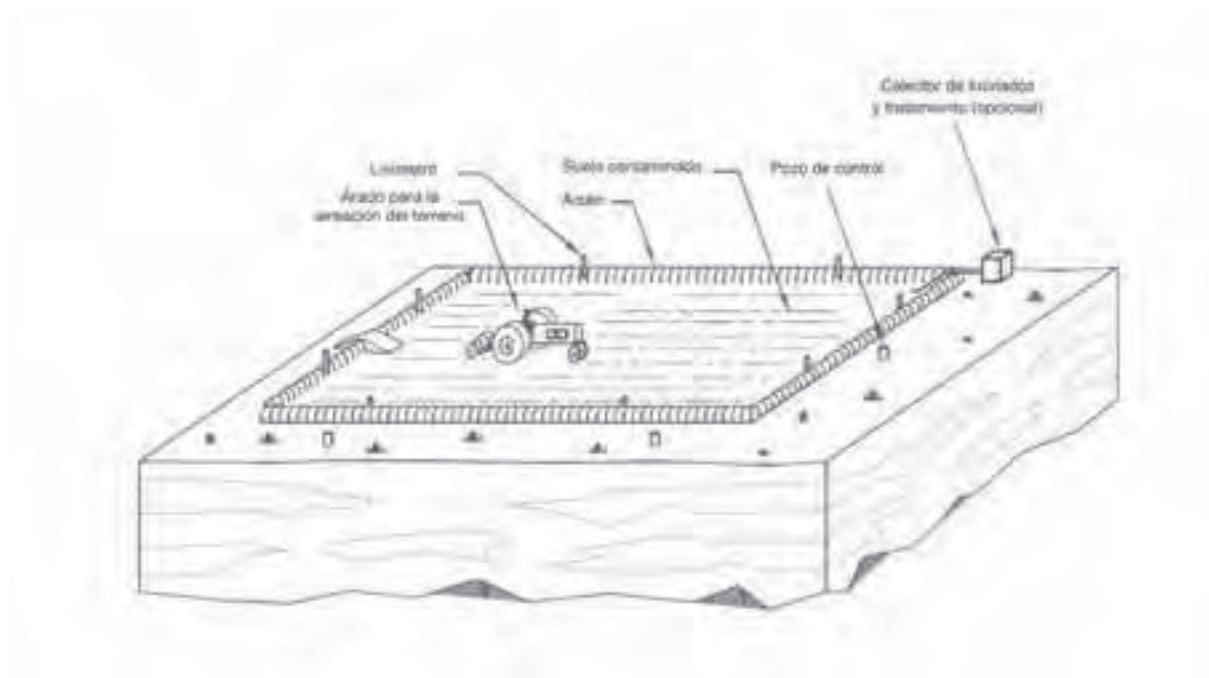


Figura 30: Esquema del *Landfarming* (Fuente: EPA)

Ámbito de aplicación

Mediante estas técnicas pueden tratarse casi todos los hidrocarburos derivados del petróleo que habitualmente se encuentran en los emplazamientos con tanques de almacenamiento subterráneos.

Los hidrocarburos más ligeros y volátiles suelen eliminarse por volatilización durante el proceso de aireación y, en menor medida, por biodegradación (suele ser preciso captar y depurar las emisiones de COVs). Por el contrario, en los hidrocarburos semipesados y pesados, el proceso de biodegradación es más significativo que el de volatilización.

Al igual que en otras tecnologías biológicas, es necesario controlar varias características del suelo que afectan a la actividad microbiológica y, en consecuencia, a la efectividad del tratamiento: pH (entre 6 y 8), temperatura (entre 10 y 45°C), humedad (entre 40 y 85%), contenido en nutrientes (relación C/N/P entre 100/10/1 y 100/1/0,5) y poblaciones bacterianas (superiores a 1.000 CFU/g de suelo).

Por otra parte, la textura del suelo debe ser homogénea, permitiendo un sustrato que facilite la acción de los microorganismos. Si el suelo no posee una textura adecuada, se le deben añadir enmiendas (serrín, virutas, etc.) que mejoren aquélla. En todo caso, es habitual proceder a una homogeneización del conjunto antes de formar los lechos del landfarming o las biopilas.

Esta técnica requiere de gran cantidad de espacio libre, ya que en las parcelas de tratamiento no se debe acopiar un espesor de suelo superior a 60 cm, que es el límite al que se puede airear mediante laboreo de forma eficaz.

Las concentraciones de hidrocarburos totales del petróleo superiores a 50.000 ppm o de metales pesados superiores a 2.500 ppm, pueden crear condiciones inhibitoras o tóxicas para el crecimiento bacteriano.

Efectividad

En suelos de adecuadas características, el empleo de estas tecnologías permite conseguir reducciones del 99% en los hidrocarburos ligeros, de hasta un 95-97% en los hidrocarburos semipesados y de hasta un 80-90% en las fracciones más pesadas. Estas cifras son meramente orientativas, y dependerán del plazo de actuación y de los aditivos y enmiendas que se añadan al suelo a tratar.

Plazos de tratamiento

En condiciones óptimas, el tiempo medio de tratamiento es de 3 a 9 meses. No obstante, los compuestos de mayor peso molecular precisan mayores plazos, que en ocasiones superan un año.

Particularidades

La efectividad del landfarming depende de la climatología, ya que la población bacteriana degradadora de compuestos orgánicos necesita para su desarrollo de unas condiciones de humedad y temperatura determinadas. En condiciones muy lluviosas o muy frías, la actividad bacteriana se inhibe, a la vez que disminuye la volatilización de los compuestos más ligeros que también puede constituir un factor importante en la reducción de la afección.

Este sistema requiere de un control continuo de las condiciones de aireación, temperatura, humedad, contenido en nutrientes, población bacteriana, etc. ya que si algún parámetro está fuera de rango, se puede producir la paralización total del proceso.

Es posible, sobre todo durante la excavación y trasiego de suelos, que se generen olores y emisiones a la atmósfera, por lo que es preciso evaluar medidas que disminuyan este impacto. Hay que prever el tratamiento o evacuación de los lixiviados que se generen del suelo, generalmente debido a lluvias.

6.2.6. Biopilas

Principio de acción

Al igual que el landfarming, se trata de una técnica aplicada ex situ (es decir, requieren la excavación previa del suelo contaminado). En este caso, además de estimular la biodegradación para reducir las concentraciones de los compuestos orgánicos degradables en suelos, se genera una extracción de los compuestos más volátiles.

El suelo excavado se dispone en zonas de tratamiento convenientemente impermeabilizadas y cubiertas con plásticos. La estimulación de la actividad microbiológica se consigue mediante la aireación forzada en el caso de las biopilas, mediante la inyección o extracción de aire. Es preciso realizar un acondicionamiento previo del suelo a tratar, y la adición de nutrientes, aditivos y agua para mantener los ratios óptimos de humedad y nutrientes.

La figura 31 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 6).

Ámbito de aplicación

Mediante estas técnicas pueden tratarse casi todos los hidrocarburos derivados del petróleo que habitualmente se encuentran en los emplazamientos con tanques de almacenamiento subterráneos.

Los hidrocarburos más ligeros y volátiles suelen eliminarse por volatilización durante el proceso de extracción y, en menor medida, por biodegradación (suele ser preciso captar y depurar las emisiones de COVs). Por el contrario, en los hidrocarburos semipesados y pesados, el proceso de biodegradación es más significativo que el de volatilización.

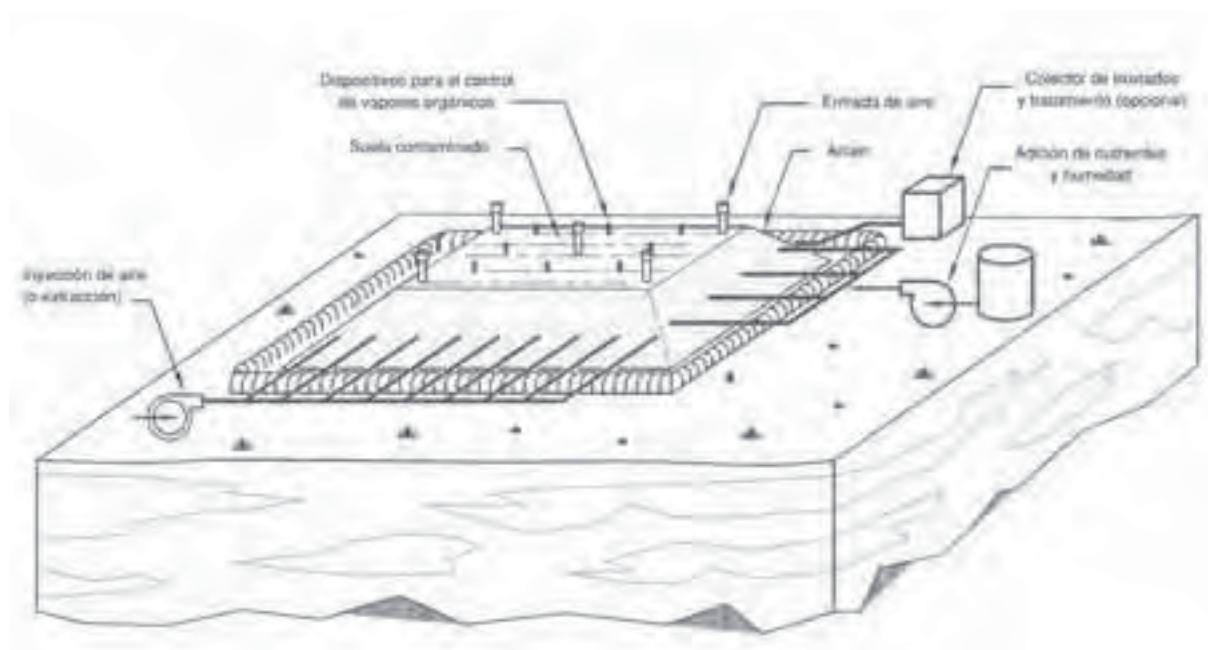


Figura 31: Esquema de una biopila (Fuente: EPA, 1995)

Al igual que en otras tecnologías que tienen una componente biológica, es necesario controlar varias características del suelo que afectan a la actividad microbiológica y, en consecuencia, a la efectividad del tratamiento, que son muy similares al caso del landfarming: pH (entre 6 y 8), temperatura (entre 10 y 45°C), humedad (entre 40 y 85%), contenido en nutrientes (relación C/N/P entre 100/10/1 y 100/1/0,5) y poblaciones bacterianas (superiores a 1.000 CFU/g de suelo).

Las concentraciones de hidrocarburos totales del petróleo superiores a 50.000 ppm o de metales pesados superiores a 2.500 ppm, pueden crear condiciones inhibitoras o tóxicas para el crecimiento bacteriano.

Requieren menos espacio disponible que el landfarming, ya que se puede acopiar el material a tratar con espesores del orden de 1,5 a 2 m.

Efectividad

La efectividad es mayor cuanto más volátil es el contaminante. En suelos de adecuadas características, convenientemente acondicionados, el empleo de estas tecnologías permite conseguir reducciones de hasta un 95-97% en los hidrocarburos más ligeros y de hasta un 80-90% en las fracciones más pesadas.

Plazos de tratamiento

En condiciones óptimas, el tiempo medio de tratamiento es de 3 a 9 meses. No obstante, los compuestos de mayor peso molecular precisan mayores plazos, que en ocasiones superan un año. En general los plazos de actuación son menores que en el landfarming.

Particularidades

La deposición de suelos y construcción de parcelas de tratamiento es más complicada que en el caso del landfarming. La dimensión de las mismas viene delimitada por el tipo de maquinaria disponible.

El principal problema que puede aparecer es la generación de caminos preferenciales de flujo que pueden provocar que no se trate parte del suelo.

El muestreo periódico de los suelos en las parcelas puede resultar complicado, por lo que el control periódico se hace fundamentalmente midiendo los COVs extraídos de las parcelas.

En algunos casos es necesario instalar un sistema de adición de nutrientes, agua, etc. en las biopilas.

6.2.7. Compostaje

Principio de acción

Se trata también de una técnica aplicada ex situ (es decir, requieren la excavación previa del suelo contaminado). En este caso, se trata de un proceso biológico mediante el cual, se estimula la degradación de compuestos orgánicos mediante microorganismos. Se pueden favorecer reacciones aerobias o anaerobias. En las reacciones aerobias, se genera un incremento de la temperatura debido a la naturaleza de las reacciones implicadas. El suelo a tratar se mezcla con materia orgánica que además de mejorar las características del suelo, generen un balance carbono-nitrógeno adecuado. El suelo acopiado se remueve periódicamente para homogeneizar el tratamiento. En el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 5).

Ámbito de aplicación

Mediante estas técnicas pueden tratarse casi todos los hidrocarburos derivados del petróleo que habitualmente se encuentran en los emplazamientos con tanques de almacenamiento subterráneos. Está especialmente indicado para compuestos pesados, al ser la degradación el proceso mayoritario. Es la técnica más eficaz para hidrocarburos poliaromáticos.

Requiere de espacio para las pilas, ya que hay que considerar que el material a tratar se ve incrementado notablemente debido a la adición de componentes para favorecer la degradación.

Al igual que en otras tecnologías que tienen una componente biológica, es necesario controlar varias características del suelo que afectan a la actividad microbiológica y, en consecuencia, a la efectividad del tratamiento, que son muy similares al caso del landfarming: pH (entre 6 y 8), temperatura (entre 10 y 45°C), humedad (entre 40 y 85%), contenido en nutrientes (relación C/N/P entre 100/10/1 y 100/1/0,5) y poblaciones bacterianas (superiores a 1.000 CFU/g de suelo).

Las concentraciones de hidrocarburos totales del petróleo superiores a 50.000 ppm o de metales pesados superiores a 2.500 ppm, pueden crear condiciones inhibitoras o tóxicas para el crecimiento bacteriano.

Efectividad

Esta técnica presente una efectividad aceptable con hidrocarburos pesados.

Plazos de tratamiento

En condiciones óptimas, el tiempo medio de tratamiento es de 3 a 9 meses. No obstante, los compuestos de mayor peso molecular precisan mayores plazos, que en ocasiones superan un año.

Particularidades

El suelo se debe remover periódicamente para asegurar que las condiciones de temperatura y degradación son homogéneas en el conjunto del suelo. Cada vez que se remueve el suelo pueden generarse olores.

El suelo tratado, al estar mezclado con una cantidad apreciable de materia orgánica puede perder propiedades para su utilización.

6.2.8. Desorción térmica

Principio de acción

Esta es una técnica de recuperación ex situ que, mediante el calentamiento del suelo en reducida presencia de oxígeno, produce la desorción y volatilización de los compuestos orgánicos contenidos en el mismo, los cuales pasan a una corriente gaseosa que se depura antes de su incorporación a la atmósfera.

El calentamiento del suelo se lleva a cabo en un horno. En función de la temperatura alcanzada en el mismo, suelen diferenciarse dos tipos de desorción térmica:

- Desorción térmica a alta temperatura, con rangos de 320 a 600°C.
- Desorción térmica a baja temperatura, con rangos de 90 a 320°C.

La aplicación de esta técnica requiere un pretratamiento del suelo (cribado, trituración de nódulos plásticos y homogeneización).

La figura 32 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 7).

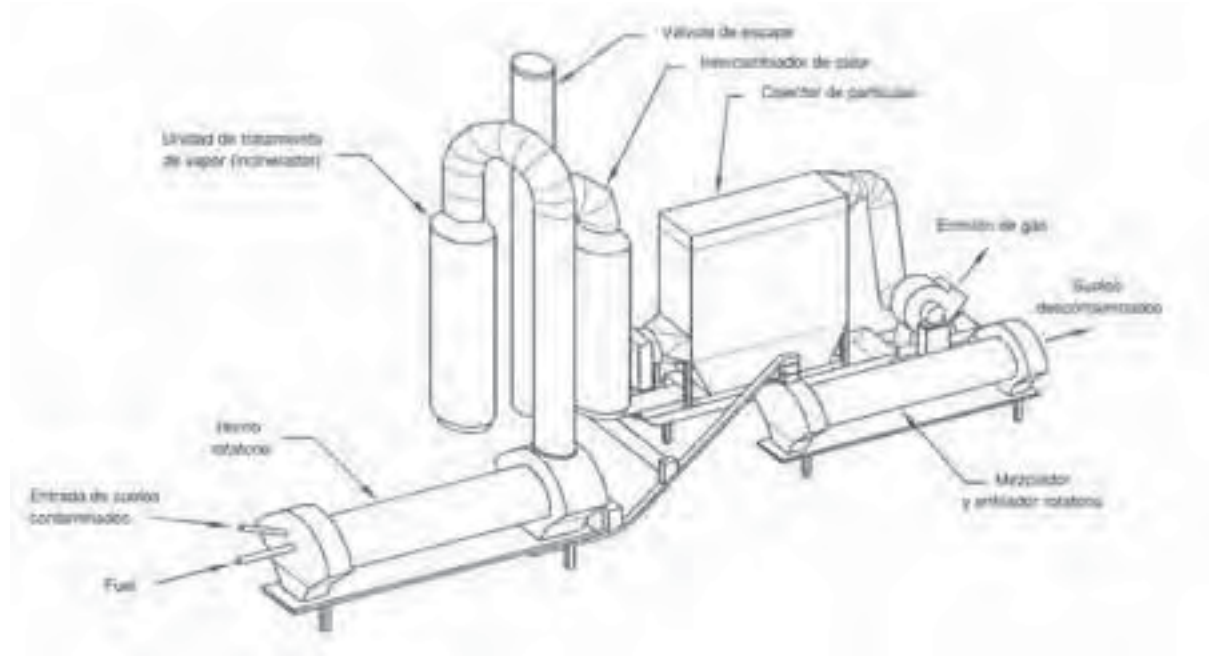


Figura 32: Esquema de una instalación de desorción térmica (Fuente: EPA, 1995)

Ámbito de aplicación

La desorción térmica resulta eficaz en el tratamiento de gran número de contaminantes orgánicos. La de baja temperatura está más indicada para las fracciones ligeras y medias de los hidrocarburos derivados del petróleo (orientativamente hasta fuel oil nº 2) y COVs no halogenados, aunque también se ha utilizado para compuestos orgánicos semivolátiles, si bien, con una menor eficacia. La de alta temperatura está más indicada para las fracciones pesadas de los hidrocarburos derivados del petróleo, los compuestos orgánicos semivolátiles y los hidrocarburos policíclicos aromáticos.

Los suelos más adecuados para la aplicación de esta técnica son los que presentan contenidos relativamente bajos de arcilla (orientativamente hasta un 30%) y sustancias húmicas (orientativamente hasta un 2%). Los de alto contenido facilitan la aglomeración de las partículas y requieren mayor tiempo para la desorción. En todo caso, se aconseja que las concentraciones de contaminantes a tratar no sean superiores al 2-3% en peso, para evitar indeseables reacciones espontáneas en el horno. En cuanto a la humedad del suelo, no suele haber problemas hasta valores del 20%, recomendándose no exceder un 30 % para que el coste del tratamiento no sea excesivo.

La presencia de metales pesados (en especial, los más volátiles) y disolventes clorados en los suelos a tratar suele representar un problema, al requerir sistemas más sofisticados de depuración

de gases. La presencia de cloruros y sulfuros puede incrementar la volatilidad de ciertos metales como el plomo.

Efectividad

En buenas condiciones de calidad del suelo y operación, se pueden alcanzar rendimientos de más de un 99% de eliminación de contaminantes orgánicos. Habitualmente se consiguen valores superiores al 95%.

Algunos suministradores garantizan concentraciones residuales que, para los contaminantes típicos, se sitúan en los siguientes órdenes: hidrocarburos derivados del petróleo (aceites minerales) < 20 ppm; hidrocarburos policíclicos aromáticos < 1 ppm; BTEX < 0,1 ppm.

Plazos de tratamiento

El tratamiento del suelo mediante esta técnica requiere plazos muy cortos, en función del volumen de suelo a tratar. La mayoría de los sistemas comerciales existentes tienen una capacidad de tratamiento superior a 25 t/h.

Particularidades

Este tipo de tratamiento resulta rentable a partir de un volumen considerable de suelo, que deberá ser calculado caso por caso, debido al elevado coste de aplicación de los equipos de desorción y depuración de los gases de salida.

Una vez finalizada la desorción, el suelo resultante debe enfriarse, humedecerse y, en algunos casos, estabilizarse antes de ser reutilizado.

6.3 TECNOLOGÍAS DE CONTENCIÓN

6.3.1. Barreras hidráulicas

Principio de acción

Las barreras hidráulicas se utilizan como medida de contención para evitar la migración de la contaminación en un emplazamiento. Dentro de las soluciones constructivas más habituales se encuentran los drenes y los pozos. En realidad se trata de una variante del sistema de bombeo y tratamiento de agua, sólo que se aplica en casos en los que por cuestiones logísticas no se pueda atacar el foco de contaminación, y se tiene que limitar el objetivo a evitar que salga contaminación fuera del emplazamiento.

Este sistema requiere de un conocimiento hidrogeológico del emplazamiento en detalle con objeto de asegurar los objetivos de la actuación y que no se generen situaciones de afección peores que las que existían inicialmente.

La instalación de drenes y pozos de extracción es por tanto similar a la que se describe en el apartado correspondiente a bombeo y tratamiento de agua.

La figura 33 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 8).

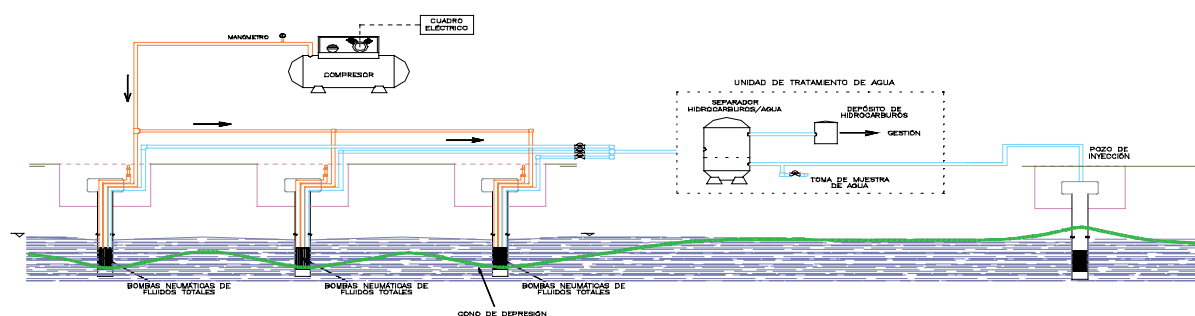


Figura 33: Esquema de una barrera hidráulica (Fuente: URS España)

Ámbito de aplicación

Esta técnica se aplica en el caso en el que no sea posible actuar directamente sobre el foco de contaminación, y se quiera evitar la salida de contaminantes del emplazamiento.

Las barreras hidráulicas implican un esfuerzo de mantenimiento importante, con el consiguiente coste, ya que en el momento en el que no estén funcionando aunque sea parcialmente, no se puede asegurar que se cumple el objetivo de su implantación, ya que dejarían pasar contaminantes fuera del emplazamiento.

Generan un volumen de vertido de agua importante y continuo a lo largo del tiempo que será preciso tratar, si bien lo que se suele hacer es reinyectar el agua aguas arriba del foco de contaminación de tal forma que se establezca un equilibrio hidráulico y no se contamine agua limpia de fuera de la zona de afección.

Efectividad

La efectividad de esta técnica se debe medir en términos de asegurar que no salga contaminación del emplazamiento. Depende fundamentalmente de la definición hidrogeológica del medio, del diseño de la barrera y del mantenimiento continuo que requiere.

Los principales costes de la técnica se refieren a la instalación de pozos y equipos de bombeo, y el mantenimiento de éstos, que incluye los costes de tratamiento del agua, de vertido, de energía para alimentar el sistema de bombeo, etc.

Particularidades

En esta técnica son de aplicar las mismas observaciones que se hicieron para el sistema de bombeo y tratamiento. Es fundamental asegurar que el funcionamiento del sistema de barrera hidráulica es continuo y que no sufre paradas. Si no es así en el momento en el que se para, deja de ser efectivo y los contaminantes pueden atravesar la barrera.

Es preciso realizar una buena caracterización previa y un muy buen conocimiento hidrodinámico del medio que permita prever el funcionamiento del subsuelo frente a una actuación muy prolongada en el tiempo.

Hay que evaluar la posibilidad de que aparezcan problemas de asentamientos debidos a una desaturación prolongada del terreno en la zona de influencia de la barrera.

No es un sistema de remediación, por lo que deberá permanecer activa hasta que no se actúe sobre los focos de contaminación y se asegure que a la propia barrera hidráulica no llegan contaminantes. Esto implica plazos de actuación sin fecha de finalización.

El agua extraída puede necesitar tratamiento previo a su vertido que es necesario evaluar en el coste total de la actuación.

6.3.2. Pantallas de contención

Principio de acción

Las pantallas de contención constituyen dispositivos físicos pasivos que persiguen el confinamiento vertical de los suelos y/o las aguas subterráneas contaminadas. En ocasiones se utilizan como técnica complementaria de otras tecnologías, generalmente bombeo de agua.

Las soluciones constructivas más frecuentes son las siguientes:

- *Muro pantalla*: se basa en la excavación en el suelo de una zanja profunda a lo largo de la alineación prevista, para posteriormente rellenarla con el material constitutivo del muro pantalla. A este respecto, existen varias alternativas: las más comunes utilizan bien una mezcla de cemento y bentonita (con o sin aditivos), bien hormigón (en masa o armado). En ocasiones estos materiales se complementan con la colocación de láminas sintéticas.
- *Inyección de cemento-bentonita*: se perforan una serie de sondeos siguiendo la alineación prevista hasta la profundidad deseada y se rellenan con una lechada de cemento o cemento-bentonita inyectada a presión, con lo cual se conforma una familia de pilotes. Debe complementarse con una inyección adicional de lechada que penetre en el suelo existente entre los pilotes hasta conformar una pantalla subterránea continua.
- *Tablestacado metálico*: está compuesto por una sucesión de perfiles de acero con sección en forma de U o Z, que se hincan en el suelo en posición vertical siguiendo la alineación prevista. Los perfiles consecutivos se enlazan entre si aprovechando la forma de sus alas. Debe procederse a sellar el espacio que queda entre dos alas consecutivas, para lo cual se

puede utilizar una lechada de cemento-bentonita inyectada o cordones de sellado a base de poliuretano. El tablestacado debe anclarse en una base impermeable (natural o creada mediante un sellado profundo).

La figura 34 muestra una imagen esquemática de esta técnica. Además, en el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 9).



Figura 34: Esquema de una barrera de contención

Ámbito de aplicación

La construcción de muros pantalla está indicada para suelos granulares, aunque si la presencia de gruesos (bolos, gravas) es significativa, pueden producirse dificultades para acometer la excavación. Las profundidades que se pueden alcanzar dependen mucho de la maquinaria de excavación utilizada, pudiéndose sobrepasar incluso los 100 metros. La garantía de contención está estrechamente ligada a la composición de los materiales constitutivos (mezcla cemento-bentonita, aditivos) y a la calidad de la ejecución; a este respecto, el control de la composición en profundidad es un factor clave. Aunque la aplicación de esta técnica no está limitada por la tipología de la contaminación, se deben tener en cuenta los contaminantes presentes en el suelo a la hora de decidir la composición de la mezcla cemento-bentonita, ya que los compuestos orgánicos pueden afectar negativamente a la misma, utilizándose aditivos para modificar las características de las barreras.

La aplicación de inyecciones está limitada a suelos granulares. Debido a las afecciones que el procedimiento constructivo puede tener en las cimentaciones de edificios próximos, se recomienda no utilizar esta técnica a menos de 5 metros de distancia de edificios si la profundidad de pantalla va a ser superior a 3 metros. La garantía de contención disminuye cuanto mayor es la profundidad de los pilotes (desviaciones de la vertical, fracturas, incertidumbres en la eficacia de la inyección entre pilotes, etc.). En estructuras de contención permanentes, debe tenerse en cuenta la posible agresividad de los contaminantes del suelo y de las aguas a los materiales constitutivos de las pantallas.

Cuando se utiliza el tablestacado metálico para confinar suelo contaminado, la profundidad máxima que se puede alcanzar es de unos 30 metros, aunque este valor depende también del tipo de suelo (por ejemplo, en suelos arenosos gruesos, se recomienda no exceder los 20 metros). La necesidad de hincar o empujar las tablestacas hace que esta técnica sólo sea aplicable para suelos granulares no muy compactos; en presencia de objetos enterrados la colocación de las tablestacas puede ser complicada. Si existen edificios próximos, éstos se pueden ver afectados por las vibraciones inducidas durante la colocación de las tablestacas. Por ello, se recomienda dejar una distancia de entre 5 y 25 metros entre la alineación del tablestacado y los edificios más próximos.

Efectividad

Al tratarse de soluciones de contención, no se produce ninguna reducción en las concentraciones de contaminantes.

Los rendimientos que se pueden conseguir en la construcción de muros pantalla dependen en gran medida del tipo de suelo y de la profundidad del muro. Un factor a tener en cuenta es el tiempo que se precisa para el fraguado de los materiales constitutivos del muro que, en función de las dosificaciones y aditivos, suele variar entre una semana y un mes.

Los rendimientos que se pueden conseguir con el tablestacado metálico dependen mucho de las profundidades, limitaciones de espacio de maniobra en el emplazamiento y, sobre todo, del tipo de suelo. Con buenos materiales y una ejecución cuidadosa, la vida útil de un tablestacado metálico puede alcanzar los 50 años, en condiciones ambientales normales. Un aspecto crucial a este respecto es la posible corrosión del acero como consecuencia del contacto con las aguas subterráneas o con los contaminantes del suelo y/o las aguas. Salvo condiciones excepcionales (ambientes muy corrosivos o contaminantes muy agresivos), la protección que incorporan de fábrica las tablestacas metálicas (revestimientos o protección catódica) es suficiente para garantizar una larga vida útil. En caso de considerarse preciso, las tablestacas se pueden someter a tratamientos especiales de protección (por ejemplo, recubrimiento con una capa de poliuretano).

Particularidades

Es necesario evaluar el efecto que en el flujo subterráneo puede causar una barrera física. No va a impedir que el agua subterránea siga fluyendo, simplemente redirige el flujo hacia otras zonas.

La construcción de barreras físicas puede estar limitado por cuestiones de espacio para maniobrar, infraestructuras subterráneas que obliguen a dejar zonas sin cerrar, problemas de afección a edificios o muros, etc.

Las barreras físicas se deben controlar con sistemas de monitorización que permitan evaluar su eficacia. Además, es necesario en muchos casos complementarlas con sistemas de bombeo, a los que son aplicables los comentarios realizados en el apartado correspondiente a barreras hidráulicas.

6.4 OTRAS TECNOLOGÍAS

Se incluye en este epígrafe y se diferencia de las tecnologías anteriormente descritas la solución denominada habitualmente “*Atenuación natural monitorizada*” que, si bien, consigue una disminución de las concentraciones de contaminantes en suelos y/o aguas subterráneas, lo hace sin intervenciones antrópicas significativas. Por ello, se la puede considerar como una no-tecnología, aunque de suficiente interés para resolver ciertos casos de contaminación en emplazamientos objeto de esta guía.

6.4.1. Atenuación natural monitorizada

Principio de acción

El término atenuación natural se refiere a la reducción observada en las concentraciones de contaminantes durante la migración de un penacho de contaminación a través del medio. Esta reducción se debe a la combinación de una serie de procesos naturales (dilución, volatilización, biodegradación, adsorción y transformación química) que se dan en el subsuelo y que en ocasiones derivan en una reducción de las concentraciones de los contaminantes hasta niveles aceptables.

En general, para los hidrocarburos derivados del petróleo, la biodegradación es el mecanismo de atenuación natural más importante, siendo el proceso predominante en la reducción de la concentración de los mismos.

Esta opción requiere modelización y evaluación de las tasas de degradación y sus rutas y la predicción de la concentración de sustancias contaminantes en puntos receptores aguas abajo, especialmente cuando la pluma aún continúa migrando. El primer objetivo de la modelización del emplazamiento es demostrar que los procesos naturales de degradación reducirán las concentraciones de contaminantes por debajo de los niveles estándares de riesgo. El control se debe realizar mediante muestreos periódicos a largo plazo durante todo el proceso para confirmar que las tasas de degradación son suficientemente elevadas de cara a cumplir con los objetivos fijados.

Otro de los componentes importantes que debe contemplar esta técnica es la realización de un plan de contingencias, cuyo objetivo es definir las actuaciones a realizar en el caso en el que la atenuación natural monitorizada no resulte eficaz, o se detecten riesgos ambientales no admisibles.

En el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 10).

Ámbito de aplicación

Los contaminantes que se pueden tratar mediante esta técnica son los compuestos volátiles y semivolátiles no halogenados, así como los hidrocarburos derivados del petróleo. Estos últimos son, en general, biodegradables, independientemente de su peso molecular, siempre y cuando los

microorganismos presentes en el suelo tengan un suministro adecuado de nutrientes, aceptores de electrones, y no vean inhibida su actividad biológica por la presencia de sustancias tóxicas.

En los hidrocarburos pesados, menos volátiles y solubles, el mecanismo primario de eliminación es la biodegradación, por delante de la volatilización. En todo caso, la biodegradación se da más lentamente que en los hidrocarburos ligeros.

Los compuestos volátiles y semivolátiles halogenados también pueden ser atenuados de forma natural, si bien la reducción suele ser más lenta y los resultados sólo son apreciables en ciertos contaminantes particulares. En este caso, es preciso controlar adecuadamente el proceso de degradación, ya que algunos de los compuestos finales son más tóxicos que los compuestos de origen, tal como es el caso en la degradación del tricloroetileno y el percloroetileno que generan cloruro de vinilo, un compuesto mucho más tóxico y persistente (ver apartado 4.5).

La atenuación natural no debe utilizarse cuando se da alguna de las siguientes circunstancias:

- Existen potenciales receptores en el entorno del emplazamiento que se estima pueden alcanzar los contaminantes en concentraciones que impliquen riesgo antes de degradarse por mecanismos naturales.
- Existe la posibilidad de que la migración de los contaminantes los disperse en un ámbito espacial amplio antes de degradarse. Esto puede ocurrir en suelos muy permeables o fracturados. Se recomienda evitar el uso aislado de la atenuación natural en suelos con conductividades hidráulicas superiores a 10^{-6} m/s.
- Existen focos de contaminación del subsuelo activos, tal como puede ser considerada la existencia de producto en fase libre.

En la práctica, casi siempre la atenuación natural complementa a sistemas de recuperación activos. Sólo en casos en que los riesgos evaluados de partida sean aceptables, y siempre que se den las circunstancias antes descritas, cabe plantear ésta como única medida de recuperación de un emplazamiento.

En comparación con otras técnicas tiene las siguientes ventajas:

- Escasa generación de residuos.
- Es poco intrusiva, ya que necesita menos estructuras superficiales.
- Puede ser aplicada a todas las zonas del emplazamiento, dependiendo de las condiciones de éste y de los objetivos fijados en la remediación.
- Puede ser utilizada junto a otras medidas.

Efectividad

A pesar de que se haya comprobado que concurren los rangos óptimos de todos los parámetros necesarios para garantizar una buena biodegradación natural, siempre se debe considerar previamente a la implantación del programa la posible existencia de otros factores, como es la cercanía de potenciales receptores sensibles, que pueden hacer inviable la aplicación de esta técnica como alternativa de actuación aceptable por sí sola.

Plazos de tratamiento

La atenuación natural requiere plazos mucho más largos que los métodos activos para conseguir las mismas concentraciones residuales, en especial cuando los contaminantes implicados son hidrocarburos pesados. Se trata de un plan de actuación cuya implantación puede alargarse durante varios años.

6.4.2. Biorremediación estimulada

Principio de acción

Esta metodología es muy similar a la atenuación natural monitorizada. La diferencia consiste en que en este caso se añaden aditivos al subsuelo que favorecen y aceleran los procesos naturales que provocan una reducción de las concentraciones de los contaminantes.

Los aditivos que se añaden pueden ser agentes oxidantes que crean condiciones aerobias en el subsuelo, enzimas, poblaciones bacterianas, nutrientes, etc., que suplen las carencias detectadas en la etapa de evaluación de la técnica, o aceleran los procesos naturales.

La inyección de aditivos en el subsuelo puede realizarse de forma continua o en episodios (una vez cada mes o una vez cada tres meses, etc.).

Los requerimientos de evaluación son similares a los de la atenuación natural monitorizada, es decir, modelización y evaluación de las tasas de degradación y sus rutas y la predicción de la concentración de sustancias contaminantes en puntos receptores aguas abajo, especialmente cuando la pluma aún continúa migrando.

A lo largo de la duración del proyecto es necesario un seguimiento de los parámetros de control (nutrientes, aceptores de electrones, colonias de microorganismos, etc.) que permitan evaluar si éstos están dentro de rango o por el contrario es necesario establecer un programa de adición periódica de estos elementos en función de su agotamiento.

En el Anexo VI se presenta la correspondiente ficha técnica (ficha nº 10).

Ámbito de aplicación

Los contaminantes que se pueden tratar mediante esta técnica son los compuestos volátiles y semivolátiles no halogenados, así como los hidrocarburos derivados del petróleo. Estos últimos

son, en general, biodegradables, independientemente de su peso molecular, siempre y cuando los microorganismos presentes en el suelo tengan un suministro adecuado de nutrientes y no vean inhibida su actividad biológica por la presencia de sustancias tóxicas.

Los compuestos volátiles y semivolátiles halogenados también pueden ser atenuados de forma natural, si bien la efectividad suele ser mucho menor y los resultados sólo son apreciables en ciertos contaminantes particulares. En este caso, es preciso controlar adecuadamente el proceso de degradación, ya que algunos de los compuestos finales son más tóxicos que los compuestos origen.

La biorremediación estimulada no debe utilizarse cuando se da alguna de las siguientes circunstancias:

- Existen potenciales receptores en el entorno del emplazamiento que se estima pueden alcanzar los contaminantes antes de degradarse por mecanismos naturales.
- Existe la posibilidad de que la migración de los contaminantes los disperse en un ámbito espacial amplio antes de degradarse. Esto puede ocurrir en suelos muy permeables o fracturados. Se recomienda evitar el uso aislado de la biorremediación natural en suelos con conductividades hidráulicas superiores a 10^{-6} m/s.
- Existen focos de contaminación del subsuelo activos.

En la práctica, casi siempre se utiliza esta tecnología como mecanismo complementario de un sistema de recuperación activo, generalmente en su etapa final.

Efectividad

Una vez que se haya comprobado que concurren los rangos óptimos de todos los parámetros necesarios para garantizar una buena biodegradación natural, siempre se debe hacer una evaluación detallada de cada caso que permita determinar la viabilidad y efectividad de esta solución.

Plazos de tratamiento

Esta técnica requiere plazos mucho más cortos que la atenuación natural monitorizada, pero que en todo caso son largos, superando en general un año.

6.5 EVALUACIÓN COMPARADA DE TECNOLOGÍAS

A efecto de resumen de lo descrito anteriormente, la tabla 11 resume las características más relevantes de las tecnologías antes descritas. Conviene no olvidar que independientemente de lo dicho en este capítulo, finalmente la decisión sobre la técnica de saneamiento a aplicar se debe basar en una evaluación detallada de cada caso y en el criterio *experto* y la experiencia acumulada.

TÉCNICA	PRINCIPIO DE ACCIÓN	MEDIO	APLICACIÓN PRINCIPAL	PRINCIPALES LIMITACIONES	EFFECTIVIDAD	PARTICULARIDADES
Extracción de aire del suelo / Bioventilación	Extracción de vapores mediante vacío en zona no saturada / Incremento de la actividad biológica debido al flujo de aire	Suelo	COVs, SCOVs / Compuestos orgánicos biodegradables	<ul style="list-style-type: none"> - Compuestos de baja volatilidad - Suelos poco permeables o estratificados - Alto contenido en humedad - Nivel freático somero 	95% en condiciones óptimas	<ul style="list-style-type: none"> - Potencial explosividad gases de salida - Poco mantenimiento - Alto consumo eléctrico de los sistemas y elevado nivel sonoro
Sparging	Inyección de corriente de aire en zona saturada (desorción + volatilización)	Suelo y agua subterránea	COVs, incluyendo compuestos clorados	<ul style="list-style-type: none"> - Compuestos de baja volatilidad - Suelos poco permeables o estratificados - Presencia de fase libre - Acuíferos confinados - Altas concentraciones de Fe²⁺ - Condiciones hidrodinámicas del subsuelo 	>85% de reducción	<ul style="list-style-type: none"> - No aplicar cerca del límite de la instalación, - Combinar con barrera hidráulica - Evitar acumulación de vapores extraídos - Requiere poco mantenimiento - Alto consumo eléctrico de los sistemas y elevado nivel sonoro
Bombeo y tratamiento de aguas subterráneas	Extracción del agua subterránea y/o producto libre y tratamiento posterior en superficie dependiendo del tipo de contaminante	Agua subterránea y producto libre	En principio no está limitada por la tipología de la contaminación	<ul style="list-style-type: none"> - Baja permeabilidad del terreno - Imposibilidad de eliminar el producto libre sobrenadante - Adsorción de los contaminantes al suelo - En el caso de producto libre, será imposible extraer el 100% del mismo 	Depende de la tecnología aplicada para la de depuración de las aguas subterráneas	<ul style="list-style-type: none"> - Límite de vertido de aguas residuales - Elevado nivel de control y mantenimiento - Adecuada construcción de pozos de extracción
Extracción multifase (Bioslurping)	Extracción de la contaminación mediante vacío / Incremento de la actividad biológica debido al flujo de aire	Suelo, agua subterránea y producto libre	Hidrocarburos	<ul style="list-style-type: none"> - Compuestos de baja volatilidad - Suelos estratificados - Nivel freático inferior a 9 m - No apto para compuestos clorados 	No hay datos	<ul style="list-style-type: none"> - Elevado nivel de control y mantenimiento - Elevado consumo energético - Complejidad de máquinas - Control de explosividad

Tabla 11: Resumen de las características de las técnicas de saneamiento (1 de 3)

TÉCNICA	PRINCIPIO DE ACCIÓN	MEDIO	APLICACIÓN PRINCIPAL	PRINCIPALES LIMITACIONES	EFFECTIVIDAD	PARTICULARIDADES
Landfarming	Incremento de la actividad biológica mediante excavación y adición de O ₂ con nutrientes	Suelo	Compuestos orgánicos biodegradables	<ul style="list-style-type: none"> - Concentraciones de HC > 50.000 ppm - Concentraciones de metales > 2.500 ppm - Suelos poco permeables - Contenido de humedad <40% o >85% - pH fuera del rango 6-8 - Tª < 10 °C o > 45 °C 	Entre 80% para hidrocarburos pesados y 99% para hidrocarburos ligeros	<ul style="list-style-type: none"> - Valorar la climatología local (humedad y temperatura) - Control periódico de condiciones físicas y biológicas del suelo - Control de olores - Potencial tratamiento de lixiviados
Biopilas	Incremento de la actividad biológica mediante excavación y adición de O ₂ con nutrientes) + Extracción de compuestos más volátiles	Suelo	Compuestos orgánicos biodegradables	<ul style="list-style-type: none"> - Concentraciones de HC > 50.000 ppm - Concentraciones de metales > 2.500 ppm - Suelos poco permeables - Contenido de humedad <40% o >85% - pH fuera del rango 6-8 - Tª < 10 °C o > 45 °C 	Entre 80% para hidrocarburos pesados y 97% para hidrocarburos ligeros	<ul style="list-style-type: none"> - Construcción de biopilas y control de los suelos más complicado que en el <i>landfarming</i> - Control de olores - Mayor riesgo de dejar zonas de la biopila sin tratamiento eficaz
Compostaje	Degradación de compuestos orgánicos mediante microorganismos	Suelo	Hidrocarburos pesados	<ul style="list-style-type: none"> - Concentraciones de HC > 50.000 ppm - Concentraciones de metales > 2.500 ppm - Suelos poco permeables - Contenido de humedad <40% o >85% - pH fuera del rango 6-8 - Tª < 10 °C o > 45 °C 	Aceptable para fracción pesada	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere remover el suelo periódicamente - Potencial generación de olores
Desorción térmica	Excavación y aplicación de calor (volatilización y desorción)	Suelo	Compuestos orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> - Suelos con alto contenido húmico y/o arcilloso 	Habitualmente un 95%	<ul style="list-style-type: none"> - Rentable a partir de un volumen de suelo considerable

Tabla 11: Resumen de las características de las técnicas de saneamiento (2 de 3)

TÉCNICA	PRINCIPIO DE ACCIÓN	MEDIO	APLICACIÓN PRINCIPAL	PRINCIPALES LIMITACIONES	EFFECTIVIDAD	PARTICULARIDADES
Pantallas o barreras hidráulicas	Extracción del agua subterránea como medida de contención, para evitar la migración de los contaminantes	Agua subterránea	En principio no está limitada por la tipología de la contaminación	<ul style="list-style-type: none"> - Baja permeabilidad del terreno puede implicar la necesidad de un gran número de pozos de extracción 	Efectivas para el control de la contaminación, aunque esta no se reduce si no se combina con tratamiento en superficie	<ul style="list-style-type: none"> - Conocimiento hidrodinámico minucioso del medio - Esfuerzo de mantenimiento y vigilancia, funcionamiento continuo - Conviene reinyectar el agua
Pantallas de contención	Confinamiento vertical de las aguas subterráneas contaminadas	Agua subterránea	En principio no está limitada por la tipología de la contaminación	<ul style="list-style-type: none"> - Contaminantes que afectan negativamente a la pantalla - Suelos no granulares - Grandes profundidades 	<p>No hay reducción de la contaminación. Difícil de garantizar la estanqueidad completa de la barrera, sobre todo a largo plazo</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Evaluar si el agua subterránea puede sobrepasar la barrera, por lo que requieren combinación con bombeo - Limitación de espacio para maniobrar, infraestructuras subterráneas - Requieren control por monitorización
Atenuación natural monitorizada	Procesos naturales de dilución, volatilización, biodegradación, adsorción y reacciones químicas en el subsuelo	Suelo y agua subterránea	Hidrocarburos derivados del petróleo. Compuestos volátiles y semivolátiles no halogenados	<ul style="list-style-type: none"> - Menos eficaz con compuestos halogenados - Presencia de fase libre - Potenciales receptores en las proximidades - Posibilidad de migración de la contaminación 	Variable y a largo plazo	<ul style="list-style-type: none"> - Se requiere un estudio previo pormenorizado de la viabilidad del sistema y un control periódico posterior sobre la evolución de la contaminación
Biorremediación estimulada	Fomento de los procesos naturales de degradación mediante aditivos	Suelo y agua subterránea	Hidrocarburos derivados del petróleo. Compuestos volátiles y semivolátiles no halogenados	<ul style="list-style-type: none"> - Menos eficaz con compuestos halogenados - Presencia de fase libre - Potenciales receptores en las proximidades - Posibilidad de migración de la contaminación 	Variable y a medio plazo	<ul style="list-style-type: none"> - Se requiere un estudio previo pormenorizado de la viabilidad del sistema y un control periódico posterior sobre la evolución de la contaminación

Tabla 11: Resumen de las características de las técnicas de saneamiento (3 de 3)

7. PREVENCIÓN Y DETECCIÓN DE FUGAS

7.1 SITUACIÓN NORMATIVA EUROPEA

Existe un proyecto de Norma Europea prEn 13160, sobre “Sistemas de detección de fugas” preparado por el Comité Técnico CEN/TC 221. Este documento consta de siete partes:

- **Parte 1:** Principios generales.
- **Parte 2:** Sistemas de presión y vacío.
- **Parte 3:** Sistemas líquidos.
- **Parte 4:** Sistemas de sensor de líquido y/o vapor para uso en contenedores de derrames.
- **Parte 5:** Sistemas de fugas por medidas de tanques.
- **Parte 6:** Sensores en tubos buzo.
- **Parte 7:** Requisitos generales y métodos de prueba para espacios intersticiales, recubrimientos de protección de fugas y cubiertas de protección de fugas.

Esta norma especifica los principios generales para sistemas de detección de fugas para uso con tanques de doble pared, tanques de pared simple y tuberías diseñadas para fluidos contaminantes del agua.

7.2 POSIBLES MEDIDAS DE CONTROL Y CONTENCIÓN

7.2.1. Introducción

Las distintas medidas de control para prevenir los derrames asociados a los tanques de almacenamiento subterráneos se pueden dividir en dos grandes grupos:

- Medios de contención; y
- Sistemas de detección de fugas.

A continuación se tratan por separado ambos grupos. La idea es presentar una relación de este tipo de equipos sin entrar a evaluar los pormenores técnicos específicos de cada uno de ellos, ya que esos aspectos exceden el alcance de esta guía. En todo caso, este tipo de detalles puede ser comprobado con los fabricantes o suministradores de las empresas especializadas en este campo. En algunos casos se han incluido imágenes de los dispositivos indicados de cara a facilitar para el lector la comprensión de la materia tratada.

7.2.2. Medios de Contención

Las características más relevantes de los medios de contención de cara a valorar el potencial de liberación de contaminantes son las siguientes:

- Material constructivo del tanque y tipo de contención.
 - Pared Simple: acero, poliéster reforzado con fibra de vidrio (PRFV);
 - Doble Pared: acero-acero, acero-PRFV, acero-polietileno de alta densidad, PRFV-PRFV;
 - Presencia de cubeto de contención.

Es evidente que existe un mayor riesgo de fuga cuando se trata de un tanque con pared simple en vez de pared doble. Por otra parte, la existencia de una doble pared o la presencia de un cubeto de contención posibilitará el control del líquido fugado antes de que este pueda generar un daño ambiental.

Respecto a los diferentes materiales de construcción, una ventaja de los tanques de fibra de vidrio o polietileno respecto a los metálicos es que los primeros no son objeto de corrosión debido a las posibles características corrosivas del suelo en el que éste se instala, por ejemplo cuando la concentración de sulfatos es elevada.

- Protección del tanque contra la corrosión.
 - Interna: revestimiento del tanque; imprimación (figura 35).



Figura 35: Imprimación interna de un tanque

La aplicación interna de un producto protector en un tanque metálico sirve para proteger la pared interior del mismo de la corrosión interna en caso de que ese tanque empiece a acumular restos de agua. Sin embargo, no excluye los posibles efectos corrosivos desde fuera en caso de que el tanque sea metálico. En caso de existir este tipo de protección, se debería comprobar el estado de la misma periódicamente, por ejemplo cuando se hacen las pruebas de estanqueidad exigidas legalmente.

- Externa: imprimación, protección catódica (en suelos corrosivos).

Las Instrucciones Técnicas Complementarias (ITCs) MI-IP02, MI-IP03 y MI-IP04, establecen a través de las normas UNE correspondientes, UNE-62350-1 y UNE-62350-2, que el conjunto de toda la superficie exterior de los depósitos metálicos subterráneos estará protegida contra la corrosión por un revestimiento de calidad y espesor adecuado al lugar y condiciones de su instalación. Este revestimiento será:

- ✓ Tener un espesor mínimo de 600 μm .
- ✓ Deberá resistir el ensayo de 15 KV de tensión de perforación con corriente continua, de acuerdo con las Normas UNE-En 60243-1 y UNE 21316-2.
- ✓ Ser resistente a los derrames de los productos almacenados.

En cuanto a la protección catódica, existen dos tipos, mediante ánodo de sacrificio y corrientes impresas.

Los ánodos de sacrificio (figura 36) se colocan sobre la pared exterior del tanque. Estos dispositivos están compuestos de un metal más anódico que el acero, tal como el magnesio, el zinc o el aluminio, por lo que sufren los efectos corrosivos del suelo en mayor medida que el acero y, por tanto, concentran el deterioro que el entorno puede generar sobre el tanque.

El funcionamiento eficaz del ánodo de sacrificio debe ser comprobado periódicamente mediante mediciones de las corrientes eléctricas existentes entre el tanque y el terreno, por ejemplo 6 meses después de la instalación y posteriormente al menos cada 3 años. Además, antes de la instalación del ánodo se deben comprobar todas las características del terreno, por ejemplo la salinidad del suelo, la humedad, etc. que pueden influir en la vida útil del mismo, de tal forma que exista una garantía sobre el periodo mínimo de protección. Una vez transcurrido este periodo deberá ser renovado todo el sistema de protección catódica.



Figura 36: Protección catódica mediante ánodo de sacrificio (dibujo y ejemplo real)

Un sistema de corriente impresa aplica un cuadro rectificador (unidad central de potencia) para establecer una corriente eléctrica a través de ánodos al tanque o a las tuberías subterráneas de tal forma que se consigue una protección contra la corrosión (figura 37). El acero del tanque queda protegido al ser superior la corriente eléctrica que fluye hacia el acero que la corriente corrosiva que fluye en dirección contraria. En este caso hay que controlar que el rectificador está en todo momento activado.

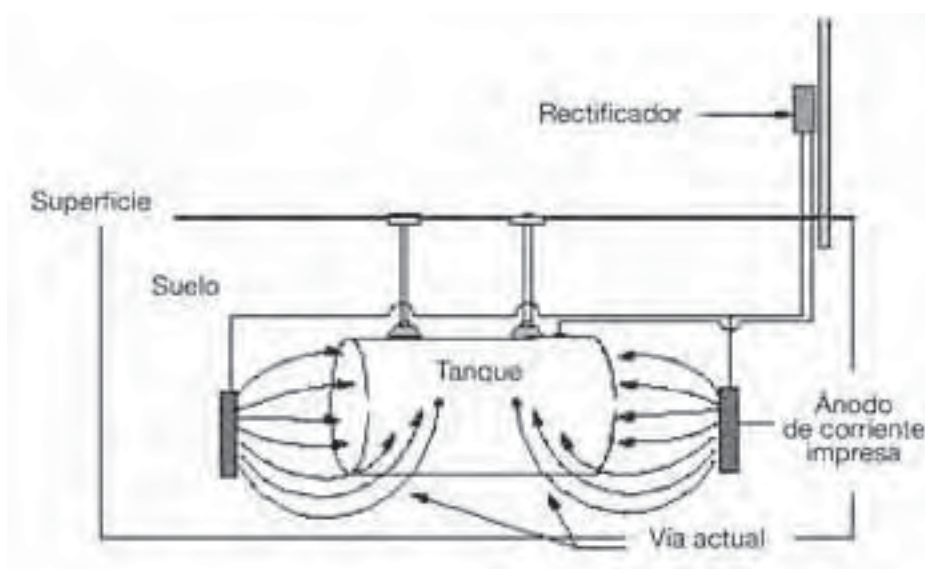


Figura 37: Protección catódica mediante corrientes impresas

- Disposición del tanque en el terreno (profundidad de instalación).

Este aspecto tiene varias vertientes. Por una parte, en función de la posible presencia de estratos de suelo corrosivos a cierta profundidad, será importante evaluar el riesgo de corrosión del tanque en caso de que una parte del mismo pueda quedar instalada a la altura de estos niveles. Por otra parte, la presencia de agua subterránea en niveles someros, incluso en contacto con el tanque (figura 38), puede suponer un grado de corrosión elevado si se trata de un tanque metálico. En ambos casos sería más adecuado optar por un tanque de materiales resistentes a la corrosión. Sin embargo, en caso de que el tanque metálico ya esté instalado procede incrementar la frecuencia de las inspecciones.

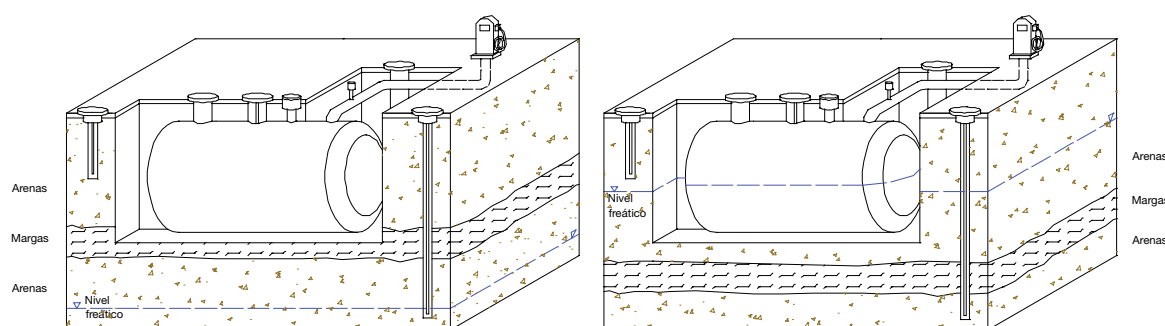


Figura 38: Efecto de la ubicación del tanque respecto a la profundidad del nivel freático

Otros factores relevantes a este respecto pueden ser:

- Uso del tanque: monoproducto o compartimentado.
- Elementos antiderrame en operaciones de carga, tales como:

- Bocas de carga de contención para pequeños derrames.

Se trata de dotar a las bocas de carga de un cubeto de contención para evitar pequeños derrames en las operaciones de llenado de tanques. Dependiendo del fabricante, el derrame puede recogerse por medio de una bomba o de un drenaje (figura 39-A y B).

- Sistemas de parada automática de llenado: actúan disminuyendo gradualmente el caudal de descarga (figura 39 C).
- Flotadores en la línea de venteo: se instalan unos centímetros por debajo del venteo e impiden el llenado cuando el mismo se bloquea (figura 39 D).
- Alarmas de sobrellenado: actúan cuando se alcanza el 90% del volumen del tanque, o bien tras un minuto de rebose en el mismo (figura 39 E).

Todos estos dispositivos requieren de un mantenimiento y control periódico dirigido a garantizar su buen funcionamiento.

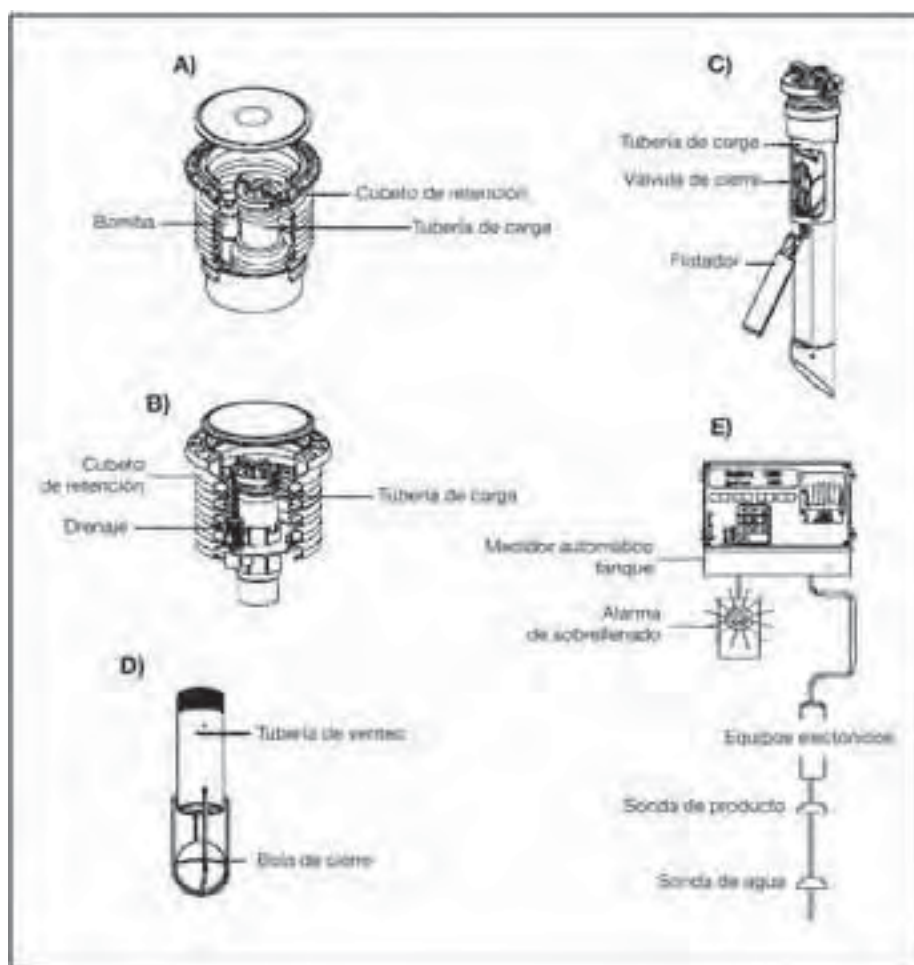


Figura 39: Ejemplos de dispositivos antiderrame. A) Boca de carga dotada de sistema de retención mediante bomba; B) Boca de carga con sistema de retención mediante drenaje; C) Dispositivo de corte automático de llenado; D) Flotador acoplado al venteo; E) Alarma de sobrellenado

7.2.3. Sistemas de detección de fugas

Existen otras medidas que, si bien no impiden la liberación de contaminantes al medio, facilitan una rápida detección de las mismas, permitiendo la actuación antes de que la migración alcance grandes proporciones. Entre dichas medidas, las más comunes son las siguientes:

- Pruebas de estanqueidad de tanques y tuberías; estas pruebas deberán ser realizadas al menos de acuerdo con la frecuencia establecida para cada uso por la legislación vigente. Además, deberán llevarse a cabo después de cualquier modificación de las instalaciones subterráneas en torno al tanque, tal como la instalación de nuevas tuberías de carga o el revestimiento interno del tanque, y en caso de haber detectado indicios de fugas de combustibles o disolventes.
- Medición automática de producto / Reconciliación de ventas-stocks. La reconciliación de ventas-stocks se puede hacer de forma automática, mediante equipos de medición en continuo, y manual, mediante la medición de las existencias de producto existentes en el tanque, la comparación con las entradas y salidas de producto del tanque y el cálculo mediante unos formatos de los posibles desajustes. En el Anexo IV se desarrolla este concepto de acuerdo con metodologías propuestas por la EPA.
- Control de la zona intersticial (cámara intersticial o tubo buzo) en casos de doble contención (figura 40). Los dispositivos de control, electrónicos o manuales, deben ser controlados periódicamente. La legislación vigente dispone una comprobación semanal de la existencia o no de combustible en el tubo buzo, mientras que el Ministerio de Ciencia y Tecnología ha establecido criterios para las pruebas de autoverificación del sistema automático y permanente de control de fugas.
- Detección de vapores en el terreno (figura 40). Se puede hacer manualmente, en cuyo caso se deberá adoptar una frecuencia de control adecuada, por ejemplo semanal, o mediante equipos de control en continuo.

La figura 40 ilustra los conceptos del tubo buzo dentro de un cubeto estanco y del dispositivo de control de vapores orgánicos. El cubeto estanco provisto de tubo buzo es útil para todo tipo combustibles y disolventes, mientras que el dispositivo de control de vapores orgánicos es a priori útil para combustibles ligeros, tipo gasolina y keroseno o disolventes.



Figura 40: Esquema de los conceptos del tubo buzo dentro de un cubeto (izquierda) y la detección de vapores orgánicos en el subsuelo (derecha)

La figura 41 muestra una ejemplo típico de sonda para la captación de vapores orgánicos en el subsuelo.



Figura 41: Ejemplo de sondas para la captación de vapores orgánicos en el subsuelo

- Detección de presencia de producto en aguas subterráneas (pozos de control).

La figura 42 ilustra este concepto que se concreta en la instalación de una serie de pozos de control preferentemente aguas abajo del tanque subterráneo. Para ser efectivo, el tramo ranurado del pozo deberá prolongarse por encima del nivel freático más elevado, siendo la altura recomendada 0,5 m. De esta forma se garantizará el control efectivo del producto ya que si el tramo ranurado se encontrase bajo el nivel freático, se imposibilitaría la entrada del producto perdido al pozo. Por contra, si este tramo sobresale en más de 0,5 m por encima del nivel freático, el propio pozo se puede convertir en una vía de migración preferencial para el producto liberado, ya que sería más fácil la entrada al mismo desde niveles de suelo superiores.

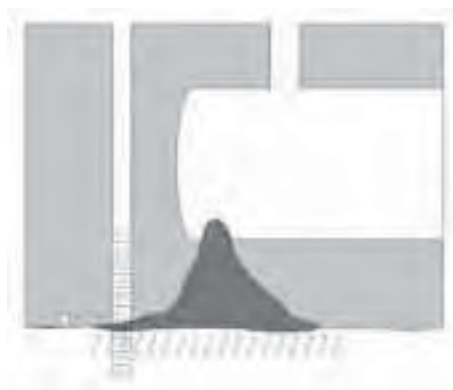


Figura 42: Esquema del concepto del pozo de control para la detección de la presencia de producto en fase libre sobrenadante

Se recomienda hacer controles periódicos de producto libre en los pozos de control, preferentemente mediante sonda de interfase.

La figura 43 muestra un esquema de construcción de un pozo de control, adecuado para controlar hidrocarburos con densidad inferior a la del agua.

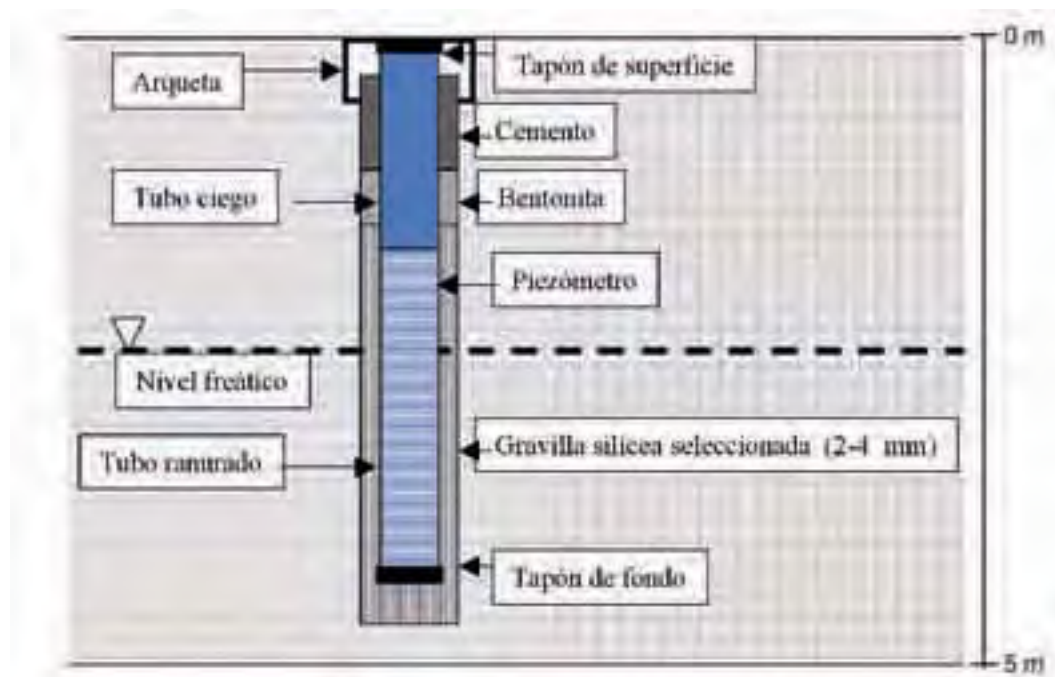


Figura 43: Esquema típico de un pozo de control

La figura 44 muestra un piezómetro *multinivel*, adecuado para el eficaz control de un penacho de agua subterránea contaminada con disolventes clorados y la posible detección de fase tipo DNAPL en el tramo inferior del acuífero. Cada pozo controla una sección distinta del acuífero al tener el tramo ranurado a distinta profundidad y estar éste aislado mediante un tapón de bentonita adecuado. El número de pozos a instalar en un caso concreto, así como las secciones del acuífero a controlar deberá ser decidido caso por caso en función de distintas variables, tal como el espesor de nivel saturado, el espacio disponible, la geología local, etc.

En el caso presentado en la figura 44 conviene tener en cuenta que de cara a realizar un muestreo representativo de cada una de las secciones del acuífero, el piezómetro deberá ser purgado con un sistema de bajo caudal que no mezcle el agua de los distintos niveles, por ejemplo, mediante una bomba peristáltica.

Este tipo de pozos en serie suele ser instalado igualmente para estudiar la afección química que pueden haber sufrido distintos acuíferos superpuestos cuando estos se encuentran separados por niveles impermeables. En estos casos, los tapones de bentonita deberán coincidir con los niveles impermeables del subsuelo.

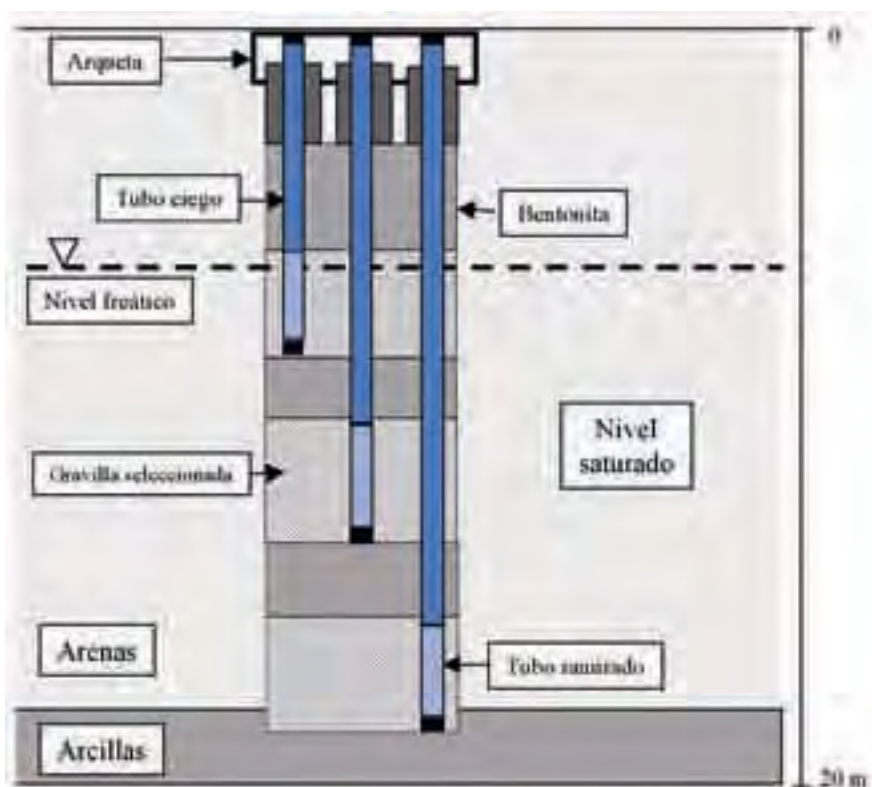


Figura 44: Esquema típico de un piezómetro *multinivel* para disolventes clorados

La figura 45 resume los distintos sistemas de ambos grupos de control y contención de fugas existentes en el mercado.

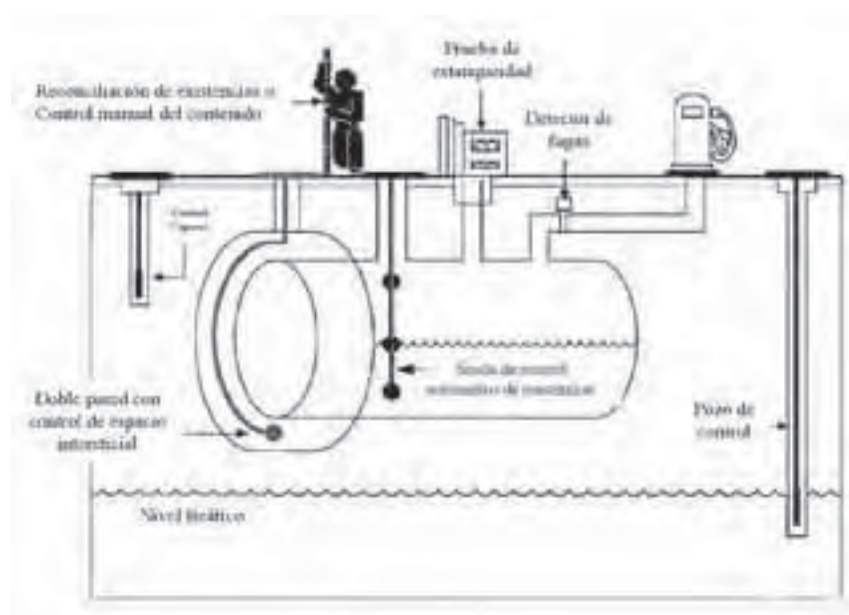


Figura 45: Resumen de las medidas de control presentadas anteriormente; pruebas de estanqueidad, detectores automáticos de fugas en tuberías, reconciliación manual/automática de ventas, control de espacio intersticial (vapores y/o líquidos), instalación de medidores de vapores orgánicos y pozos de control (Fuente: EPA, 1997)

7.3 CRITERIOS PARA LA APLICACIÓN DE MEDIDAS DE CONTROL Y CONTENCIÓN

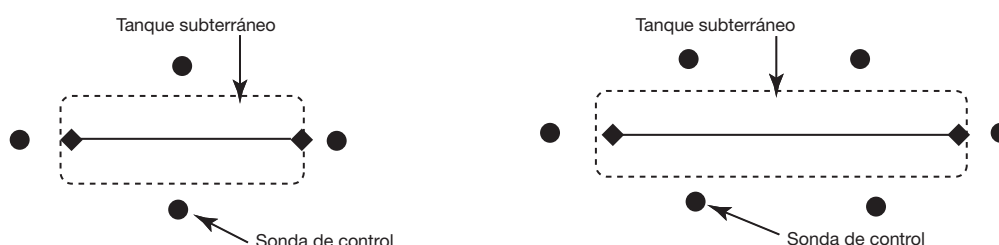
Una vez enumerados y visualizados los distintos equipos de control existentes para la detección y contención de fugas desde tanques subterráneos, conviene establecer una serie de criterios de referencia para que los distintos dispositivos de control de fugas sean aplicados de forma razonada y eficaz de acuerdo con el fin para el que han sido diseñados. Con este objetivo se han elaborado los siguientes cuadros en los que se resume la forma de instalar, mantener y controlar los distintos dispositivos.

Criterios de instalación para una red de control de vapores orgánicos

- Verificar si el tipo de producto almacenado generará vapores orgánicos en el subsuelo, por ejemplo, la red de control procede si se trata de gasolinas o disolventes, pero no si el líquido almacenado consiste en un aceite lubricante.
- Definir el número de tanques a controlar y preestablecer si a través de una sonda se podrán detectar fugas en tanques vecinos. Por ejemplo, si existe un tanque de tolueno al lado de uno de xilenos la sonda instalada entre los dos tanques podrá darnos información sobre el estado de ambos. Las mediciones de control deberán por tanto ser ajustadas al rango de posibilidades, por ejemplo mediante la aplicación de tubos colorimétricos independientes para ambos compuestos.
- Preestablecer la posible existencia de un cubeto de contención, para ubicar las sondas tanto dentro como fuera del mismo.
- Definir la geología en torno a los tanques. En caso de tratarse de materiales porosos, tal como arenas, mejorará la eficacia de la red de control. Si se trata de limos o arcillas conviene incrementar la densidad de sondas de control. Igualmente el tipo de litología, arenosa o arcillosa, favorecerá el uso de las mediciones *activas* o *pasivas* respectivamente.
- Nº de sondas del dispositivo de control. Colocar al menos un dispositivo de control de vapores orgánicos, tipo probe tip clavado en el suelo a un metro de distancia de cada lado del tanque, excepto si éste se encuentra dentro de un cubeto, en cuyo caso una sola sonda puede ser suficiente. La profundidad de la sonda debe ser igualmente de un metro.

En el caso que la longitud del tanque sea superior a los 5 m, se aplicará la fórmula siguiente:

Nº Sondas = Una por cada 5 m de longitud del tanque,

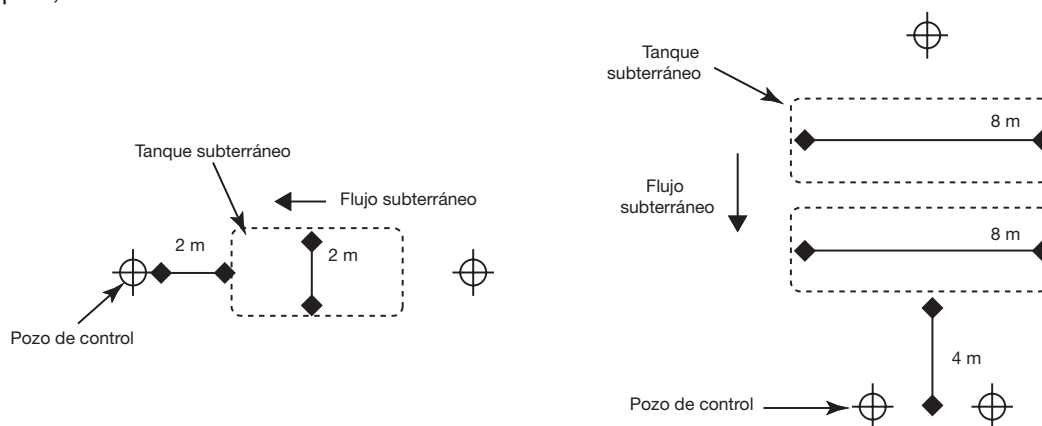


- frecuencia de control. Si no se trata de un dispositivo de control en continuo, se efectuará la medición al menos una vez al mes, salvo que surja alguna emergencia o indicio de fuga. Las mediciones manuales se pueden hacer mediante sondas pasivas o en tiempo real con equipos tipo tubo colorimétrico o fotoionizador (PID). Estos equipos deberán ser revisados periódicamente y estar correctamente calibrados por una empresa especializada.

Criterios de instalación para una red de control de aguas subterráneas

- Evaluar si los tanques se encuentran dentro de cubetos estancos. Si es así, la instalación de un piezómetro aguas abajo del conjunto de tanques puede ser suficiente como medida preventiva.
- Evaluar si el tipo de producto almacenado tiene una densidad superior o inferior a la del agua.
- Estudiar o preestablecer la dirección del flujo subterráneo.
- Definir el nº de tanques a controlar y preestablecer si a través de un pozo de control se podrán detectar fugas en tanques vecinos.
- Definir la geología en torno a los tanques de cara a prever la migración más probable de los combustibles o disolventes en el tramo no saturado del subsuelo.
- Definir la orientación de los tanques respecto a la dirección del flujo subterráneo.
- Los pozos que deban controlar líquidos con densidad inferior a la del agua profundizarán hasta dos metros bajo el nivel freático y tendrán el tramo ranurado desde el fondo hasta medio metro por encima del nivel freático. En el caso de líquidos con densidad superior a la del agua convendría hacer piezómetros *multinivel* que permiten controlar distintos niveles del acuífero independientemente. En todo caso se deberá instalar un pozo que controle los niveles más profundos de la zona saturada.
- La distancia ideal entre el pozo de control y el tanque sería igual a:
 - ⇒ La longitud del tanque en la orientación perpendicular a la dirección del flujo subterráneo (hasta un máximo de 5 m).
- Nº de puntos de control.
 - ⇒ Colocar al menos un pozo de control aguas abajo de cada tanque subterráneo a controlar, cuando éste tenga una longitud inferior a 5 m, salvo que los tanques estén colocados entre sí en línea paralela a la dirección del flujo subterráneo, en cuyo caso el mismo pozo de control puede controlar varios tanques. Instalar un pozo aguas arriba del grupo de tanques.
 - ⇒ Instalar un pozo por cada 5 m de longitud del tanque, en la orientación perpendicular a la dirección del flujo subterráneo (cuando la longitud del tanque en esta orientación sea superior a 5 m).

Ejemplos,



- frecuencia de control. Al menos una vez al mes se medirá el posible producto libre mediante sonda de interfase, salvo que surja alguna emergencia o indicio de fuga. Además, al menos una vez cada 6 meses de tomarán muestras de agua subterránea en cada punto de control para su análisis en laboratorio.

Otros métodos

• Pruebas de estanqueidad del tanque y red de distribución:

⇒ frecuencia: Según legislación (RD 1562/1998, de 17 de julio / ITC MI-IP02 y RD 1523/1999, de 1 de octubre / ITC MI-IP03 / ITC MI-IP04).

ITC MI-IP02: Instalaciones de almacenamiento que tengan como fin la distribución de líquidos petrolíferos a otras instalaciones, una vez cada 5 años para los depósitos que contengan productos de clase B y cada 10 años para los depósitos que contengan productos de la clase C y D.

ITC MI-IP03: Instalaciones de almacenamiento para su consumo en la propia instalación, una vez cada 5 años en tanque con producto y una vez cada 10 años en tanque vacío, limpio y desgasificado, tras examen visual de la superficie interior y medición de espesores.

ITC MI-IP04: Instalaciones para suministro a vehículos, anualmente con producto en el tanque y cada cinco años en tanque vacío, limpio y desgasificado, tras examen visual de la superficie interior y medición de espesores.

De forma general, tras cada reparación de fuga en instalaciones.

⇒ Metodología: La metodología usada debe garantizar la detección de una fuga de 100 ml/h y tiene que estar evaluado con el procedimiento indicado en la norma UNE 53.968.

• Control de la zona intersticial (cámara intersticial o tubo buzo):

⇒ Cámara intersticial: En tanque con doble pared. Control automático según indicaciones del fabricante de la sonda de control.

⇒ Tubo buzo: Dentro de cubeto estanco. Control automático mediante sonda electrónica, o manual mediante sonda de interfase o pasta detectora del líquido almacenado. Control semanal de producto requerido por la ITC MI-IP04.

(Nota: los tanques provistos de estos dispositivos no requieren pruebas de estanqueidad)

• Control de estanqueidad de tuberías enterradas:

⇒ Sistemas electrónicos en continuo. Seguir las indicaciones del fabricante para el mantenimiento y control de funcionamiento.

⇒ Ausencia de sistemas electrónicos en continuo. Pruebas de estanqueidad periódicas cada cinco años.

• Dispositivos antiderrame:

⇒ Limpieza y mantenimiento regular junto a comprobaciones periódicas del funcionamiento según indicaciones del fabricante.

• Reconciliación de ventas y stocks:

⇒ Existe metodología EPA específica referente a este aspecto, según el volumen del tanque y de si éste dispone de un sistema electrónico de control o no. Esta metodología se presenta en el Anexo IV.

8. CRITERIOS PARA LA IMPLANTACIÓN DE NUEVOS TANQUES

8.1 INTRODUCCIÓN

Un objetivo de la presenta Guía es el establecimiento de un procedimiento y una serie de criterios para la planificación y el diseño de las futuras instalaciones con tanques subterráneos cuyo fin sería la reducción de los posibles impactos futuros derivados de estos tanques.

La metodología elegida se basa en la combinación de la definición de la calidad medioambiental existente en el medio en el que está planificada la instalación del tanque, o tanques, con la evaluación de la vulnerabilidad del mismo seguida de la definición de las medidas de control y contención necesarias.

La definición de la calidad ambiental del medio en el que se va a instalar un tanque se hará mediante el llamado “blanco ambiental”. Por otra parte la evaluación de la vulnerabilidad del medio se realizará de acuerdo con la metodología presentada en el Anexo V.

8.2 BLANCO AMBIENTAL

El llamado “*blanco ambiental*” del emplazamiento viene a ser la definición de las condiciones medioambientales del emplazamiento previo a la instalación del tanque, de tal forma que se pueda comprobar el posible cambio de estas condiciones durante la vida útil del tanque.

El resultado del “*blanco ambiental*” servirá, en caso de no detectar contaminación por parte del producto que va a ser almacenado, para evaluar el potencial impacto ambiental generado tras una posible futura fuga desde el tanque subterráneo, o, si por el contrario se detecta que el emplazamiento ya está afectado por el tipo de compuesto químico a almacenar, para matizar ese posible impacto futuro.

Un momento ideal para establecer este blanco ambiental es el momento en el que se realiza el estudio geotécnico necesario para conocer las características del subsuelo en el que se va a colocar el tanque. Los requisitos mínimos del blanco ambiental se definen en el siguiente cuadro.

BLANCO AMBIENTAL

Pasos a seguir:

- Identificar el uso previo del terreno, industrial, agrícola, residencial, etc. de cara a prever la existencia de posible contaminación por hidrocarburos.
- En función de las dimensiones del emplazamiento en el que se va a instalar el tanque subterráneo, proceder al muestreo del suelo y el agua subterránea en cada zona del emplazamiento en la que se instale un grupo de tanques. La estrategia del muestreo seguirá las pautas de *la Guía de toma de muestras (IHOBE, 1998)*.
- Alguno de los puntos de muestreo será realizado mediante un sondeo a rotación con recuperación de testigo e instalación de un pozo de control para conocer la geología existente, así como la calidad de las aguas subterráneas. Como alternativa se pueden realizar calicatas, que, eso sí, deben llegar a una profundidad superior a la que en teoría se colocará la base del tanque. Al menos una de estas calicatas debe profundizar hasta el nivel freático.
- Del testigo del sondeo, o de la pared de la calicata, se tomará una muestra compuesta de suelo si no se observan indicios de contaminación y una muestra más por cada horizonte que se identifique como potencialmente contaminado.
- Dentro del sondeo se instalará tubo piezométrico para poder tomar una muestra de agua representativa. En el caso de una calicata, se puede colocar tubo ranurado previo al cierre de la cata, que permita la toma posterior de una muestra de agua.
- La analítica de las muestras de suelo y agua consistirá en la cuantificación de al menos alguno de los siguientes parámetros, en función del producto a almacenar:
 - ✓ Hidrocarburos totales (C_{10} - C_{40})
 - ✓ Hidrocarburos volátiles (C_6 - C_{12})
 - ✓ BTEX
 - ✓ Hidrocarburos policíclicos aromáticos
 - ✓ El producto que va a ser almacenado en caso de tratarse de un disolvente.
- Además, se establecerán parámetros básicos de la calidad de las aguas subterráneas, tal como el pH y la conductividad, de cara a poder identificar indicios existentes o futuros de afección al medio.

Control posterior:

- En los piezómetros instalados, o en los que se instale posteriormente, se tomará periódicamente, por ejemplo de forma anual, una muestra de agua en cada piezómetro y se comprobará el estado de las aguas subterráneas. En caso de detectar contaminación se puede deducir que se habrá producido igualmente una contaminación de los suelos bajo el tanque en cuestión.

8.3 GRADO DE VULNERABILIDAD DEL MEDIO

En el Anexo V se presenta la metodología para definir el grado de la vulnerabilidad del medio en base a la que se ha elaborado un esquema de medidas de prevención y contención recomendadas. El grado de vulnerabilidad del medio considera los posibles efectos de la contaminación sobre la salud y el medio. De esta forma, cada poseedor de tanques subterráneos puede identificar y evaluar las medidas recomendables para prevenir la contaminación del subsuelo desde éstos y reducir así el riesgo potencial de contaminación a niveles aceptables.

Tal como se indica en el Anexo V, la vulnerabilidad del medio se establece mediante la combinación de los siguientes parámetros:

- Vectores de transferencia; y
- Sujetos a proteger.

Como resultado de la aplicación metodológica se calcula el grado de vulnerabilidad de acuerdo con la siguiente matriz.

Cálculo de la vulnerabilidad		Vectores de transferencia		
		Valor ≤ 11	$11 < \text{Valor} \leq 22$	Valor > 22
Sujetos a proteger	Valor ≤ 6	0,25	0,25	0,5
	$6 < \text{Valor} \leq 12$	0,25	0,5	1
	Valor > 12	0,5	1	1

8.4 DEFINICIÓN DE LOS MEDIOS DE CONTROL O CONTENCIÓN A IMPLANTAR

La tabla 12 presenta una recomendación de medidas de control y contención a aplicar en torno a un tanque subterráneo en función de grado de vulnerabilidad del medio definido en el anterior apartado.

Medidas de control / Contención	Grado de Vulnerabilidad		
	0,25 (baja)	0,5 (media)	1 (alta)
Reconciliación manual producto	+++		
Reconciliación automática producto		+++	
Imprimación / Protección catódica ⁽¹⁾	+++	+++	+++
Elementos antiderrame (flotadores, alarmas, etc.)		+++	+++
Detectores de fugas en tuberías			+++
Medidores de producto en tanque		+++	
Sondas para vapores orgánicos	+++	+++	
Piezómetros	+++	+++	
Cubeto estanco con tubo buzo o Doble pared			+++

(1) La imprimación o protección catódica se entiende necesaria cuando las características del suelo hacen recomendable su aplicación o instalación.

Tabla 12: Relación de medidas de control/contención a aplicar de acuerdo con el grado de vulnerabilidad del medio

Cabe indicar que las medidas indicadas complementan a las establecidas en la propia legislación vigente para un contexto o producto concreto. Es decir, si por ejemplo el grado de vulnerabilidad es bajo, es decir no existe un riesgo apreciable de impacto ambiental, por lo que el propietario podría decidir no seguir las recomendaciones de la tabla 12, aún así, en todo momento tendrá que cumplir con el programa de pruebas de estanqueidad fijado en las distintas Instrucciones Técnicas Complementarias.

Por otra parte, los criterios que se presentan en la tabla 12 pueden ser objeto de matización en función de la relevancia que se le pueda dar a uno o varios de los aspectos contemplados en las Fichas V-1 y V-2 del Anexo V. Por ejemplo, un tanque subterráneo a instalar en un entorno cuya vulnerabilidad ha sido clasificada como *baja*, debido a que la suma del conjunto de parámetros definidos en estas fichas así lo indica, pero que por otra parte se encuentra sobre una formación kárstica por la que el producto almacenado podría alcanzar en poco tiempo a algún potencial receptor ubicado a mucha distancia del emplazamiento, puede ser objeto de requerir la instalación de un cubeto estanco o un tanque de doble pared con el fin de evitar ese posible impacto medioambiental significativo.

De esta observación se deduce que la aplicación de estos criterios deberá ser realizada por un técnico con experiencia contrastada en este tipo de evaluaciones.

9. BIBLIOGRAFÍA

- **ASTM**; *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*. E-1739. 1995
- **ASTM**; *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*. E 2081. 2000.
- **CHRISTENSEN, L.B. and LARSEN, T.H.**; *Method for determining the age of diesel oil spills in the soil*. GROUND WATER MONITORING REVIEW, Vol. 113, pp. 113-124. 1996.
- **CONCAWE**; *European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites*. report no. 3/03. 2003.
- **ENTE VASCO DE LA ENERGÍA (EVE)**; *Mapa Hidrogeológico del País Vasco* (escala 1/100.000). 1996.
- **FLATHMAN, P.E. et al.**; *Laboratory evaluation of the utilization of hydrogen peroxide for enhanced biological treatment of petroleum hydrocarbon contaminants in soil*. En IN SITU BIORECLAMATION, ed. R.E. Hinchee and R.F. Olfenbuttel, 125-42 . Oxford; Butterworth-Heinemann. 1991.
- **GLASER, J.A.**; *Nutrient-enhanced bioremediation of oil-contaminated shoreline: The Valdez experience*. En IN SITU BIORECLAMATION, ed. R.E. Hinchee and R.F. Olfenbuttel, 125-42 . Oxford; Butterworth-Heinemann. 1991.
- **GOBIERNO VASCO**; *Sistema de cartografía ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Escala 1:25000 (GESPLAN) 1999.
- **HOAG, G.E. & MORLEY, M.C.**; *Gasoline residual saturation in unsaturated uniform aquifer materials*. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING, Vol. 111 (3), pp. 586-604. 1986.
- **HUNTLEY, D.**; *Analytic determination of hydrocarbon transmissivity from baildown tests*. GROUNDWATER, Vol. 38, No. 1, pp. 46-52. 2000.
- **IHOBE**; *Manual Práctico para la investigación de la contaminación del suelo*. 2002.
- **IHOBE**; *Calidad del suelo: Valores Indicativos de evaluación* 1998.
- **IHOBE**; *Guía Metodológica de Estudio Histórico y Diseño de Muestreo*. 1998.
- **IHOBE**; *Guía Metodológica de Toma de Muestras*. 1998.
- **IHOBE**; *Guía Metodológica de Análisis Químico*. 1998.

- **IHOBE**; *Guía Metodológica de Análisis de Riesgos para la salud humana y ecosistemas*. 1998.
- **IHOBE**; *Guía Metodológica de Análisis de Riesgos: Migración y seguimiento de contaminantes en el suelo y en las aguas subterráneas*. 1998.
- **IHOBE**; *Guía Técnica de Seguridad para la investigación y recuperación de suelos contaminados*. 1998.
- **IHOBE**; *Guía Técnica Criterios ambientales para la recuperación de ruinas industriales*. 1998.
- **INSTITUTO NACIONAL DE SEGURIDAD E HIGIENE EN EL TRABAJO (INSHT)**; “*Límites de exposición profesional para Agentes Químicos en España*” – 2004”.
- **INSTITUTO NACIONAL DE SEGURIDAD E HIGIENE EN EL TRABAJO (INSHT)**; Norma Técnica de Prevención (NTP) 320: “*Umbrales olfativos y seguridad de sustancias químicas peligrosas*”.
- **KAPLAN, I.R., et al.**; *Patterns of chemical changes during environmental alteration of hydrocarbon fuels*. GROUND WATER MONITORING REVIEW, Vol. 113, pp. 113-124. 1996.
- **KAPLAN, I.R., et al.**; *Forensic Environmental Geochemistry: differentiation of fuel-types, their sources and release time*. ORGANIC GEOCHEMISTRY, Vol. 27 No 5/6, pp. 289-317. 1997.
- **MARINER, P.E., et al.**; *An algorithm for the estimation of NAPL saturation and composition from typical soil chemical analyses*. GROUND WATER MONITORING REVIEW, Vol. 122, pp. 122-129. 1997.
- **NATIONAL INSTITUTE FOR OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH (NIOSH)**; *Pocket Guide to Chemical Hazards*. 1997.
- **ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (WHO)**; “*WHO Guidelines for drinking water quality*”, 2003
- **ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (WHO)**; *Air quality Guidelines* – 2002.
- **RISER-ROBERTS, E.**; *Bioremediation of petroleum contaminated sites*. C.K. Smoley. CRC Press. Boca Raton, FL, pp. 197. 1992.
- **TOTAL PETROLEUM HYDROCARBON WORKING GROUP**; *Analysis of Petroleum Hydrocarbons in environmental media*. 1997.

- **SENN, R.B., and JOHNSON, M.S.;** *Interpretation of gas chromatographic data in subsurface hydrocarbon investigations*. GROUND WATER MONITORING REVIEW, Vol 7, no. 1, pp. 58-63. 1987.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA);** *How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites*. 510-B-95-007. 1995.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA);** *List of Drinking Water Contaminants & MCLs*. 2003.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA);** *Straight Talk on Tanks – Leak detection methods for petroleum underground storage tanks and piping*. 510-B-97-007. 1997.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA);** *Operating and Maintaining Underground Storage Tank Systems*. EPA 510-B-00-008. 2000.
- **UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA);** *Doing Inventory Control Right – For Underground Storage Tanks*. EPA 510-B-93-004. 1993.
- **WIGGER, J.W.;** *Petroleum Hydrocarbon Fingerprinting - Numerical Interpretation Developments*. Environmental Liability Management, Inc., Tulsa, Oklahoma. 1997. <http://www.elmengineering.com/index.htm>.

ANEXO I: REQUISITOS NORMATIVOS PARA LAS INSTALACIONES DE ALMACENAMIENTO SUBTERRÁNEO

I.1 Introducción

El presente anexo resume las determinaciones relevantes para la presente guía que la legislación vigente establece en lo referente al diseño, construcción y operación de las instalaciones subterráneas dedicadas al almacenamiento de combustibles, carburantes y productos químicos.

En lo relativo al almacenamiento de productos petrolíferos, la legislación y normativa de mayor interés es la siguiente:

- Real Decreto 2085/1994, por el que se aprueba el Reglamento de Instalaciones Petrolíferas, así como las Instrucciones Técnicas Complementarias MI-IP01 y MI-IP02.
- Real Decreto 1562/1998, por el que se modifica la Instrucción Técnica Complementaria MI-IP02.
- Instrucción Técnica Complementaria (ITC) MI-IP01 “Refinerías”.
- Instrucción Técnica Complementaria (ITC) MI-IP02 “Parques de almacenamiento de líquidos petrolíferos”.
- Real Decreto 1523/1999, que modifica el Reglamento de instalaciones petrolíferas y las Instrucciones Técnicas Complementarias MI-IP03 y MI-IP04.
- Instrucción Técnica Complementaria (ITC) MI-IP 03 “Instalaciones de almacenamiento para su consumo en la propia instalación”.
- Instrucción Técnica Complementaria (ITC) MI-IP 04 “Instalaciones para suministro a vehículos”.

La ITC MI-IP 01 incluye las refinerías de petróleos, plantas petroquímicas integradas en las mismas y sus parques de almacenamiento anejos.

La ITC MI-IP 02 establece los “Parques de almacenamiento de líquidos petrolíferos” que tengan como cometido la distribución a granel de los mismos a otras instalaciones de almacenamiento, a instalaciones para suministro a vehículos, a instalaciones de almacenamiento para su consumo en la propia instalación, así como a las instalaciones de almacenamiento y suministro de carburantes de aviación y embarcaciones.

La ITC MI-IP 03 incluye dentro de su campo de aplicación, entre otras, las instalaciones industriales fijas y las destinadas a suministrar combustible y/o carburante a equipos y maquinaria que no sean vehículos, así como las de almacenamiento de combustibles para calefacción, climatización y agua caliente sanitaria.

La ITC MI-IP 04 establece como campo de aplicación las nuevas instalaciones para el suministro de carburantes y/o combustibles líquidos a vehículos, así como las ampliaciones y modificaciones de las existentes.

En lo relativo al almacenamiento de productos químicos, la legislación y normativa de mayor interés es la siguiente:

- Real Decreto 379/2001, de 6 de abril, por el que se aprueba el Reglamento de almacenamiento de productos químicos y sus instrucciones técnicas complementarias MIE APQ-1, MIE APQ-2, MIE APQ-3, MIE APQ-4, MIE APQ-5, MIE APQ-6 y MIE APQ-7.
- Instrucción Técnica Complementaria (ITC) MIE APQ-1 “Almacenamiento de líquidos inflamables y combustibles”.
- Instrucción Técnica Complementaria (ITC) MIE APQ-2 “Almacenamiento de óxido de etileno”.
- Instrucción Técnica Complementaria (ITC) MIE APQ-7 “Almacenamiento de líquidos tóxicos”.

La tabla I-A que se incluye al final de este anexo resume los distintos requisitos legislativos y buenas prácticas medioambientales que a continuación se describen en los apartados referentes a instalaciones de almacenamiento de combustibles y carburantes, y productos químicos.

I.2 INSTALACIONES DE ALMACENAMIENTO DE COMBUSTIBLES Y CARBURANTES

Según el Real Decreto 2085/1994, por el que se aprueba el Reglamento de instalaciones petrolíferas, así como Real Decreto 1523/1999, que modifica dicho Reglamento, se establecen algunos condicionantes respecto al diseño e instalación de tanques enterrados, así como a las revisiones e inspecciones que se tienen que realizar periódicamente en este tipo de instalaciones. Esta normativa es aplicable tanto a las grandes refinerías de petróleo como a todo parque de almacenamiento destinado a la distribución y suministro de productos petrolíferos, a excepción de los incluidos en la clase A, así como a las instalaciones de almacenamiento de carburantes y combustibles líquidos, tanto si están destinadas a consumo en la propia instalación como a suministro a vehículos.

Se establece que todos los tanques enterrados de nueva implantación deberán ser instalados con sistema de detección de fugas, tal como cubeto con tubo buzo, doble pared con detección de fugas, u otro sistema debidamente autorizado por el órgano competente de la correspondiente Comunidad Autónoma.

También se regula la distancia horizontal que deben guardar con respecto a otras instalaciones o el límite de la propiedad, distancia que dependerá del producto y cantidad almacenadas, así como de los sistemas de protección implantados.

En el diseño de los tanques se tendrán en cuenta una serie de normas UNE y, en ausencia de normas, se justificará la resistencia del material utilizado, la resistencia mecánica del tanque lleno de agua, la presión y depresión en carga y descarga, las medidas suplementarias por condiciones

de corrosión interior o exterior y la idoneidad entre el material del tanque y el líquido a contener. Los materiales utilizados pueden ser chapa de acero, polietileno de alta densidad, plástico reforzado con fibra de vidrio u otros materiales, siempre que se garantice la estanqueidad. En el caso de tanques de doble pared, éstas podrán ser del mismo o distinto material, pudiéndose también instalar tanques compartimentados a fin de contener diferentes productos.

En cuanto a las tuberías, el material que las constituya puede ser acero al carbono, cobre, plástico u otros, siempre y cuando cumpla las normas aplicables UNE o dispongan de certificado de un laboratorio oficial acreditado (nacional o de la Unión Europea) que asegure el cumplimiento de resistencia, tanto química como mecánica, y permeabilidad nula a los vapores de hidrocarburos. Las tuberías de acero y fundición se protegerán contra la corrosión mediante una capa de imprimación antioxidante y revestimientos inalterables a los hidrocarburos. En el caso en que los tanques tengan protección activa las tuberías de acero tendrán continuidad eléctrica con los tanques, mientras que las de cobre se aislarán eléctricamente de los mismos, si éstos son de acero. Es esencial evitar el contacto entre los tanques y tuberías de acero y fundición y la red general de tierra de cobre.

Respecto a las uniones entre tubos, o de éstos con los distintos accesorios, debe procurarse que su número sea el menor posible, y asegurarse la resistencia y estanqueidad en todo momento, no estando permitidas las uniones roscadas/embridadas salvo en uniones con equipos o que puedan ser permanentemente inspeccionadas visualmente. Las conexiones deben ser de acoplamiento rápido, construidas con materiales que no puedan producir chispas en el choque con otros materiales y compatibles con el medio del transporte del líquido y la boca de carga.

Los tanques deberán disponer de una tubería de ventilación, de un diámetro mínimo de 25 milímetros para capacidades menores o iguales a 3.000 litros y de 40 milímetros para el resto, protegiendo su salida contra la introducción de cuerpos extraños. Esta salida de gases debe situarse al menos 50 centímetros sobre el orificio de llenado y 50 centímetros sobre el nivel del suelo.

Además, en el caso de instalaciones de suministro a vehículos, se obliga a disponer de redes de drenaje que permitan evacuar un vertido accidental de hidrocarburos, construidas de forma que se impida la salida o acumulación de gases y que sean inalterables, resistentes e impermeables a los hidrocarburos.

Por otra parte, las instalaciones de almacenamiento deberán someterse a revisiones periódicas, cada dos años en instalaciones de más de 20 años, cada tres en las que tengan entre siete y veinte años y a partir de los diez años de la autorización de funcionamiento en el resto.

Los tanques enterrados, en función del tipo de protección de que dispongan, deberán o no someterse a pruebas de estanqueidad periódicamente. No se hará necesario en caso de tanques de doble pared con detección automática de fugas y en el de tanques enterrados en cubeto estanco con tubo buzo, donde se comprobará semanalmente la ausencia de producto en el tubo. El resto deberán ser revisados, anualmente con el tanque lleno, o cada cinco años con el tanque vacío y desgasificado. En el caso de tanques con protección catódica mediante corriente impresa se comprobará el funcionamiento de los aparatos cada tres meses y el funcionamiento de la

protección activa cada año, dos años o cinco años en función de que su capacidad (del tanque o del grupo de tanques) sea mayor de 60 m³, entre 10-60 m³ o inferior a 10 m³, respectivamente.

La reparación de tanques de acero para combustibles y carburantes únicamente puede llevarse a cabo si se cumplen los requisitos especificados en la norma UNE 53.991.

I.3 INSTALACIONES DE ALMACENAMIENTO DE PRODUCTOS QUÍMICOS

Para toda instalación de almacenamiento de productos químicos, se exige la obtención de un nuevo certificado cada 5 años, expedido por una Entidad Colaboradora, que demuestre la conformidad con aquellos preceptos de la ITC que les aplique. También es de obligado cumplimiento informar de manera inmediata, en caso de accidente, al órgano competente de la Comunidad Autónoma.

LÍQUIDOS INFLAMABLES

La ITC MIE APQ-1, relativa al almacenamiento de líquidos inflamables y combustibles, establece que los depósitos enterrados deben alojarse en fosos preparados al efecto, en los que mediante un estudio geotécnico se habrá tenido en cuenta el asentamiento previsible del terreno, y nunca a menos de un metro de distancia de un sótano, foso u otro tanque, 8 metros respecto a estaciones de carga y descarga y 15 metros respecto a los límites de la propiedad.

En el caso de áreas que puedan verse inundadas, se anclarán los tanques en cimentaciones de hormigón en masa o armado con el suficiente peso para resistir el empuje del recipiente vacío y completamente sumergido en agua, o se asegurarán por otros procedimientos. Se recomienda que las conexiones de tuberías por debajo del nivel de líquido lleven válvulas o cierres situados lo más cerca del tanque y sean de materiales no frágiles.

Además, los depósitos enterrados deben estar rodeados con un mínimo de 250 milímetros de materiales inertes, no corrosivos, y cubiertos con un mínimo de 600 milímetros de tierra o 300 milímetros de tierra más una losa de hormigón armado de 100 milímetros de espesor (se requerirá mayor protección en caso de posible tráfico rodado sobre los tanques). El perímetro en que se instalen depósitos debe estar marcado permanentemente.

Las paredes del tanque y sus tuberías se protegerán contra la corrosión exterior mediante el uso de pinturas o recubrimientos, protección catódica o el empleo de materiales resistentes a la corrosión. Todas las conexiones serán estancas al líquido, las tuberías de llenado y descarga entrarán únicamente por la parte superior del tanque, teniendo las líneas de llenado una pendiente mínima hacia el depósito y se dispondrán los venteos y tuberías de venteo adecuados a las características del producto y cantidad almacenados.

Los tanques atmosféricos enterrados se probarán antes de cubrirse o ser puestos en servicio, con

agua o aire a una presión manométrica superior a 0,2 bar y no superior a 0,35 bar, corrigiéndose todas las fugas y deformaciones existentes (no se permite la corrección de fugas en recipientes soldados por retacado metálico excepto en poros de techo). También se hará una prueba en las tuberías, válvulas y accesorios antes de ser cubiertos.

ÓXIDO DE ETILENO

Para el óxido de etileno, la ITC MIE APQ-2 únicamente permite su almacenamiento en tanques subterráneos en el caso en que concurren circunstancias especiales que deberán justificarse en el Proyecto.

Los recipientes enterrados estarán provistos de los mismos accesorios que los instalados al aire libre, pero colocados en su parte superior. Se empleará como material constructivo el acero al carbono o el acero inoxidable y no se podrá emplear la fundición de hierro, ni aleaciones de aquellos metales susceptibles de formar acetiluros, tales como el cobre, el magnesio o el mercurio, entre otros. Se minimizarán las conexiones de tuberías a los recipientes, tratando de reducirlas a tres: las de entrada y salida para el óxido de etileno, y la de fase gas.

Las tuberías enterradas no requieren aislamiento térmico, pero deberán protegerse contra la corrosión mediante procedimientos adecuados, especialmente cuando exista peligro de formación de hielo o circule líquido a temperatura inferior a la ambiente. Todas las uniones en las tuberías serán soldadas excepto las necesarias para un desmontaje que permita la limpieza de polímero formado en las tuberías, que serán uniones bridadas. Se proveerán conexiones para soplado con nitrógeno. El diámetro mínimo de las tuberías y conexiones será de 25 milímetros.

CLORO

Según la ITC MIE APQ-3, no se permite la instalación de depósitos enterrados para el almacenamiento de cloro.

LÍQUIDOS TÓXICOS

La ITC MIE APQ-7 establece las condiciones de seguridad para depósitos enterrados que contengan productos líquidos tóxicos, entendiéndose por tales aquéllos que deban clasificarse y marcarse como tóxicos, muy tóxicos o nocivos según la legislación vigente para el envasado y etiquetado de sustancias peligrosas.

Estos depósitos se dispondrán evitando el desmoronamiento de fundaciones existentes y de modo que no soporte cargas de las fundaciones de edificios, soportes u otros recipientes colindantes. En todo caso, la distancia desde cualquier parte del recipiente a la pared más próxima de un sótano o foso, a los límites de propiedad o a otros tanques, no será inferior a 1 metro. Cuando estén situados en áreas que puedan inundarse se tomarán las medidas necesarias para evitar que el recipiente pueda flotar.

Todos los recipientes enterrados se instalarán con sistema de detección y contención de fugas, tales como cubeto estanco con tubo buzo, doble pared con detección de fugas, etc.

Los depósitos se rodearán con un mínimo de 250 mm de materiales inertes, no corrosivos, tales como arena limpia y lavada o grava bien compactada, y se cubrirán con un mínimo de 600 mm de tierra o por 300 mm de tierra más una losa de hormigón armado de 100 mm de espesor (se requerirá mayor protección en caso de posible tráfico rodado sobre los tanques). Deberán disponer de sistemas de venteo o alivio de presión que se dimensionarán de acuerdo con las reglamentaciones técnicas vigentes sobre la materia y en su ausencia tendrán, como mínimo, un tamaño igual al mayor de las tuberías de llenado o vaciado y en ningún caso inferior a 35 mm de diámetro interior.

Las conexiones diferentes a los venteos se realizarán por la parte superior del recipiente, salvo que se justifique otra cosa en el proyecto. Las líneas de llenado tendrán pendiente hacia el recipiente y las aberturas para medida manual de nivel, si es diferente a la conexión de llenado, llevarán un tapón o cierre estanco al líquido que sólo se abrirá en el momento de realizar la medida de nivel. Cuando se trate de líquidos muy tóxicos no se admitirán conexiones roscadas.

CARACTERÍSTICAS DE LOS TANQUES		MEDIDAS DE PREVENCIÓN Y DEFENSA		
DESCRIPCIÓN Y CARACTERÍSTICAS	CIRCUNSTANCIAS QUE GENERAN CONTAMINACIÓN	MEDIDAS PREVENTIVAS DE DISEÑO	MEDIDAS DE DEFENSA	GESTIÓN INSTALACIONES Y MEDIDAS ORGANIZATIVAS
<ul style="list-style-type: none"> ❖ Recipiente fijo de gran tamaño (generalmente mayores de 3.000 l), normalmente cerrado, destinado a contener líquidos o gases y que parte de su estructura se sitúa bajo el nivel del suelo. Pueden contener combustibles, materias primas, residuos líquidos y productos elaborados en el proceso. ❖ Según el Reglamento sobre almacenamiento de productos químicos y sus Instrucciones Técnicas Complementarias (ITC), un tanque es un recipiente diseñado para soportar una presión interna manométrica entre 0 y 98 kPa (1 kg/cm²). ❖ Los recipientes enterrados deberán alojarse en fosos preparados al efecto (cubetos) siguiendo las normas ITC. ❖ La situación con respecto a cimientos de edificios y soportes será tal que las cargas de éstos no se transmitan al recipiente. ❖ Las aberturas para medida manual del nivel, pueden ser diferentes a las de las tuberías de llenado, y en este caso llevarán un tapón o cierre estanco al líquido, que sólo se abrirá en el momento de realizar la medida de nivel. ❖ El material de construcción es generalmente de chapa de acero pudiendo estar recubiertos de fibra de vidrio. Se pueden utilizar alternativamente polietileno de alta densidad, plástico reforzado con fibra de vidrio u otros materiales, siempre que se garantice la estanqueidad. Generalmente son de forma cilíndrica y pueden estar contruidos con pared simple o doble. ❖ Los cubetos se dimensionan y construyen de acuerdo a las normas ITC asegurando la estanqueidad y una capacidad suficientes para contener una potencial fuga. ❖ Según ITC se distingue entre: <ul style="list-style-type: none"> ○ Tanques atmosféricos (que soportan presiones internas de hasta 15 kPa). ○ Tanques de baja presión (que soportan presiones internas de entre 15 kPa y 98 kPa), y ○ Depósitos a presión (que soportan presiones internas superiores a 98 kPa). 	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Fugas del tanque y/o cubeto de retención por corrosión de las paredes del tanque o rotura. ❖ La probabilidad de contaminación por fuga se ve aumentada por la edad, volumen, falta de mantenimiento y uso de materiales inadecuados con el contenido y la ubicación del tanque. ❖ Los derrames por operaciones de llenado se describen en el punto 2.1 Puntos de carga y descarga, mientras que las fugas y derrames de tuberías se describen en el punto 2.2. 	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Construcción según las normas estandarizadas como las UNE: UNE-EN 976-1, UNE 53432, UNE 53496, UNE 62350, UNE 62351 y UNE 62352 ❖ Realizar un estudio de las características geotécnicas del terreno para determinar su resistencia, asentamientos previsibles con el tiempo y nivel freático, así como características sísmicas de la zona. ❖ Construcción de tanques con materiales específicos (fibra de vidrio o acero con recubrimiento de fibra) y paredes de grosor suficiente para evitar la corrosión. ❖ Protección contra la corrosión, utilización de pinturas y recubrimientos, sistemas de protección catódica (mediante ánodos de sacrificio o por corriente impresa). ❖ Cimientos y anclajes que eviten asentamientos desiguales según MIE APQ. Los materiales de cimientos y anclajes no deberán producir corrosión sobre el tanque. ❖ Resistencia mecánica del tanque; cubrición con tierra y pavimento para evitar daños por tráfico de vehículos. ❖ Todas las conexiones al depósito se realizarán intercalando entre el depósito y tubería una válvula de bloqueo de acero. Esta será construida de acuerdo con lo especificado en el Reglamento de aparatos a presión (Real Decreto 1504/1990, de 23 de noviembre de 1990 por el que se modifica el reglamento de aparatos a presión aprobado por el Real Decreto 1244/1979, de 4 de abril de 1979). 	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Tanques de pared doble con sistemas de detección de fugas. ❖ Sistemas de control dentro del cubeto de retención (tubo buzo, sistema de detección por debajo del tanque). ❖ Cubeto de retención impermeable diseñado según MIE APQ. ❖ Salida de los tubos de venteo sobre pavimentos impermeables. ❖ Sistema de control de vapores en el suelo (fuera del tanque y cubeto) cuando el tipo de producto sea detectable (p.ej. con diésel o fuel no funcional). El control de vapores puede ser con muestreo manual o sistemas automatizados con alarma. ❖ Sistema de monitoreo de las aguas subterráneas con muestreo manual o automático. ❖ Sistema de control del nivel / volumen manual o automático con sistema de alarma. ❖ Sistema de control del nivel de explotación generado por fugas en las instalaciones. 	<p><u>Gestión instalaciones:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> ❖ Programa de mantenimiento para: <ul style="list-style-type: none"> ○ estructuras (paredes tanque, cimientos, cubeto), sistemas de protección catódica y sistemas automáticos de control de nivel/volumen, etc., ○ evitar la entrada de agua en la boca de hombre y retirar derrames y sedimentos con regularidad, ○ limpiar tubos de venteo de posibles obstrucciones, ○ la reparación de tanques de acero que contengan combustibles y carburantes, esta sólo podrá realizarse si se cumplen los requisitos especificados en el informe UNE 53.991 (Plásticos. Reparación y revestimiento interior de depósitos metálicos, para el almacenamiento de productos petrolíferos líquidos, con plásticos reforzados). ❖ Programas de inspección y control (según ITC MIE APQ y MI-IP): <ul style="list-style-type: none"> ○ pruebas de estanqueidad, ○ estado de los niveles e indicadores, válvulas, sistemas de alivio de presión y accesorios, ○ estado de las paredes y medición de espesores (si se observa algún deterioro en el momento de la revisión), ○ inspecciones visuales del interior del tanque: paredes y recubrimientos, ○ control periódico y sistemático de los sistemas de detección en cubetos (cada mes como mínimo), ○ vigilancia continua durante las operaciones, ○ sistemas de control automatizados de nivel/volumen, ○ control de niveles manuales mediante varillas con materiales que no deterioren el fondo del tanque (fibra, plásticas, etc.), ○ control de existencias (inventarios de reconciliación de productos: suministro, almacenamiento y consumo). ❖ Plan de emergencia y medios de actuación en caso de fugas (definición de política de prevención de accidentes graves e informe de seguridad según RD 1254/1999). ❖ Mantener las distancias entre instalaciones y tanques según MIE APQ. ❖ Ubicación de tanques en parques de almacenamiento. ❖ Ubicación de los tanques lejos de pozos y zonas de captación. ❖ Uso de tanques superficiales. ❖ Cambio de combustibles líquidos a otras energías como el gas natural. ❖ Plan de clausura y aislamiento de tanques. ❖ Sistema de gestión ambiental. ❖ Formación adecuada de los operarios. ❖ Señalización visual de: contenido del tanque, riesgos potenciales, medidas a adoptar, etc. según la normativa ITC MIE APQ-001, ITC MIE APQ-006, Real Decreto 485/1997 y Real Decreto 363/1995. ❖ Prácticas de buena gestión en todas las operaciones desarrolladas. <p><u>Medidas organizativas:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> ❖ Separación de sustancias de acuerdo con sus características. ❖ Cambio a materias primas menos peligrosas.

Tabla I-A – Medidas preventivas y de defensa para tanques subterráneos

ANEXO II: SÍNTESIS DE METODOLOGÍAS DE EVALUACIÓN Y GESTIÓN DE RIESGOS

II.1 INTRODUCCIÓN

En la actualidad, se encuentra ampliamente aceptado que la resolución de la problemática de contaminación de suelos debe incorporar una gestión de riesgos basada en la definición de acciones correctoras a partir de la evaluación de los riesgos que cada caso concreto plantea para la salud humana y los ecosistemas.

Tradicionalmente, la gestión y la evaluación de riesgos se han contemplado como conceptos independientes, considerándose la primera como la puesta en práctica de las medidas orientadas a mitigar los riesgos identificados por la segunda. Aún teniendo sentido la separación de ambos conceptos a nivel filosófico, su consideración separada en el terreno práctico puede provocar problemas en la medida que las decisiones acerca de las medidas correctoras a adoptar se basen exclusivamente en los resultados de la evaluación de riesgos y prescindan de consideraciones económicas y sociopolíticas.

Así, la evaluación de riesgos de emplazamientos contaminados se enfocó inicialmente (sobre todo en Estados Unidos) desde la perspectiva del “caso más desfavorable” o del “caso razonablemente más desfavorable”, pretendiendo proteger a un hipotético “individuo expuesto en grado máximo”, que sería aquél que habitara en el emplazamiento y se encontrara expuesto a la contaminación a través de todas las posibles rutas existentes, lo cual es altamente improbable y apenas realista. En algunos emplazamientos, este enfoque supuso elevados costes de recuperación, con escasos beneficios para la comunidad en la medida que se aplicaron excesivos recursos (públicos y privados) a los mismos en detrimento de los que se podían destinar a la recuperación de otros emplazamientos.

A la vista de estas experiencias, las autoridades estadounidenses y la propia industria del petróleo han realizado avances en el último decenio, fruto de los cuales son dos los documentos que en la actualidad reflejan las nuevas tendencias en materia de evaluación y gestión de riesgos. Estos documentos son:

- Standard Guide for Risk-Based Corrective Action. ASTM E 2081. 2000
- European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites. CONCAWE report no. 3/03. 2003.

En ambos documentos se desarrollan metodologías para la evaluación y gestión de los riesgos planteados como consecuencia de una contaminación del suelo.

Estas metodologías se basan en una aproximación por etapas (3 niveles), consecutivamente más realistas y exigentes en cuanto a la toma de datos pero manteniendo un mismo nivel de protección para la salud humana y los ecosistemas a la par que un alcance coherente con los niveles de riesgo planteados por el emplazamiento.

II.2 GUÍA *RISK-BASED CORRECTIVE ACTION*

II.2.1 INTRODUCCIÓN

La *American Society for Testing and Materials* (ASTM) publicó en 1995 la primera guía referente a la metodología Risk-Based Corrective Action (RBCA). Esta guía (E-1739) está orientada a la gestión del riesgo en emplazamientos con fugas o vertidos de hidrocarburos del petróleo. En el año 2000 la ASTM publica la guía E-2081, general para contaminaciones de cualquier naturaleza, cubriendo así todo el marco de gestión del riesgo por contaminación del suelo.

Ambas guías describen un sistema estructurado como un proceso progresivo de toma de decisiones y evaluación de los riesgos existentes para la salud humana y el medio ambiente. Para emplazamientos en los que existe una gran variabilidad de riesgos potenciales debido a la heterogeneidad de las características físico-químicas de los diversos compuestos susceptibles de ser liberados al medio ambiente. El proceso RBCA tiene en cuenta esta diversidad en el sistema de aproximación por fases a la problemática, ajustando las actuaciones correctoras a las condiciones específicas del emplazamiento.

II.2.2 ALCANCE

El proceso RBCA se lleva a cabo mediante una secuencia general de actuaciones, cuyo inicio se desencadena por la sospecha de la existencia de una contaminación en un emplazamiento. El proceso integra la evaluación de riesgos con las actividades de caracterización y medidas de corrección necesarias para asegurar la protección de la salud humana y el medio ambiente.

La metodología RBCA supone una inversión creciente de tiempo y dinero conforme se abordan las diferentes fases (*tiers*), ya que cada una de ellas exige mayores volúmenes de información. Al mismo tiempo, las asunciones generalistas y conservadoras que caracterizan a la primera fase van siendo reemplazadas progresivamente por valores específicos del emplazamiento, lo que da lugar a objetivos menos rigurosos en cuanto a implantación de actividades de recuperación. No obstante, a través de todo el proceso se mantiene constante el nivel de protección de salud humana y del medio ambiente.

II.2.3 PROCEDIMIENTO DE APLICACIÓN

La secuencia de tareas y decisiones asociadas a un proceso RBCA se presentan en el diagrama de flujo adjunto. El proceso se desarrolla en las siguientes etapas fundamentales:

II.2.3.1 Fase Preliminar

La Fase Preliminar se estructura a través de los siguientes pasos:

- *Evaluación preliminar del emplazamiento*, que incluye, al menos, las siguientes tareas:
 - Información histórica acerca de las actividades y accidentes acaecidos;
 - Identificación de los contaminantes relacionados con el accidente;
 - Localización de las principales fuente/s de contaminación;
 - Determinación de concentraciones máximas de contaminantes en suelos y/o aguas;
 - Identificación de puntos de exposición, es decir, los potenciales receptores (medios y humanos) de la contaminación;
 - Identificación de potenciales vías de transporte y exposición;
 - Determinación de usos en el entorno y posibles cambios futuros de éstos;
 - Determinación de características geológicas/hidrogeológicas en el área de interés; y
 - Evaluación cualitativa de impactos sobre receptores potenciales.
- Clasificación del emplazamiento y actuaciones correctoras iniciales: a partir de la información recopilada se procede a clasificar el emplazamiento, para lo cual se utilizan criterios de aparición y temporalidad de potenciales riesgos. Para cada clase de emplazamiento se asocian diferentes actuaciones correctoras iniciales tendentes a evitar cualquier impacto inmediato sobre la salud humana o los ecosistemas, así como a minimizar los posibles impactos futuros que pudieran ocurrir a lo largo de la aplicación del proceso RBCA. A título de ejemplo, la guía ofrece la siguiente clasificación:
 - 1) Emplazamientos que presentan amenazas inmediatas para la salud humana, seguridad o receptores ambientales sensibles.
 - 2) Emplazamientos que presentan amenazas a corto plazo (hasta 2 años) para la salud humana, seguridad o receptores ambientales sensibles.
 - 3) Emplazamientos que presentan amenazas a largo plazo (más de 2 años) para la salud humana, seguridad o receptores ambientales sensibles.
 - 4) Emplazamientos en los que no se pueden demostrar amenazas a largo plazo para la salud humana, seguridad o receptores ambientales sensibles.

En las figuras II-1 y II-2 se ilustra esquemáticamente el proceso RBCA.

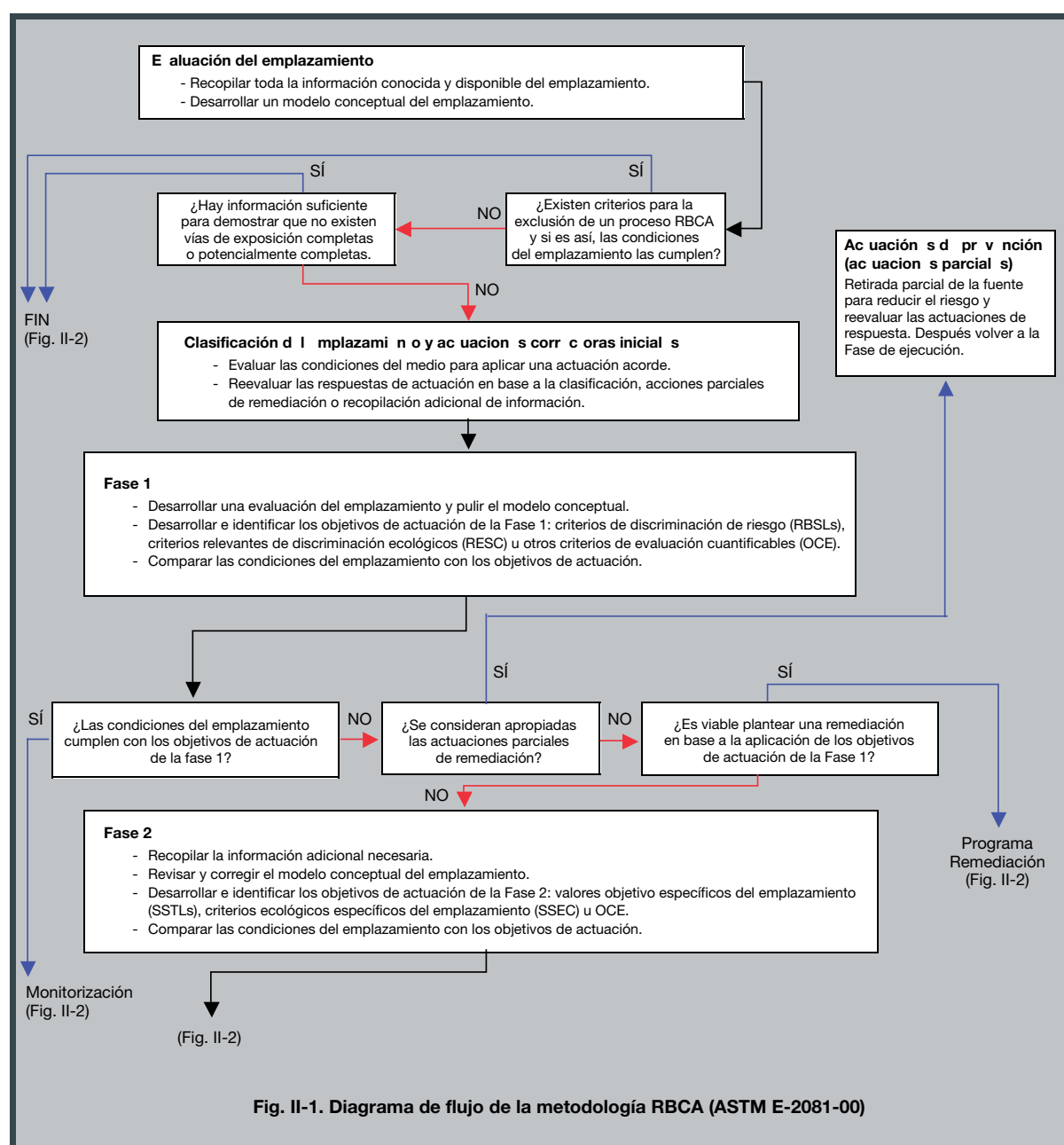
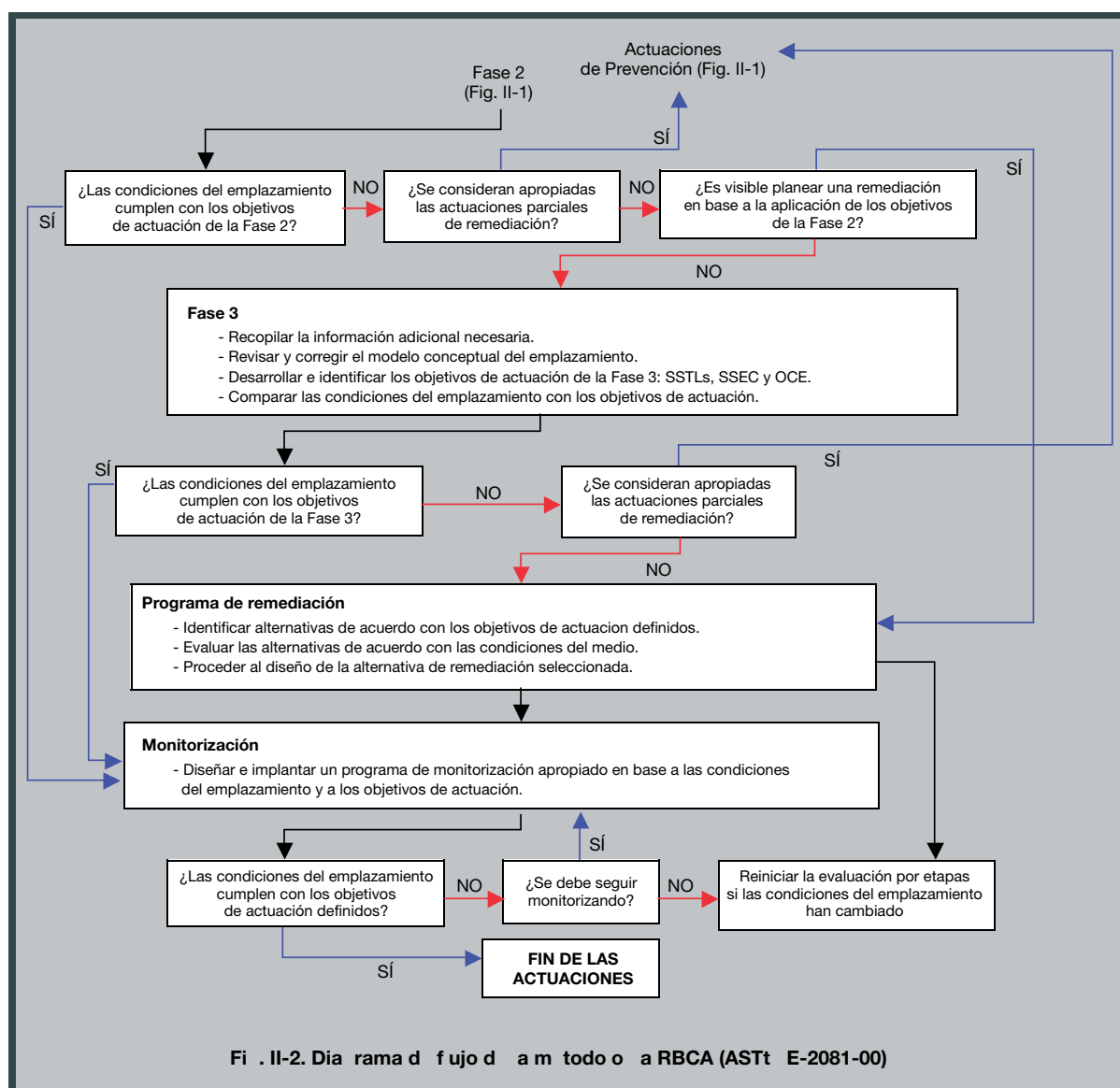


Fig. II-1. Diagrama de flujo de la metodología RBCA (ASTM E-2081-00)

II.2.3.2 Fase 1

Esta fase incluye las siguientes tareas:

- Desarrollar y detallar en profundidad el modelo conceptual construido durante la fase preliminar.
- Desarrollar las Tablas de valores RBSLs (*Risk-Based Screening Levels*). Los RBSLs son concentraciones de contaminantes en distintos medios (suelo, agua, aire) derivadas a partir de un análisis cuantitativo de riesgos para escenarios estándar de exposición basados en valores de “exposición máxima razonable” y parámetros toxicológicos recomendados por la USEPA. Dado que los RBSLs se derivan a partir de valores bibliográficos (no específicos



del emplazamiento) de los parámetros de exposición y de las características físico-químicas de los medios, tienen un carácter conservador. Estas tablas se elaboran para cada una de las potenciales vías de exposición, tanto directas como indirectas (en el segundo caso, aplicando modelos simples de transporte de contaminantes). Las guías desarrolladas por la ASTM contienen tablas de RBSLs a modo de ejemplo y proporcionan los algoritmos matemáticos necesarios para su cálculo. Su empleo está sujeto al criterio del analista de riesgos. La guía especifica que el parámetro analítico TPH (*Total Petroleum Hydrocarbons*) no debe utilizarse en el análisis de riesgos, al aportar insuficiente información acerca de las concentraciones de contaminantes específicos.

- Empleo de otros criterios como objetivos de actuación en la Fase 1: adicionalmente se pueden emplear en lugar de los RBSLs, criterios relevantes de discriminación de medios ecológicos (*Relevant Ecological Screening Criteria* o RESC) u otros criterios de evaluación cuantificables (*Other Reasonable Measureble Criteria*, similares a los OCE descritos anteriormente en esta guía). Los RESC son valores ecológicos guía no específicos del emplazamiento aplicables a

determinados hábitats. Ejemplos de OCE son niveles legales, criterios de consenso, criterios estéticos y valores de protección del agua subterránea.

- Comparación de las condiciones del emplazamiento con los RBSLs, RESC u OCE: en este paso, se realiza una comparación directa de las concentraciones máximas de los contaminantes encontrados en el emplazamiento con los valores de los RBSLs, RESC u OCE, teniendo siempre en cuenta los niveles de fondo en el área de estudio, que podrían ser en ocasiones mayores que los objetivos de actuación. A partir de dicha comparación deben identificarse los escenarios de exposición en los que las concentraciones superan los RBSLs, los RESC o los OCE.
- Cumplimentación de un esquema para la evaluación de escenarios de exposición: se trata de una herramienta de ayuda en la cual se identifican los focos principales y secundarios de contaminación, los mecanismos de transporte y las vías de exposición, así como la caracterización de los receptores potenciales a través de usos esquemáticos del suelo (residencial, comercial, industrial, etc.). A partir del esquema, se identifican posibles opciones de acciones correctoras a emprender.
- Evaluación de resultados de la Fase 1: se realiza comparando las concentraciones de los contaminantes encontradas o estimadas en los denominados puntos de conformidad con los respectivos RBSLs, RESC u OCE previamente establecidos. Los puntos de conformidad se encuentran situados entre la fuente de contaminación y los puntos de exposición. Sí se contempla en la norma E-2081 en el punto 6.7.1.3.
- En caso de que se superen los RBSLs, RESC u OCE, se pueden llevar a cabo las siguientes acciones:
 - Programa de actividades de recuperación, que puede incluir de manera individual o combinada la retirada parcial de focos de contaminación, su tratamiento, contención, etc.
 - Actividades que posibiliten la prevención de una difusión mayor de la contaminación en cualquiera de sus fases. Se lleva a cabo normalmente la retirada de la fuente o el tratamiento del foco, de modo que se pueda cambiar la clasificación inicial del emplazamiento y realizar una nueva evaluación. También se contemplan medidas de gestión como impedimento del acceso al emplazamiento o cambios de usos de los ámbitos potencialmente afectados.
 - Ejecución de la siguiente fase de evaluación.

Si las concentraciones no superan los RBSLs, RESC u OCE, se puede concluir que el proceso RBCA ha terminado, siempre que se pueda garantizar que no van a ser superados en el futuro en los puntos de conformidad.

II.2.3.3 Fase 2

La decisión de ejecutar la Fase 2 ofrece la posibilidad de determinar las concentraciones objetivo en los puntos de conformidad a partir de datos específicos del emplazamiento (características de los medios, parámetros de exposición, etc.). Las concentraciones objetivo (*Site-Specific Target*

Levels o SSTLs) son los niveles que se deberían alcanzar tras la aplicación de las actividades de recuperación, según se deducen de un análisis de riesgos apoyado en las características específicas del emplazamiento. Para poder acometerlo, normalmente se requiere más información que la disponible en la Fase 1, si bien en muchos casos el esfuerzo adicional a realizar es mínimo.

Adicionalmente los objetivos de actuación de la Fase 2 podrán ser criterios ecológicos específicos del emplazamiento (*Site-Specific Ecological Criteria* o SSEC) y OCE. Los SSEC son criterios ecológicos calculados en base a un análisis de riesgos para los ecosistemas.

En la Fase 2 se identifican las vías indirectas de exposición a tener en cuenta y los puntos de conformidad específicos para el emplazamiento. Los SSTLs se calculan teniendo en cuenta, mediante modelos relativamente simples, la atenuación natural que puede producirse de los contaminantes debido a la distancia, procesos de degradación, etc. Los SSTLs calculados para la fuente van a diferir normalmente de los SSTLs para los puntos de conformidad.

La evaluación que se realiza en la Fase 2 tiende a identificar los posibles escenarios de exposición donde las concentraciones medidas de los contaminantes superan los SSTLs, los SSEC o los OCE en los puntos de conformidad. En caso de que ello suceda, se abren las posibilidades de actuación ya mencionadas al final de la Fase 1.

II.2.3.4 Fase 3

En la Fase 3 los SSTLs, SSEC u OCE se derivan para la fuente y los puntos de conformidad incorporando datos estadísticos más complejos y sofisticados de análisis de transporte y dispersión de contaminantes, utilizando parámetros específicos del emplazamiento, tanto para vías de exposición directa como indirecta. Los SSTLs calculados corresponden a las concentraciones de los contaminantes en los puntos de exposición que representan un riesgo aceptable para la salud humana y los ecosistemas. En esta fase (así como en la anterior), se pueden tener en cuenta efectos aditivos a la hora de establecer los SSTLs.

Para abordar esta fase, normalmente es necesario obtener más datos y dedicar considerables esfuerzos a la modelización de las características del emplazamiento. Es posible que haya que utilizar modelos matemáticos de dispersión de contaminantes en aguas subterráneas, análisis predictivos de Monte Carlo (método que utiliza variables de tipo probabilístico), además de realizar investigaciones adicionales del emplazamiento tendentes a obtener la suficiente información como para garantizar la fiabilidad de los modelos.

De forma similar a la Fase 2, la evaluación que se realiza en la Fase 3 tiende a identificar los posibles escenarios de exposición donde las concentraciones medidas de los contaminantes superan los SSTLs, SSEC u OCE en los puntos de conformidad. En caso de que ello suceda, se debe plantear la necesidad de acometer medidas correctoras que permitan alcanzar los objetivos (SSTLs, SSEC u OCE) establecidos en esta fase.

II.2.3.5 Control y seguimiento

En muchos casos es necesario llevar a cabo un control y seguimiento que demuestre la efectividad de las medidas de recuperación implantadas en el emplazamiento o que confirme que las condiciones existentes persisten o mejoran a través del tiempo. Además algunas medidas de recuperación (como las de contención) exigen llevar a cabo algún tipo de mantenimiento que asegure su funcionamiento.

II.3 GUÍA DEL CONCAWE

A partir de las experiencias norteamericanas y europeas, la Organización de las Empresas Petrolíferas Europeas para la Seguridad, Salud y Medio Ambiente (CONCAWE) decidió desarrollar una guía para la evaluación de espacios contaminados a partir del análisis de riesgos. En 1997 CONCAWE publica su documento núm. 2/97 *“European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites”*, actualizado y sustituido por su última publicación de julio de 2003, documento num 3/03 *“European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites (revised)”*. Dicha guía presenta un enfoque básico común con el RBCA, pero adaptado a las características predominantes en la mayoría de los países europeos.

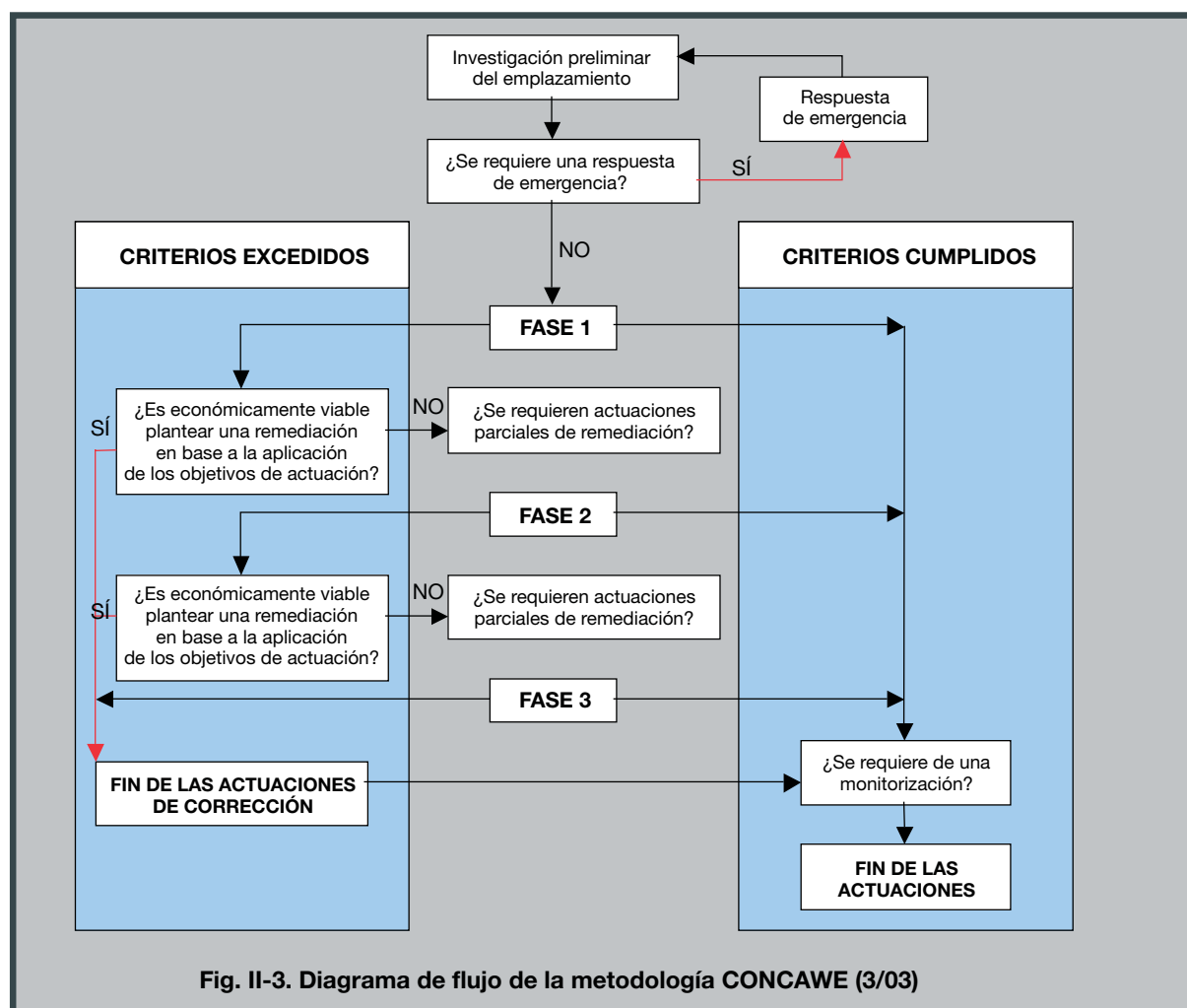
La Guía CONCAWE también establece un procedimiento en etapas para la toma de decisiones acerca de la necesidad y alcance de las medidas correctoras a implantar en un emplazamiento contaminado por hidrocarburos derivados del petróleo. Al igual que en el RBCA, se comienza con una reducida información acerca del emplazamiento y por ello se utilizan asunciones genéricas de carácter conservador. Mediante investigaciones y análisis a realizar a medida que se avanza en el proceso, se adquiere un mayor conocimiento de las características específicas del emplazamiento que permiten adoptar decisiones más ajustadas a la problemática concreta del mismo.

La secuencia de tareas y decisiones asociadas a un proceso CONCAWE se presentan en la figura II-3.

II.3.1 Similitudes entre la Metodología CONCAWE y ASTM

Las principales similitudes entre el enfoque RBCA y el CONCAWE son las siguientes:

- Ambos proporcionan una aproximación racional y coherente a la toma de decisiones sobre medidas correctoras a implantar.
- Ambos se apoyan en la evaluación de riesgos como herramienta clave a lo largo de todo el proceso, de forma que la toma de decisiones va enfocada a la reducción de los riesgos, teniendo en cuenta las particularidades de cada emplazamiento.



- Ambos promueven un procedimiento progresivo por fases, que trata de conseguir en cada una un equilibrio entre el conservadurismo y la disponibilidad de datos específicos del emplazamiento.
- Ambos basan la toma de decisiones de medidas correctoras en base a una reducción del riesgo específico de cada emplazamiento.
- Ambos se apoyan en un primer nivel o fase de discriminación de acuerdo con los criterios de discriminación de riesgo (RBSLs).
- Ambos calculan los niveles objetivo (SSTLs) teniendo en cuenta puntos de conformidad específicos de cada emplazamiento.
- Ambos comparten muchas vías de exposición y algoritmos para calcular los niveles de exposición.
- En numerosos casos emplean datos físico químicos y toxicológicos procedentes de las mismas bases de datos.

II.3.2 Diferencias entre RBCA y CONCAWE

Las diferencias entre el enfoque RBCA y el CONCAWE reflejan, en general, el diferente marco legal existente en Estados Unidos y en Europa, así como la distinta forma de abordar la problemática de los suelos contaminados en dichos ámbitos. No obstante estas diferencias no son notables, por lo que de aplicar ambas metodologías en un mismo emplazamiento los resultados serían semejantes.

Las diferencias existentes entre los dos enfoques son las siguientes:

- En el modelo CONCAWE los RBSLs de la Fase 1 se pueden derivar utilizando técnicas de simulación de Monte Carlo, lo que permite hacer una consideración explícita de las incertidumbres, evitando utilizar el “caso razonablemente más desfavorable” que lleva asociado un grado de conservadurismo incierto.
- En el modelo CONCAWE es posible utilizar en las fases 2 y 3 las concentraciones de contaminantes medidos en suelos y aguas subterráneas para calcular los niveles de riesgo existentes para los receptores identificados en los puntos de exposición. Por el contrario, el RBCA define niveles aceptables de riesgo en puntos de exposición y establece mediante un cálculo inverso las concentraciones objetivo que proporcionan un nivel de riesgo aceptable (las cuales, en general, son distintas para las Fases 2 y 3 en un mismo emplazamiento).
- La metodología CONCAWE establece el marco de actuación para el desarrollo de un análisis de riesgos por etapas, sin embargo no proporciona ningún algoritmo matemático para el desarrollo de las mismas. Por el contrario, la metodología de la ASTM sí proporciona la matemática necesaria para el desarrollo de los RBSLs.
- Otras diferencias se centran en la utilización de datos de exposición y toxicidad específicamente europeos, la consideración en el modelo CONCAWE de la población infantil como potencial receptora (y no sólo la adulta como en el RBCA) o la inclusión de una metodología que permite utilizar los TPH (hidrocarburos totales procedentes del petróleo) en la evaluación de riesgos.
- Finalmente, cabe destacar una diferencia de enfoque que refleja la diferencia de perspectiva entre un organismo público, el ASTM, y otro, el CONCAWE, que representa a la industria petrolífera europea. Esta diferencia consiste en la contemplación por parte de CONCAWE de la viabilidad económica de una potencial fase de saneamiento hasta los RBSLs fijados en cada una de las tres etapas de evaluación como uno de los requisitos a considerar dentro del planteamiento general del procedimiento de evaluación. El ASTM, por contra, no considera esta cuestión como prioritaria.

**ANEXO III: ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS DEL MEDIO FÍSICO
DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO**

III.1 ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS DEL MEDIO FÍSICO DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

La figura III.1 presenta un resumen de los dominios hidrogeológicos y las unidades hidrogeológicas de la Comunidad País Vasco, tal como están definidos en el Mapa Hidrogeológico del País Vasco (escala 1 : 100.000) que fue publicada por el Ente Vasco de la Energía (EVE) en 1996.

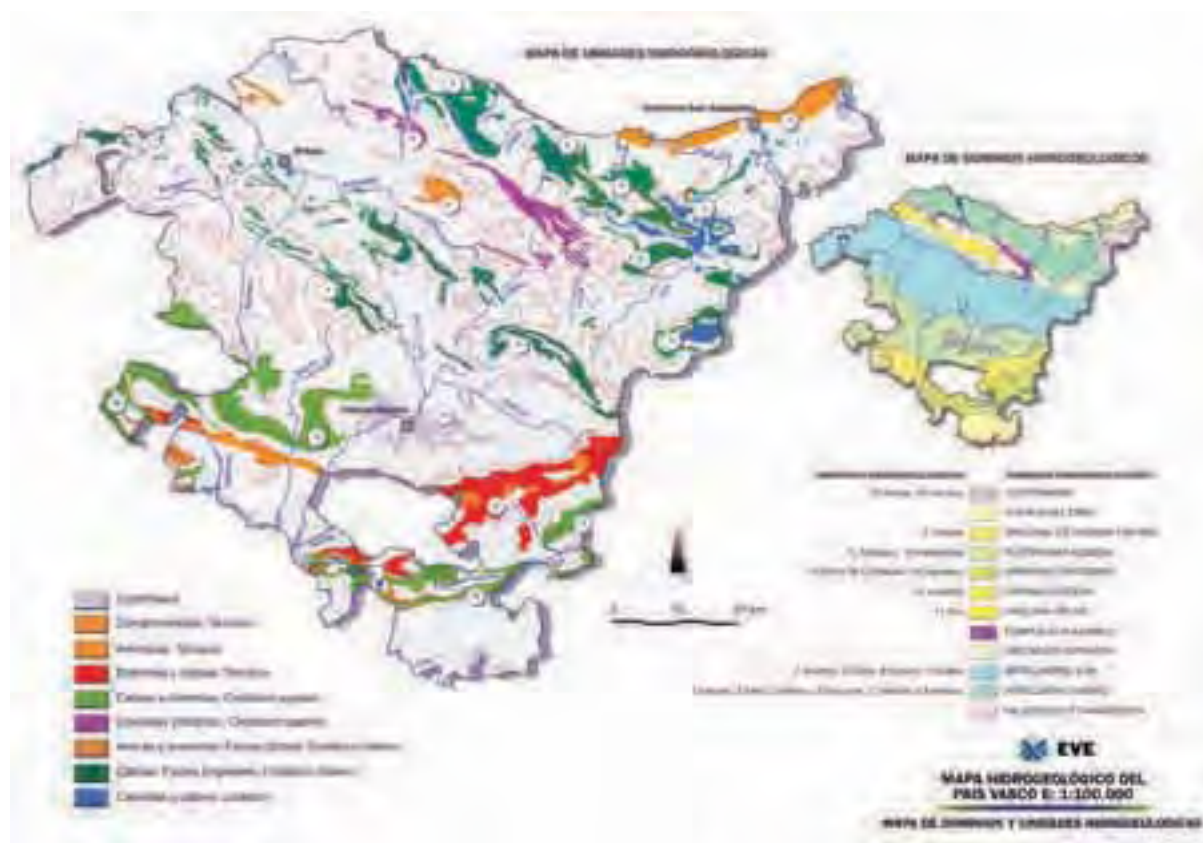


Figura III.1 – Dominios y Unidades hidrogeológicos del País Vasco (EVE, 1996)

Este documento constituye una herramienta básica de consulta para establecer las características hidrogeológicas existentes bajo un emplazamiento de la Comunidad Autónoma del País Vasco en el que se encuentran tanques subterráneos o en el que la instalación de los mismos esté prevista. No obstante, esta consulta no suplanta al estudio hidrogeológico de detalle del área en cuestión.

Los dominios hidrogeológicos están definidos en base a la ubicación geográfica de distintas formaciones geológicas con características hidrogeológicas similares y se subdividen en las llamadas unidades hidrogeológicas cuya definición está basada en el “*área geográfica que incluye un conjunto de acuíferos, independientes o interrelacionados, y que constituye una unidad práctica de investigación y de gestión del recurso*”.

El mapa define dos parámetros para cada uno de los acuíferos identificados dentro de cada unidad hidrogeológica, la permeabilidad del mismo, que puede variar entre muy baja, baja, media o alta, y el tipo de acuífero. Para este último parámetro se definen las siguientes categorías:

- Acuíferos detríticos no consolidados;
- Acuíferos detríticos consolidados;
- Acuíferos detríticos mixtos;
- Acuíferos kársticos en sentido estricto;
- Acuíferos kársticos de flujo difuso;
- Acuíferos kársticos mixtos; y
- Otros.

Entre todos estos acuíferos cabe destacar la presencia de numerosos aprovechamientos de acuíferos kársticos en el País Vasco. Estos acuíferos deben ser tenidos en cuenta debido a su enorme grado de sensibilidad ante cualquier potencial contaminación del subsuelo y especialmente ante una posible fuga de líquidos desde tanques subterráneos, ya que en este tipo de acuíferos la velocidad de migración suele ser muy elevada, y la capacidad de autodepuración muy baja o nula. La importancia medioambiental de este tipo de acuíferos en la Comunidad Autónoma del País Vasco llevó a IHOBE a incluir un anexo especial sobre los mismos en la guía *de migración y seguimiento de contaminantes en el suelo y en las aguas subterráneas*, que fue publicada en 1997.

Con la intención de presentar en esta Guía una síntesis del contenido del Mapa hidrogeológico mencionado, se ha elaborado la tabla III-I en la que se resumen las características de los dominios y unidades hidrogeológicas. En esta tabla se pone el énfasis sobre la permeabilidad de las unidades, la potencial existencia de *procesos kársticos* y el uso de cada unidad.

Cabe destacar que cada unidad hidrogeológica está constituida por un gran número de acuíferos distintos, los cuales pueden variar tanto en edad, litología y características hidrogeológicas. Al tratarse de un resumen, se ha optado por incluir en las celdas de la tabla III-1 correspondientes a los distintos parámetros una descripción que refleja de la mejor forma posible las características de ese parámetro para la unidad en cuestión.

El estudio de esta tabla proporciona una idea global de la potencial sensibilidad hidrogeológica de las distintas zonas de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Ahora bien, de cara a poder matizar esta primera evaluación, se requiere una comprobación más detallada en otras fuentes que pueden aportar datos relevantes en base a los que matizar o reforzar la evaluación inicial. Ejemplos de estas fuentes son:

- Mapa geológico del País Vasco (escala 1: 25.000) (Ente Vasco de Energía);
- Vulnerabilidad de acuíferos (escala 1 : 25.000) (Ente Vasco de Energía, 1996);

- Mapas temáticos incluidos en el Sistema de Cartografía Ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Ente Vasco de Energía, 1996), entre los que cabe destacar:
 - Permeabilidad del terreno; y
 - Espacios naturales de interés para la protección de ecosistemas.

Los datos obtenidos del estudio de las fuentes arriba indicadas deberán ser incluidos dentro del procedimiento de evaluación de riesgos cualitativo (Anexo V).

Finalmente, cabe destacar que ninguno de los mapas y fuentes aquí comentados refleja la vulnerabilidad de los niveles saturados del subsuelo y acuíferos someros que no constituyen una unidad hidrogeológica de dimensiones similares a las arriba descritas, tal como los que se pueden encontrar en zonas aluviales colindantes a los múltiples cursos fluviales que existen en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Sin embargo, en la práctica, este tipo de acuíferos, junto a los niveles saturados que suelen existir en tierras disgregadas que cubren niveles rocosos someros o suelos no consolidados alejados de los cursos fluviales, son los niveles hídricos a priori más sensibles a la fuga de un líquido desde un tanque subterráneo, fundamentalmente porque constituyen el primer receptor de la afección. Por esta razón, este tipo de niveles deben ser considerados de forma prioritaria.

Dominio Hidrogeológico	Unidad Hidrogeológica (U.H.)	Nº U.H. en Figura III-1	Litología Predominante	Edad	Presencia de Karstificación	Permeabilidad Predominante	Aprovechamiento Actual
Paleozoico y Granitoides			Materiales detríticos metamórficos y rocas ígneas	Paleozoico	No	Baja	Importante para recarga de aguas superficiales; uso forestal
	Elduain	1	Pizarras, materiales detríticos, carníolas, margas	Paleozoico - Jurásico	Sí	Variable de baja a alta	Industrial (papeleras) Doméstico
			Calizas, margas arenosas, limolitas	Jurásico	Sí		
			Materiales detrítico-calcareos, lutitas	Cretácico	No		
			Suelos aluviales	Cuaternario	No		
	Ernio	2	Areniscas, yesos, oftas, margas, calizas, grauvacas, lutitas	Paleozoico superior-(Permotriásico)-Cretácico inferior	Sí	Alta	Industrial Doméstico Ganadero
			Aluviales	Cuaternario	No		
	Albiztur	3	Areniscas, arcillas, yesos, carníolas, margas, calizas y dolomías, lutitas	Paleozoico, Triásico, Jurásico, Cretácico	Sí, bien desarrollada	Alta	Industrial Doméstico Acuicultura
			Deposiciones kársticas, relleno antrópico	Cuaternario	No		
			Arcillas, calizas, margas, lutitas	Triásico, Jurásico, Cretácico	Sí		
Anticlinorio Norte	Gatzume	4	Materiales detríticos	Cuaternario	No	Variable de baja a alta	Industrial Doméstico Acuicultura
			Margas, calizas, areniscas, brechas	Jurásico	Sí		
	Izarraitz	5	Materiales detríticos	Cuaternario	No	Variable de baja a alta	Doméstico
			Brechas calcáreas, calizas, material detrítico y margoso, términos arcillosos, arenosos, margosos	Jurásico - Cretácico	Sí, bien desarrollada		
	Ereñozar	6	Oftas	Triásico	No	Variable de baja a alta	Doméstico
			Materiales detríticos	Cuaternario	No		

Tabla III-I – Resumen de las características de las Unidades Hidrogeológicas en el País Vasco (1 de 4)

Dominio Hidrogeológico	Unidad Hidrogeológica (U.H.)	Nº U.H. en Figura III-1	Litología Predominante	Edad	Presencia de Karstificación	Permeabilidad Predominante	Aprovechamiento Actual
Anticlinorio Sur	Aramotz	7	Lutitas-areniscas, calizas calcarenitas, margas	Cretácico inferior (Complejo Urgoniano-Albiense)	Sí	Variable de baja a alta	Industrial Forestal Ganadero Doméstico
			Gravas, arenas, limos, arcillas, coluviales	Cuaternario	No		
	Itxina	8	Calizas, brechas, areniscas, lutitas, margas, calcarenitas	Cretácico inferior (Complejo Urgoniano-Albiense)	Sí	Media	Doméstico
			Materiales coluviales	Cuaternario	No		
	Aizkorri	9	Arcillas y yesos	Triásico (Keuper)	Sí	Media	Eléctrico Doméstico
			Lutitas-areniscas-calizas; Calizas, brechas, margas	Cretácico inferior (Complejo Urgoniano-Albiense)	Sí		
			Lutitas, areniscas conglomerados, calizas, margas	Cretácico inferior Complejo (Supra Urgoniano-Aptiense)	Sí		
			Calizas-dolomías margas.	Jurásico marino	Sí		
	Aralar	10	Calizas y margas. Lutitas negras hojosas	Cretácico Inferior (Complejo Purbeck-Weald)	Sí	Variable de baja a alta	Agropecuario
			Areniscas-calizas-brechas calcáreas y margas	Cretácico inferior (Complejo Urgoniano-Albiense)	Sí, localmente		
			Lutitas y areniscas	Cretácico inferior Complejo (Supra Urgoniano-Aptiense)	No		
			Flysch calcáreo. Margas	Cretácico superior	No		
Cretácico Superior			Margas, piroclásticos y coladas volcánicas	Cretácico superior (Complejo flyschhoide)	No	Baja	Doméstico
Complejo Volcánico			Sills básicos-basaltos-brechas-rocas volcanosedimentarias		No	Media	Doméstico

Tabla III-1 – Resumen de las características de las Unidades Hidrogeológicas en el País Vasco (2 de 4)

Dominio Hidrogeológico	Unidad Hidrogeológica (U.H.)	Nº U.H. en Figura III-1	Litología Predominante	Edad	Presencia de Karstificación	Permeabilidad Predominante	Aprovechamiento Actual
Sinclinal de Oiz	Oiz	11	Margas y calizas arenosas. Coladas volcánicas. Arenas	Cretácico superior	Sí	Baja a muy baja	Eléctrico
Cadena Costera	Jaizkibel	12	Flysh detrítico calcáreo	Cretácico superior (Maestrichtiense - Daniense)	No	De media a alta	Doméstico
			Margas y margocalizas	Eoceno	Sí		
			Margas y margocalizas	Eoceno	No		
			Areniscas calcáreas y silíceas, calizas	Eoceno	No		
			Arcillas-yesos-ofitas	Triásico	Sí		
Sierra de Cantabria	Sierra de Cantabria	13	Carniolas, margas, complejo margoarenoso	Jurásico y Cretácico inferior	Sí	Variable de baja a alta	Doméstico Agropecuario Eléctrico
			Calizas, complejo arenoso y calizas arenosas	Cretácico inferior	Sí		
			Serie carbonatada: calizas, margas, complejo dolomítico, arenas	Cretácico superior	Sí		
			Dolomías y calcarenitas. Conjunto margoso. Calizas. Limos y arcillas. Conglomerados	Terciario	Sí		
			Materiales de terrazas, aluviales y coluviales	Cuaternario	No		
			Margas, margocalizas, calizas, calcarenitas	Cretácico superior	Sí		
			Cantos calcáreos, arcillas, arenas, conglomerados	Terciario	No		
			Materiales coluviales, aluviales	Cuaternario	No		
			Materiales aluviales	Cuaternario	No		
	Campezo	14				Alta	Doméstico

Tabla III-1 – Resumen de las características de las Unidades Hidrogeológicas en el País Vasco (3 de 4)

Dominio Hidrogeológico	Unidad Hidrogeológica (U.H.)	Nº U.H. en Figura III-1	Litología Predominante	Edad	Presencia de Karstificación	Permeabilidad Predominante	Aprovechamiento Actual
Plataforma Alavesa	Subijana	15	Margas, calizas, materiales arcillosos, margocalizas	Cretácico medio y superior	Sí	Alta	Doméstico
			Camíolas, margas, areniscas conglomeradas (facies Utrillas)	Jurásico-Cretácico	Sí	Alta	Doméstico Agropecuario
	Valdegobia	16	Carbonatos: calizas, margas, dolomitas, calcarenitas	Cretácico	Sí		
			Calizas-dolomitas, conglomerados, lutitas, areniscas, limolitas, margas	Terciario	Sí		
			Depósitos aluviales	Cuaternario	No		
Sinclinal de Urbasa-Treviño	Urbasa	17	Calizas, arcillas, yesos	Triásico	Sí	Alta a media	Doméstico
			Margas, calizas arenosas, calizas	Cretácico superior	Sí		
			Dolomías, calizas, calcarenitas, areniscas, arenas, brechas, margas	Terciario	Sí		
			Brechas, material aluvial	Cuaternario	No		
Cuenca del Ebro			Areniscas calcáreas: limolitas, argilitas, areniscas, brechas, conglomerados	Cuaternario	No	Baja	Doméstico
			Depósitos aluviales: gravas con matriz arcillo-arenosa	Cuaternario	No	Variable de baja a alta	Industrial Forestal Doméstico
Cuaternario	Vitoria	18	Materiales carbonatados, margas, margocalizas	Cretácico	Sí		
			Arcillas, ofitas	Triásico	No	Variable de baja a alta	Doméstico
	Gernika	19	Enclaves calizo-dolomíticos, margas y margocalizas	Jurásico	Sí		
			Flysh calcáreo, calizas arenosas	Cretácico superior	No		
			Detriticos	Cuaternario	No		

Tabla III-1 – Resumen de las características de las Unidades Hidrogeológicas en el País Vasco (4 de 4)

ANEXO IV: RECONCILIACIÓN MANUAL DE VENTAS Y STOCKS

Criterios para el control del nivel de producto / reconciliación de ventas y stocks

(Según Guía EPA: Doing Inventory Control Right for Underground Storage Tanks, 1 3):

- El del producto y reconciliación de ventas y stocks media es das de control **automáticas o mediciones manuales:**

Necesario:

- ⇒ Disponer de una barra de medición bien marcada y adecuada. Preferiblemente de madera u otro material que pueda generar chispas dañan el fondo del tanque.
- ⇒ Disponer de pasarela para la medición de agua e hidrocarburos.
- ⇒ Disponer de impresos adecuados (Registros IV-1 y IV-2).
- ⇒ Disponer de una tabla de conversión del nivel de producto medido en el tanque a volumen de producto.

Procedimiento:

- ⇒ **Nota:** No se puede introducir o extraer producto al tanque durante la ejecución de la toma de datos de este proceso.

Registro IV-1:

1. Rellenar los datos de identificación del tanque en el Registro IV-1.
2. A la hora del producto (mm) de la barra de medición en la celda **NIVEL PRODUCTO/BARRA (mm)**. En caso de disponer de sistema de control se podrá leer el dispositivo respectivo.
3. Registrar el número del conducto realizado del surtidor en las celdas **LECTURA SURTIDOR**, cada día sucesivamente los registros de los dispositivos surtidores que se abasce desde el mismo tanque.
4. Sumar el total de los registros de los dispositivos surtidores para cada tanque en la celda **TOTALES DEL DÍA**.
5. Resaltar el total del día del total del día anterior y anotar en la celda **VOLUMEN BOMBEADO DEL DÍA**.
6. Registrar las entradas en las celdas respectivas al **REGISTRO DE ENTRADAS**.
7. Calcular el volumen de entrada de combustible. Anotar en la celda **LITROS ENTRADA (MEDIDO)**.
8. Registrar el volumen total de producto recargado según recibidos. Comparar con volumen calculado. Si hay diferencias imputar a errores de cálculo al suminisrado.

Criterios para el control del nivel de producto / reconciliación de ventas y stocks:

Registro IV-2:

9. Pasar el valor de las celdas **NIVEL PRODUCTO/BARRA (mm)** del Registro IV-1 a la celda **VOLUMEN INICIAL BARRA (L)** del Registro IV-2.
10. Apuntar los litros de recarga al día que en la celda **LITROS ENTRADA** del día correspondiente del Registro IV-2.
11. Pasar el valor de la celda **VOLUMEN BOMBEADO DEL DÍA** del Registro IV-1 a la celda **LITROS SALIDA** del Registro IV-2.
12. Calcular el resultado de esas tres celdas e introducirlo en la celda **BALANCE REGISTRO (L)**.
13. Copiar la celda **NIVEL PRODUCTO/BARRA (mm)** del Registro IV-1 a la celda **INVENTARIO FINAL SEGÚN MEDICIONES (mm)** del Registro IV-2 y compararla.
14. Restar los litros de la celda **BALANCE REGISTRO** a los litros de la celda **INVENTARIO FINAL SEGÚN MEDICIONES (L)**. Introducir la diferencia en la celda **DIFERENCIA DIARIA (+) o (-)**.
15. Firmar el registro para registrar el cumplimiento del procedimiento.
16. Al menos una vez al mes medir el agua en el tanque y registrar el resultado en la parte superior del Registro IV-2.

Evaluación final de mes (Registro 2):

17. Sumar los litros registrados de la celda **LITROS SALIDA** y anotar el resultado en la celda **TOTAL LITROS BOMBEADOS**.
18. Sumar los litros registrados de la celda **DIFERENCIA DIARIA (+) o (-)** e incluir el resultado en la celda **TOTAL LITROS (+) o (-)**.
19. Cumplimentar las líneas de **CONTROL DE FUGAS** según el siguiente criterio a seguir:
 - ✓ Eliminar los decimales del **TOTAL DE LITROS BOMBEADOS** para obtener el 1% (p. ej. 10.500 se convierte en 105).
 - ✓ Sumar 450 ($105 + 450 = 555$).
 - ✓ Introducir el resultado de este cálculo al final del **CONTROL DE FUGAS**. Este valor sería la máxima diferencia de producto aceptable.
 - ✓ Al final de este registro circular el **SÍ** o el **NO**, para mostrar si el **TOTAL DE LITROS (+) o (-)** es **SUPERIOR** al resultado del **CONTROL DE FUGAS**. En este sentido, aplicar el resultado del **TOTAL DE LITROS (+) o (-)** siempre como valor positivo, es decir, -74 se compara como si fuera 74.

NOTA: Si el resultado de esta evaluación es **SÍ** durante dos meses consecutivos puede haberse producido una fuga en el tanque.

REGISTRO IV-1

HOJA DE INVENTARIO DIARIO

NOMBRE DE LA INSTALACIÓN:

NOMBRE PROPIETARIO:

FECHA:

DATOS DE IDENTIFICACIÓN DEL TANQUE					
Tipo de combustible					
Volumen en litros					
Nivel Producto/Barra (mm)					
Volumen bombeado	↓	↓	↓	↓	↓
Lectura surtidor					
Lectura surtidor					
Lectura surtidor					
Lectura surtidor					
Lectura surtidor					
Lectura surtidor					
Lectura surtidor					
Lectura surtidor					
TOTALES DEL DÍA					
Totales del día anterior					
VOLUMEN BOMBEADO DEL DÍA					
REGISTRO DE ENTRADAS	↓	↓	↓	↓	↓
Mm de combustible antes de entrada					
Litros de combustible antes de entrada (según tabla de conversión)					
Mm de combustible después de entrada					
Litros de combustible después de entrada (según tabla de conversión)					
LITROS ENTRADA (MEDIDO) (Litros “después” – Litros “antes”)					
VOLUMEN TOTAL DE LITROS REGISTRADOS COMO ENTRADA (Justificante Suministrador)					

REGISTRO IV-2

REGISTRO DE INVENTARIO MENSUAL

Id. Tanque + combustible:

Mes / Año:

INSTALACIÓN:

Fecha Control Agua:

Nivel agua (mm):

Fecha	Volumen Inicial Barra (l)	Litros Entrada	Litros Salida	BALANCE REGISTRO (l)	INVENTARIO FINAL SEGÚN MEDICIONES (MM) (LITROS)		Diferencia diaria (+) o (-) ("Final" - "Registro")	1.1.1.
1	(+)	(-)	(=)					
2	(+)	(-)	(=)					
3	(+)	(-)	(=)					
4	(+)	(-)	(=)					
5	(+)	(-)	(=)					
6	(+)	(-)	(=)					
7	(+)	(-)	(=)					
8	(+)	(-)	(=)					
9	(+)	(-)	(=)					
10	(+)	(-)	(=)					
11	(+)	(-)	(=)					
12	(+)	(-)	(=)					
13	(+)	(-)	(=)					
14	(+)	(-)	(=)					
15	(+)	(-)	(=)					
16	(+)	(-)	(=)					
17	(+)	(-)	(=)					
18	(+)	(-)	(=)					
19	(+)	(-)	(=)					
20	(+)	(-)	(=)					
21	(+)	(-)	(=)					
22	(+)	(-)	(=)					
23	(+)	(-)	(=)					
24	(+)	(-)	(=)					
25	(+)	(-)	(=)					
26	(+)	(-)	(=)					
27	(+)	(-)	(=)					
28	(+)	(-)	(=)					
29	(+)	(-)	(=)					
30	(+)	(-)	(=)					
31	(+)	(-)	(=)					
Total l. bombeados				Total l. (+) o (-)				

Eliminar los dos últimos dígitos del total de litros bombeados e introducir abajo
CONTROL FUGAS:

↓

_____ + 450

Compara estos números

↓

= _____ litros

¿El total de "litros (+) o (-)" es superior al "Total Litros bombeados"? SI / NO
Si la respuesta es "Sí" durante 2 meses consecutivos, podría haber una fuga

(Mantenga este documento archivado durante al menos 3 años)

Criterios para el control del nivel de producto / reconciliación de ventas y stocks:

Tanques pequeños sin control automático

(Según Guía EPA: Manual tank gauging for small Underground Storage Tanks, 1 3):

• Control manual:

- ⇒ Criterio: Para tanques pequeños de hasta 7.500 l en los que se pueda paralizar la entrada y salida de líquido durante al menos 36 horas.

Necesario:

- ⇒ Disponer de una barra de medición bien marcada y en buen estado. Preferiblemente de madera u otro material que no pueda generar chispas, ni dañar el fondo del tanque.
- ⇒ Disponer de impresos adecuados (ver ejemplo, Tabla IV-2 y Registro IV-3).
- ⇒ Disponer de una tabla de conversión del nivel de producto medido en el tanque a volumen de producto.

Procedimiento:

- ⇒ Prefijar las dimensiones del tanque y comprobar la duración y estándares de aprobación en la tabla IV-2.
- ⇒ Medir dos veces al comienzo de la prueba y dos veces al final de la misma los niveles de líquido en el tanque, calcular las medias de ambas mediciones.
- ⇒ Convertir las mediciones de nivel de producto en volumen.
- ⇒ Calcular la diferencia de volumen entre comienzo y final de prueba. Anotar el resultado en la columna correspondiente.
- ⇒ Repetir esta prueba cada semana y calcular la media de diferencia mensual, sumando y restando los resultados positivos y negativos del mes y dividiendo por 4.
- ⇒ Comparar los resultados semanales y mensuales con los estándares presentados en la Tabla IV-2. Los resultados negativos (-) serán comparados como positivos (+).

NOTA: En caso de que exista una diferencia superior al estándar correspondiente, podría haberse producido una fuga.

Dimensiones del tanque	Duración mínima de la prueba (h)	Estándar de comparación semanal (1 prueba)	Estándar de comparación mensual (media de 4 pruebas)
Hasta 2.000 l	36	35 litros	18 litros
2.000 – 3.750 l (diámetro del tanque: 64")	44	32 litros	15 litros
2.000 – 3.750 l (diámetro del tanque: 48")	58	45 litros	22 litros
2.000 – 3.750 l (Requiere igualmente prueba de estanqueidad)	36	48 litros	25 litros
3.750 – 7.500 l (Requiere igualmente prueba de estanqueidad)	36	96 litros	48 litros

Tabla IV-2: Tabla de comparación para pruebas de reconciliación de stocks en tanques subterráneos

REGISTRO IV-3: Registro para pruebas de reconciliación de stocks en tanques subterráneos

Comienzo prueba	1ª medición barra (mm)	2ª medición barra (mm)	Media Medición Inicial (mm)	Vol. producto (l)	Fin prueba	1ª medición barra (mm)	2ª medición barra (mm)	Media Medición final (mm)	Vol. producto (l)	Dif. en tanque (l + / -)	Prueba
Fecha: Hora:					Fecha: Hora:						S / N
Fecha: Hora:					Fecha: Hora:						S / N
Fecha: Hora:					Fecha: Hora:						S / N
Fecha: Hora:					Fecha: Hora:						S / N
Para comparar con el estándar mensual, sumar los 4 resultados y calcular la media.											S / N

ANEXO V: EVALUACIÓN SIMPLIFICADA DE LA VULNERABILIDAD DEL MEDIO

V.1 EVALUACIÓN SIMPLIFICADA DE LA VULNERABILIDAD DEL MEDIO

La evaluación simplificada de la vulnerabilidad del medio está dirigida a establecer las medidas de control y contención a aplicar de cara a prevenir la contaminación por hidrocarburos o disolventes desde futuros tanques subterráneos. De esta forma cada industria puede identificar y evaluar las medidas necesarias para prevenir la contaminación del suelo y así reducir el riesgo potencial a niveles aceptables.

La figura V-1 muestra la sistemática de trabajo.

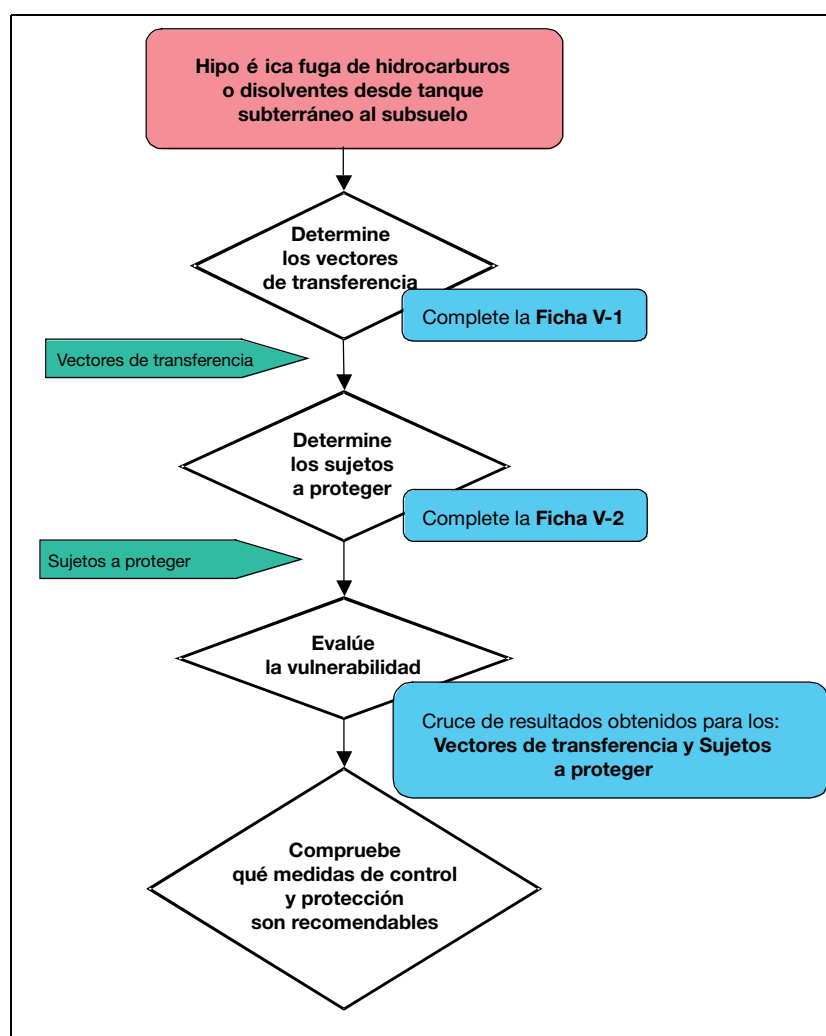


Figura V-1: Método de evaluación de la vulnerabilidad del medio

El modelo parte de la hipotética fuga de hidrocarburos o disolventes desde el tanque subterráneo al subsuelo. A partir de esta situación, el sistema de evaluación de vulnerabilidad simplificada se basa en dos aspectos fundamentales:

- Los vectores de transferencia a través de los cuales se puede dispersar la contaminación y que considera los siguientes aspectos:

- Hidrogeología;
 - Climatología;
 - Usos del suelo;
 - Emisiones atmosféricas;
 - Aguas superficiales; y
 - Aguas subterráneas.
- Los sujetos a proteger que se evalúan en función de su ubicación.
 - Elementos dentro del emplazamiento; y
 - Elementos del entorno;

Se trata de una metodología simple basada en la cumplimentación de dos fichas y cálculos sencillos.

Las fichas de trabajo a las que hace referencia esta sección se recogen en el siguiente cuadro:

FIC AS DE TRABAJO	
• Ficha V-1:	valuación de la vulnerabilidad del medio: Vectores de transferencia
• Ficha V-2:	valuación de la vulnerabilidad del medio: Sujetos a proteger

A continuación se explica el funcionamiento de las dos fichas

FICHA V-1 - Evaluación de la vulnerabilidad del medio: Vectores de transferencia

En esta ficha se evalúan las vías de migración de la contaminación en caso de una fuga o vertido desde las instalaciones a los elementos potencialmente vulnerables. Se deben evaluar los vectores de transferencia de forma individual para cada foco potencial de contaminación a instalar, es decir cada tanque subterráneo planificado dentro de las instalaciones, salvo que los criterios de evaluación del vector de transferencia sean idénticos para un conjunto de focos o la totalidad de los mismos, en cuyo caso se puede utilizar un único valor para todos ellos.

FICHA V-2 – Evaluación de la vulnerabilidad del medio: Sujetos a proteger

Al igual que en la Ficha V-1 es necesario cumplimentar esta ficha para cada foco evaluado teniendo en cuenta las características de los objetivos vulnerables a los contaminantes en caso de una fuga o vertido. Tal como ocurre para la evaluación de los vectores de transferencia, en el caso de que los criterios evaluados para los sujetos a proteger no varíen de un foco a otro dentro de la actividad, se podrá realizar una única evaluación para todos los focos del emplazamiento.

ASPECTO		PUNTUACIÓN				TOTAL
Idrogeología	Potencia de la zona no saturada (m)	>100	100-20	20-5	0-5	
		0	1	2	3	
	Permeabilidad (m)	<10 ⁻⁷ Material permeabilidad baja; evaporitas, pizarras, esquistos, granitos	10 ⁻⁷ - 10 ⁻⁵ Material permeabilidad media; calizas, margas, calcoarenitas (sin karst)	>10 ⁻⁵ Material permeabilidad alta; gravas, arenas, conglomerados, areniscas, sistemas kársticos		
		1	2	3		
Climatología	Precipitación (mm/año)	<650	650-800	>800		
		1	2	3		
	Potencial de inundación (periodo de retorno, años)	Zona no inundable	>100	10-100	<10	
		0	1	2	3	
Usos del suelo en el entorno		Industrial	Construcción / obras Comercial / servicios	Agrícola / Residencial		
		1	2	3		
Emisiones atmosféricas (incluyendo potencial afección a sótanos, canalizaciones subterráneas, edificios cercanos, etc.)		Sin emisiones	Limitadas en el emplazamiento	misiones supuestas <i>in-situ</i> y en zonas próximas al emplazamiento	misiones observadas con efectos en zonas colindantes	
		0	1	2	3	
Aguas superficiales	Distancia de aguas superficiales (m)	>1.000	300-1.000	50-300	<50	
		0	1	2	3	
	Uso de aguas superficiales	Sin uso	Industrial	Agrícola	Recreativo / Doméstico	
		0	1	2	3	
	Topografía	Pendiente <1% o pavimento permeable	Pendiente 1-5% o permeabilidad media	Pendiente >5% o permeabilidad baja	Zonas de circulación preferente	
		0	1	2	3	
Aguas subterráneas	Uso de las aguas subterráneas	Sin uso	Industrial	Agrícola	Recreativo / Doméstico	
		0	1	2	3	
	Proximidad de captaciones (m)	<50	50-200	>200	Sin uso	
		3	2	1	0	
Riesgo 0 punto: Nulo 1 punto: Bajo 2 punto: Medio 3 punto: Alto			PUNTUACIÓN TOTAL			

Ficha V-1: Evaluación de la vulnerabilidad del medio: Vectores de transferencia

ASPECTO		PUNTUACIÓN				TOTAL
Elementos dentro del emplazamiento	Residentes / Trabajadores	Ninguno	Trabajadores	Residentes	Población sensible (ancianos, niños, etc.)	
		0	1	2	3	
	Número de residentes / Trabajadores	Ninguno	<50 personas	50-250 personas	>250 personas	
		0	1	2	3	
	Accesibilidad	Cerrado y con vigilancia	Cerrado y sin vigilancia	No, cerrado y con vigilancia	No, cerrado y sin vigilancia	
		0	1	2	3	
Elementos del entorno	Distancia a zonas residenciales	< 50 m	50-500 m	> 500 m		
		1	2	3		
	Residentes / Trabajadores	Ninguno	Trabajadores	Residentes	Población sensible (ancianos, niños, etc.)	
		0	1	2	3	
	Elementos singulares del entorno	No		Sí (elementos del ecosistema o del medio singulares)		
		0		3		
Riesgo 0 punto: Nulo 1 punto: Bajo 2 punto: Medio 3 punto: Alto			PUNTUACIÓN TOTAL			

Ficha V-2: Evaluación de la vulnerabilidad del medio: Sujetos a proteger

Finalmente, para el cálculo de la vulnerabilidad del medio es necesario cruzar los resultados obtenidos en las fichas V-1 y V-2, según la tabla que se muestra a continuación. De acuerdo con esta tabla, se puede deducir que a partir de la metodología seguida la vulnerabilidad puede adoptar tres valores distintos, 0,25, 0,50 y 1.

Cálculo de la vulnerabilidad		Vectores de transferencia (Ficha V-1)		
		Valor ≤ 11	11 < Valor ≤ 22	Valor > 22
Sujetos a proteger (Ficha V-2)	Valor ≤ 6	0,25	0,25	0,5
	6 < Valor ≤ 12	0,25	0,5	1
	Valor > 12	0,5	1	1

Tabla V-1: Cálculo de la vulnerabilidad

V.2 DEFINICIÓN DE LOS VECTORES DE TRANSFERENCIA Y LOS SUJETOS A PROTEGER

VECTORES DE TRANSFERENCIA

Los siguientes aspectos a tener en cuenta como posibles vectores de transferencia de contaminación son:

- Hidrogeología;
- Climatología;
- Usos del suelo;
- Emisiones atmosféricas;
- Aguas superficiales;
- Aguas subterráneas;

HIDROGEOLOGÍA

Se valora la hidrogeología de la zona en función de la potencia de la zona no saturada y de la permeabilidad de los materiales de la zona.

idrogeología		Puntuación
Potencia de la zona no saturada (m)	> 100	0
	100-20	1
	20-5	2
Permeabilidad (m/s)	Baja < 10^{-7}	1
	Media 10^{-7} - 10^{-5}	2
	Alta > 10^{-5}	3

CLIMATOLOGÍA

Se establece una puntuación en función de la precipitación anual media de la zona y del potencial de inundación.

Climatología		Puntuación
Precipitación (mm/año)	< 650	1
	650-800	2
	> 800	3
Potencial de inundación (periodo de retorno, años)	Zona no inundable	0
	> 100	1
	10-100	2
	< 10	3

USOS DEL SUELO

Se valoran los principales usos del suelo en la zona.

Usos del suelo	Puntuación
Industrial	1
Comercial / Servicios	2
Agrícola / Residencial	3

EMISIONES ATMOSFÉRICAS

Se trata de evaluar las zonas con potencial de ser afectadas por los vapores orgánicos que se generarán tras un derrame o fuga desde un tanque subterráneo tanto dentro como fuera del emplazamiento. Dentro de esta evaluación hay que contemplar especialmente la potencial acumulación de vapores en sótanos, conducciones subterráneas u otras infraestructuras que puedan servir de vía preferencial de migración.

Emisiones atmosféricas	Puntuación
Sin emisiones	0
Limitadas en el emplazamiento	1
Emisiones supuestas <i>in-situ</i> y en zonas próximas al emplazamiento	2
Emisiones observadas con efectos en zonas colindantes	3

AGUAS SUPERFICIALES

Se valora la proximidad de aguas superficiales, el uso de las mismas (si están a menos de 1000 m de diámetro aguas abajo) y la topografía de la zona.

Aguas superficiales		Puntuación
Distancia de aguas superficiales (m)	> 1000 m o sin uso	0
	De 300-1000	1
	50-300	2
	>50	3
Uso de las aguas superficiales	Sin uso	0
	Industrial	1
	Agrícola	2
	Recreativo / Doméstico	3
Topografía	Pendiente < 1% o pavimento permeable	0
	Pendiente 1-5% o permeabilidad media	1
	Pendiente > 5% o permeabilidad baja	2
	Zonas de circulación preferente	3

AGUAS SUBTERRÁNEAS

La puntuación que recibe el agua subterránea está asignada en función de los usos del agua subterránea, la proximidad de pozos de captación y del tipo de acuífero.

Aguas subterráneas		Puntuación
Uso de las aguas subterráneas	Sin uso	0
	Industrial	1
	Agrícola	2
	Recreativo / Doméstico	3
Proximidad de captaciones (m)	<50	0
	50-200	1
	>200	2
	Sin uso	3

Sujetos a proteger

Los sujetos a proteger se dividen entre los existentes dentro y fuera del emplazamiento, es decir, los referentes al entorno.

ELEMENTOS DENTRO DEL EMPLAZAMIENTO

Los elementos dentro del emplazamiento a considerar se presentan en el siguiente cuadro.

Elementos dentro del emplazamiento		Puntuación
Residentes / Trabajadores	Ninguno	0
	Trabajadores	1
	Residentes	2
	Población sensible (ancianos, niños, etc.)	3
Número de residentes / Trabajadores	Ninguno	0
	<50 personas	1
	<250 personas	2
	>250 personas	3
Accesibilidad	Cerrado y con vigilancia	0
	Cerrado y sin vigilancia	1
	No cerrado y con vigilancia	2
	No cerrado y sin vigilancia	3

ELEMENTOS DEL ENTORNO

Se evalúa la población situada a unos 500 m de los focos estudiados.

Elementos del entorno		Puntuación
Distancia a zonas residenciales	<50 m	1
	50-500 m	2
	>500 m	3
Residentes / trabajadores	Ninguno	0
	Trabajadores	1
	Residentes	2
	Población sensible (ancianos, niños, etc.)	3
Elementos singulares del entorno	No	0
	Sí (elementos del ecosistema o del medio singulares)	3

ANEXO VI: FICHAS DE PRESENTACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE DESCONTAMINACIÓN

Fichas:

- 1. Extracción de aire / Bioventilación**
- 2. Sparging**
- 3. Bombeo y tratamiento de aguas subterráneas**
- 4. Bioslurping**
- 5. Landfarming / Compostaje**
- 6. Biopilas**
- 7. Desorción térmica**
- 8. Pantallas hidráulicas**
- 9. Pantallas de contención**
- 10. Atenuación natural / Biorremediación estimulada**

1. Extracción de aire / Bioventilación

Tecnología:

Extracción de aire / Bioventilación

Tipo de tecnología:

Descontaminación

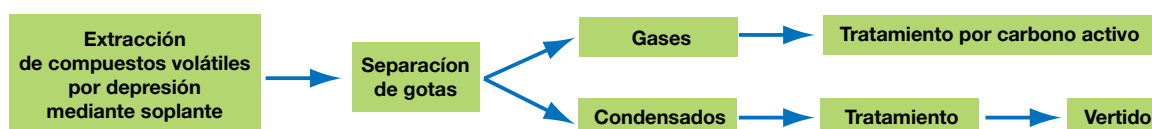
Aplicación:

In situ

Tratamiento in situ que permite reducir la concentración de compuestos volátiles en la zona no saturada, mediante la aplicación de una depresión en la matriz del suelo. Esta depresión provoca un desplazamiento de los vapores hacia los pozos de extracción, que serán posteriormente tratados a través de distintos procesos (químicos, carbón activo, etc.). Simultáneamente se produce un flujo de aire fresco a través de la zona no saturada, lo que conlleva un incremento en la concentración de oxígeno que favorece la actividad microbiana, produciéndose fenómenos de biodegradación in situ.



Ejemplo real de extracción de vapores por ventilación y tratamiento con carbón activo



1. Extracción de aire / Bioventilación

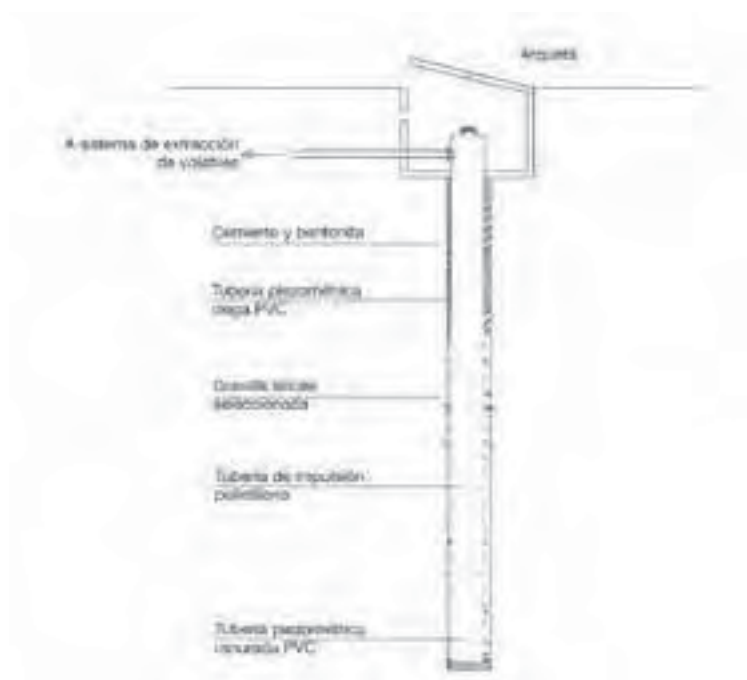
Aplicabilidad

- Suelos muy permeables (arenas y gravas).
- Suelos no muy estratificados.
- Efectivo para compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles. Su efectividad se reduce para compuestos con cadenas más pesadas.
- Tratamiento limitado a la zona no saturada. Es fundamental garantizar una total ausencia de agua en la línea del soplante.
- Tecnología no recomendable para suelos con un nivel freático por encima de 1 metro de profundidad.

Equipos necesarios

• Pozos de extracción de aire

No es necesario instalar pozos de elevado diámetro para favorecer la capacidad de extracción. No es necesario que lleguen hasta la zona saturada.



1. Extracción de aire / Bioventilación

- **Separador de gotas**

Sistema de recogida de condensados de la línea de succión. Evita el acceso de fase líquida al motor del soplante.



- **Válvula de dilución**

Garantiza el control de atmósferas explosivas.

- **Soplante**

Motor eléctrico y una turbina.
Potencia específica según condiciones.



- **Sistemas de tratamiento del gas**

Filtros de carbono activo.
Retención de COVs específicos en gases.

1. Extracción de aire / Bioventilación

Referencias y bibliografía

- *American Petroleum Institute. A Guide to the Assessment and Remediation of Underground Petroleum Releases*, Publication 1628, API, Washington, DC, pp.81. 1989.
- *Innovative Remediation Technologies: Field Scale Demonstration Project in North America*, 2nd Edition.
- *US EPA. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (ASR), Tenth Edition*, EPA 542-R-01-004.
- *US EPA. Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction*, EPA OSWER, EPA/542/R-97/007. 1997.
- *US EPA. Guide to Documenting and Managing Cost and Performance Information for Remediation Projects - Revised Version*, October, 1998, EPA 542-B-98-007. 1998.
- *US EPA. Abstracts of Remediation Case Studies*, Volume 4, June, 2000, EPA 542-R-00-006. 2000.

2. Air Sparging

Tecnología:

Tipo de tecnología:

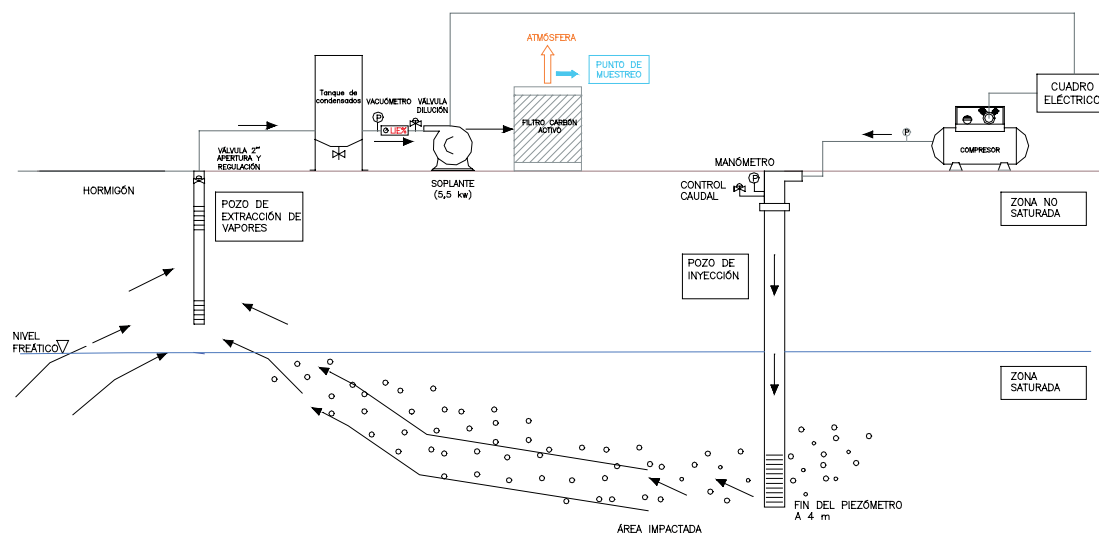
Aplicación:

Air Sparging

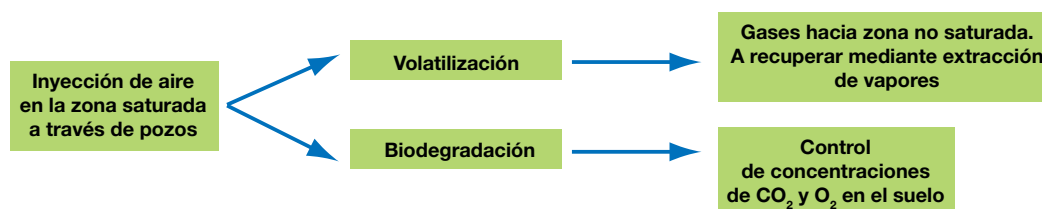
Descontaminación

In situ

Tratamiento in situ que permite reducir la concentración de compuestos volátiles disueltos en la zona saturada, mediante la aplicación de un flujo de aire en el agua subterránea que incrementa la volatilización de estos compuestos hacia la zona no saturada. Simultáneamente el flujo de aire a través de las zonas saturada y no saturada, conlleva un incremento en la concentración de oxígeno en éstas, lo que favorece la actividad microbiana, produciéndose fenómenos de biodegradación in situ en ambas zonas.



Ejemplo real de aplicación de *air sparging* mediante la inyección de aire en un pozo



2. Air Sparging

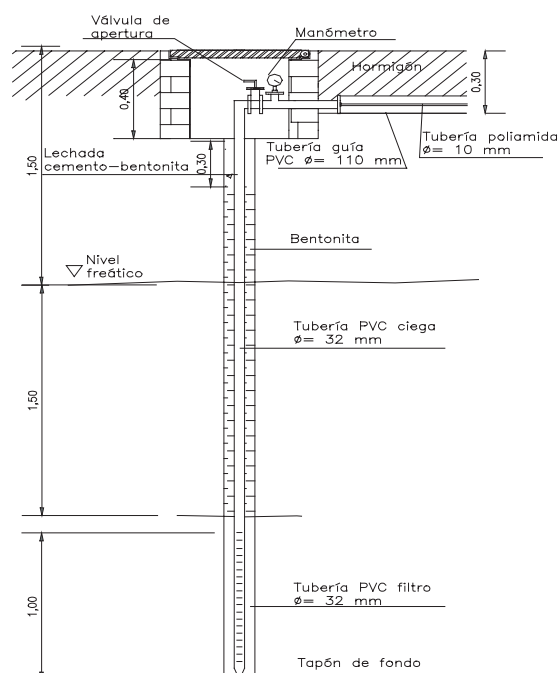
Aplicabilidad

- Suelos muy permeables (arenas y gravas).
- Suelos no muy estratificados.
- Efectivo para compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles. Su efectividad se reduce para compuestos más pesados.

Equipos necesarios

• Pozos de inyección de aire

Es necesario que lleguen hasta la zona saturada, y penetren 2-3 metros en ésta. El filtro tiene que localizarse a partir de 1 m por debajo del nivel freático, hasta el fondo del pozo. En función de los usos del suelo se requiere enterrar las infraestructuras mediante zanjas y arquetas.



• Pozos de extracción de aire

No es necesario instalar pozos de elevado diámetro para favorecer la capacidad de extracción. No es necesario que lleguen hasta la zona saturada.



2. Air Sparging

- **Compresor y calderín**

Motor eléctrico que acciona un sistema de pistón o tornillo para acumular aire en el calderín. La presión de marcha y paro del compresor se fija en el presostato instalado en el calderín.



- **Manoreductor**

Esta válvula permite ajustar la presión de inyección de aire en los piezómetros, según la indicación del manómetro.



- **Caudalímetro/Totalizador**

Con este equipo se conoce el caudal instantáneo y el total de aire que sale del compresor hacia los pozos de inyección.



- **Cabezas de pozo**

Son piezas metálicas o de plásticos tipo PVC o PEAD, que garantizan la estanqueidad en la conexión entre la tubería de acometida de aire y pozo. En estas cabezas se alojan los elementos de medición de presión o las sondas para medición de parámetros como CO₂, O₂, etc...



- **Soplante**

Motor eléctrico y una turbina, para extracción de vapores. Potencia específica según condiciones.



2. Air Sparging

Referencias y bibliografía

- *American Petroleum Institute. A Guide to the Assessment and Remediation of Underground Petroleum Releases*, Publication 1628, API, Washington, DC, pp.81. 1989.
- *Innovative Remediation Technologies: Field Scale Demonstration Project in North America*, 2nd Edition.
- *US EPA. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (ASR), Tenth Edition*, EPA 542-R-01-004.
- *US EPA. Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction*, EPA OSWER, EPA/542/R-97/007. 1997.
- *US EPA. Guide to Documenting and Managing Cost and Performance Information for Remediation Projects - Revised Version*, October, 1998, EPA 542-B-98-007. 1998.
- *US EPA. Abstracts of Remediation Case Studies*, Volume 4, June, 2000, EPA 542-R-00-006. 2000.

3. Bombeo y tratamiento de aguas subterráneas

Tecnología:

Bombeo y tratamiento de aguas subterráneas

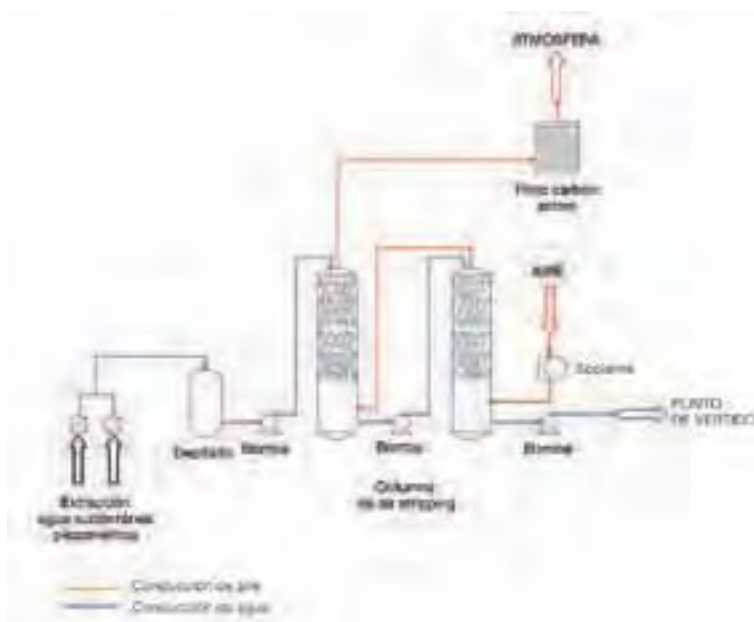
Tipo de tecnología:

Descontaminación

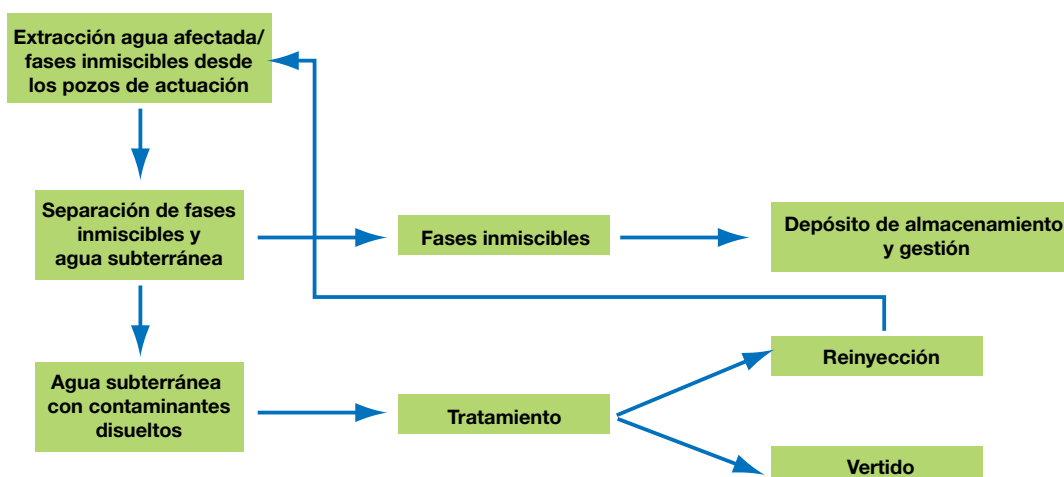
Aplicación:

In situ

El agua subterránea contaminada con diferentes fases miscibles/no miscibles es bombeada desde pozos de extracción para posteriormente ser tratada en superficie mediante diferentes sistemas o procesos (químicos, biológicos, *stripping*, carbono activo). El agua subterránea, una vez tratada, puede ser vertida o reinyectada aguas arriba de la zona afectada.



Ejemplo real de bombeo y tratamiento mediante air-stripping



3. Bombeo y tratamiento de aguas subterráneas

Aplicabilidad

- Acuíferos de permeabilidades desde media a alta (desde arenas finas a gravas).
- No es aplicable a contaminantes con alta saturación residual, con coeficientes de sorción altos.
- Con el fin de tener éxito en la zona a actuar, el sistema debe ser diseñado de manera que no se permita la migración de masas contaminantes fuera del ámbito de influencia de los conos de bombeo.

Equipos necesarios

- Pozos de actuación

Un mayor diámetro favorece la capacidad de extracción.



- **Bombas de extracción**

Neumáticas antideflagrantes sumergidas:

- Zonas de riesgo por explosividad,
- Bajo caudal (10 l/min).
- No distingue fases.



Neumáticas antideflagrantes por aspiración:

- Caudal (20-150 l/min).
- No distingue fases.



3. Bombeo y tratamiento de aguas subterráneas

Eléctricas sumergibles:

- Caudales relativamente elevados.
- No distingue fases.



Skimmers (neumáticos):

- Caudales muy bajos.
- Específico para fases no acuosas.



- **Sistema de tratamiento y separación de los fluidos extraídos**

Separadores de hidrocarburos:

- Separación de fases inmiscibles.



Filtros de carbono activo:

- Retención de COVs específicos en agua y gases.



Torres de *stripping*:

- Extracción de COVs en fluidos.



3. Bombeo y tratamiento de aguas subterráneas

Químicos: oxidantes, reductores y
Biológicos: enzimas, bacterias:
- Degradación de contaminantes.



Referencias y bibliografía

- AATDF. *Technology Practices Manual for Surfactants and Cosolvents*, Technical Report, Document No. TR-97-2. 1997.
- DOE. *Pump and Treat of Contaminated Groundwater at Langley Air Force Base, Virginia*, (Technology Application Analysis), prepared by Stone & Webster Environmental Technology & Services. 1994.
- DOE. *Pump and Treat of Contaminated Groundwater at Operable Unit B/C, McClellan Air Force Base, California*, (Technology Application Analysis), prepared by Stone & Webster Environmental Technology & Services. 1994.
- DOE. *Pump and Treatment of Contaminated Groundwater at U.S. Department of Energy Kansas City Plant Kansas City, Missouri*, (Technology Application Analysis) prepared by Stone & Webster Environmental Technology & Services. 1994.
- DOE. *Pump and Treat of Contaminated Groundwater at U.S. Department of Energy, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore Site, Livermore, California*, (Technology Application Analysis), prepared by Stone & Webster Environmental Technology & Services. 1994.
- DOE. *Pump and Treatment System at Commencement Bay, South Tacoma Channel (Well 12 A) Phase 2, Tacoma, Washington*. (Technology Application Analysis) prepared by Stone & Webster Environmental Technology & Services. 1994.
- US EPA. *Performance of Pump-and-Treat Remediations*, EPA/540/4-89/005. 1989.
- US EPA. *A Guide to Pump and Treat Groundwater Remediation Technology*, EPA/540/2-90/018. 1990.
- US EPA. *Chemical Enhancements to Pump-and-Treat Remediation*, EPA/540/S-92/001; NTIS: PB92-180074. 1992.
- US EPA. *Surfactant-Enhanced DNAPL Remediation: Surfactant Selection, Hydraulic Efficiency, and Economic Factors*, EPA/600/S-96/002. 1996.

4. Extracción multifase (bioslurping)

Tecnología:

Extracción multifase (*bioslurping*)

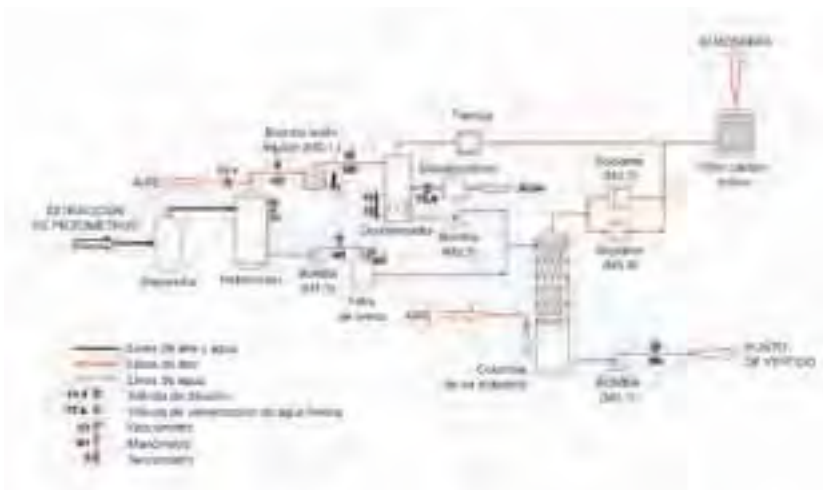
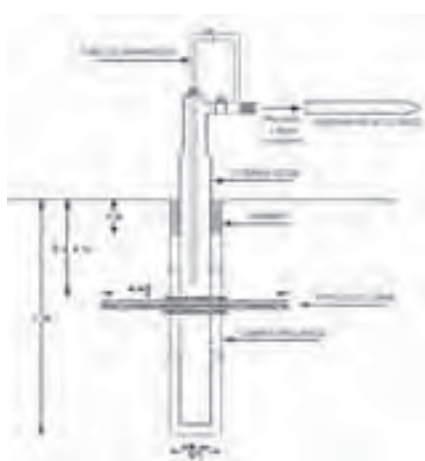
Tipo de tecnología:

Descontaminación

Aplicación:

In situ

Sistema combinado de extracción desde la zona saturada (agua y fases) y de la zona no saturada (gases) mediante alto vacío (hasta -0,8 bar). El tratamiento posterior de los fluidos extraídos en superficie se puede realizar a través de diferentes sistemas o procesos (separación, químicos, biológicos, stripping, carbono activo). El agua subterránea, una vez tratada, puede ser vertida o reinyectada aguas arriba de la zona afectada.



Ejemplo real de extracción de gases y fluidos por *bio-slurping* y posterior tratamiento



4. Extracción multifase (bioslurping)

Aplicabilidad

- Acuíferos con permeabilidad desde baja a alta (limos a gravas).
- Relativamente efectivo con contaminantes con alta saturación residual, con coeficientes de sorción elevados.
- Los radios de influencia no han de ser amplios (no se prevé la necesidad de contención).
- Tratamiento simultáneo de las zonas saturada y no saturada.
- Considerar posibles dificultades en la realización de la obra civil.

Equipos necesarios

• Pozos de actuación

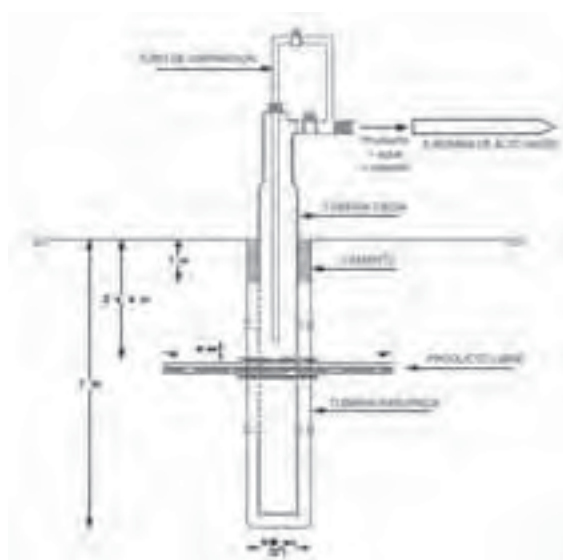
No es necesario instalar pozos de gran diámetro para favorecer la capacidad de extracción.

• Sistema de extracción

Cabezas de pozo.

Tuberías de extracción de PVC o cobre de pequeño diámetro situadas justo a la altura del nivel piezométrico:

- Sin riesgo de explosividad.
- Caudales medios.
- No distingue fases.



4. Extracción multifase (bioslurping)

Bomba de alto vacío y filtros:

- Normalmente instalado en contenedores ventilados, con explosímetro e insonorizados.
- El sistema de tratamiento puede estar incluido en el contenedor.



- **Sistema de tratamiento y separación de fluidos y gases extraídos**

El sistema de tratamiento puede estar incluido en el propio contenedor y constar de:

- Separadores de hidrocarburos.
- Hidrociclón (separación gas/agua).
- Filtros de carbono activo.
- Torres de stripping.



4. Extracción multifase (bioslurping)

Referencias y bibliografía

- American Petroleum Institute. *A Guide to the Assessment and Remediation of Underground Petroleum Releases*, Publication 1628, API, Washington, DC, pp.81. 1989.
- Baker, R.S. and J.Bierschenk. "Bioslurping LNAPL contamination". *Pollution Engineering*, March, pp.38-40. 1996.
- *Innovative Remediation Technologies: Field Scale Demonstration Project in North America*, 2nd Edition
- Miller, R.R. Bioslurping, GWRTAC, TO-96-05. 1996.
- USAF. *Technology Profile: Vacuum-Mediated LNAPL Free Product Recovery/ Bioremediation (Bioslurper)*, Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE), Brooks AFB, TX. March. 1994.
- USAF. *Draft: Test Plan and Technical Protocol for Bioslurping*, USAF, Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks AFB, TX. January 1995.
- US EPA. *Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (ASR)*, Tenth Edition, EPA 542-R-01-004.
- US EPA. *Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction*, EPA OSWER, EPA/542/R-97/007. 1997.
- US EPA. *Guide to Documenting and Managing Cost and Performance Information for Remediation Projects - Revised Version*, October, 1998, EPA 542-B-98-007. 1998.
- US EPA. *Abstracts of Remediation Case Studies*, Volume 4, June, 2000, EPA 542-R-00-006. 2000.
- US Navy. *Restoration Development Branch: Bioslurping*, USN, Naval Facilities Engineering Service Center, Port Hueneme, CA. 1996.
- Wickramanayake, G.B., et al. "Best Practices Manual for Bioslurping", *Technical Memorandum*, Naval Facilities Engineering Service Center, TM-2192-ENV. 1996.

5. Landfarming/Compostaje

Tecnología:

Landfarming / Compostaje

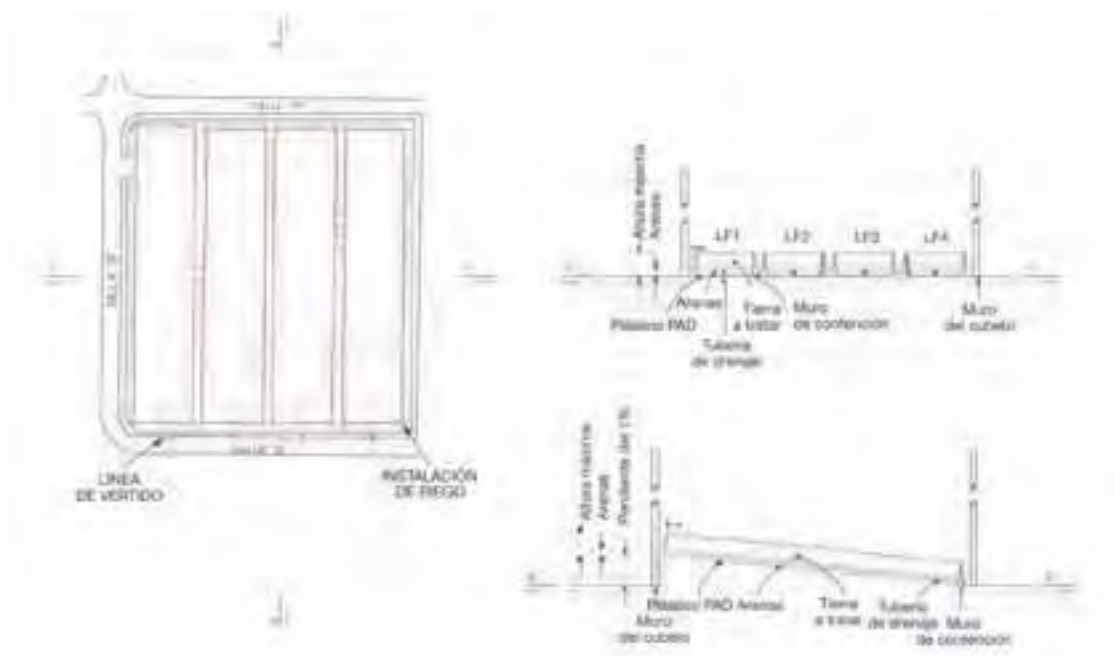
Tipo de tecnología:

Descontaminación

Aplicación:

Ex situ

Landfarming - Tratamiento ex situ que permite reducir la concentración de compuestos orgánicos degradables del suelo mediante la estimulación de la actividad microbiana del mismo. Para ello, los suelos contaminados han de ser excavados y dispuestos en grandes parcelas impermeabilizadas donde serán tratados mediante laboreo, adicción de nutrientes, humedad, etc.



Ejemplo real de tratamiento de tierras con *Landfarming*

Preparación parcelas

Desbroce

Nivelación

Compactación

Construcción
zanjas lixiviado
y arquetas
de recogida

Impermeabilización

Instalación
Geodren

Tratamiento de tierras

Excavación tierra
afectada

Disposición de la tierra
en las parcelas

Control parámetros
y activación microbiana
(arado, riego, nutrientes, ...)

Bombeo y tratamiento
lixiviados

5. Landfarming/Compostaje

Aplicabilidad

- Efectivo para la práctica totalidad de los hidrocarburos derivados del petróleo.
- Requiere de un control cuidadoso de varias características del suelo que afectan a la actividad microbiológica: pH, temperatura, humedad, contenido en nutrientes, poblaciones bacterianas, etc.
- El suelo debe presentar una textura lo más homogénea posible.
- Requiere una gran cantidad de superficie de tratamiento.
- Requiere de un plazo de tiempo de entre 6 meses y 2 años, en función del tipo de contaminante y su concentración.
- No es efectivo para concentraciones de hidrocarburos derivados del petróleo superiores a 50.000 ppm y de metales pesados superiores a 2.500 ppm.
- Requiere infraestructuras de recogida para posibles lixiviados y para su posterior tratamiento (separación, gestión, etc.).

Equipos necesarios

• Parcelas

Es necesario disponer de un amplio espacio y contar con maquinaria adecuada.

Las parcelas deberán ser impermeabilizadas y contarán con un geodren que permita el flujo de posibles lixiviados.

Se deben construir zanjas de captación de lixiviados.



5. Landfarming/Compostaje

- **Sistema de control de parámetros**

Control de pH, temperatura, nutrientes, humedad, actividad biológica (conteo de bacterias aeróbicas totales, BAT), evolución de concentraciones de contaminantes, etc.

Puede ser necesaria una instalación de riego.



Compostaje - La técnica de compostaje es un tratamiento ex situ muy similar a la técnica de *landfarming*, difieren en:

- El aporte de nutrientes se suministra en la técnica de compostaje mediante enmienda orgánica (materia orgánica en general, restos vegetales, maderas trituradas), lo que supone un incremento notable de volumen de material a tratar.
- La degradación se produce a una elevada temperatura (55°-65° C) originada por procesos de fermentación de la materia orgánica.
- Admite una mayor carga contaminante en el material a tratar.

5. Landfarming/Compostaje

Referencias y bibliografía

- American Petroleum Institute. *A Guide to the Assessment and Remediation of Underground Petroleum Releases*, Publication 1628, API, Washington, DC, pp.81. 1989.
- *Innovative Remediation Technologies. Field Scale Demonstration Project in North America*, 2nd Edition
- Minnesota Pollution Control Agency - *Leaking Petroleum Storage Tanks. The facts about composting petroleum contaminated soil*. Fact sheet #3.41. February 2001.
- US EPA. *How to Evaluate alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites*. Chapter 5. EPA 510-B-95-007. May 1995.
- US EPA. *Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction*, EPA OSWER, EPA/542/R-97/007. 1997.
- US EPA. *Innovative Uses of Compost. Composting of Soils Contaminated by Explosives*. EPA530-F-97-045. October 1997.
- US EPA. *Guide to Documenting and Managing Cost and Performance Information for Remediation Projects - Revised Version*, October, EPA 542-B-98-007. 1998.
- US EPA. *Annual Status Report (ASR), Tenth Edition, (Treatment Technologies for Site Cleanup)* 542-R-01-004
- US EPA. *Abstracts of Remediation Case Studies, Volume 4*, 542-R-00-006. June 2000.

6. Biopilas

Aplicabilidad

- Efectivo para la práctica totalidad de los hidrocarburos derivados del petróleo, especialmente los más volátiles.
- Requiere de un control cuidadoso de varias características del suelo que afectan a la actividad microbiológica: pH, temperatura, humedad, contenido en nutrientes, poblaciones bacterianas, etc.
- El suelo debe presentar una textura lo más homogénea posible.
- Requiere menor superficie de tratamiento que el landfarming.
- Requiere de equipos de ventilación (líneas, soplante, etc.).
- Requiere de un plazo de tiempo de entre 6 meses a 2 años, en función del tipo de contaminante y su concentración.

Equipos necesarios

- **Biopilas**

Es necesario disponer de espacio y contar con maquinaria adecuada. La dimensión de la biopila vendrá delimitada por el tipo de maquinaria disponible. Las biopilas deberán ser impermeabilizadas en su base y cubiertas en superficie con plásticos de menor densidad (evitar peso excesivo).



- **Líneas de bioventilación**

Tras la primera tongada se instalan las líneas de bioventilación, consistentes en unas tuberías ranuradas recubiertas por un geotextil para evitar la colmatación de las mismas. Estas líneas garantizarán la distribución de aire a través de la tierra acopiada, junto con la extracción de compuestos volátiles. Según las características de las tierras pueden ser necesarias además líneas de riego.



6. Biopilas

- **Tanques de recogida de condensados**

Sistema de recogida de condensados de la línea de succión. Evita el acceso de fase líquida al motor del soplante.



- **Soplante**

Motor eléctrico y una turbina. Potencia específica según las condiciones.

- **Sistema de control de parámetros**

Control de pH, temperatura, nutrientes, humedad, actividad biológica (conteo de bacterias aeróbicas totales, BAT), evolución de concentraciones de contaminantes, etc.



6. Biopilas

Referencias y bibliografía

- American Petroleum Institute. *A Guide to the Assessment and Remediation of Underground Petroleum Releases*, Publication 1628, API, Washington, DC, pp.81. 1989.
- Batelle and NFESC. *Biopile design and construction manual*. Technical Memorandum TM-2189-ENV. June 1996.
- *Guide to Documenting and Managing Cost and Performance Information for Remediation Projects - Revised Version*, October, 1998, EPA 542-B-98-007
- *Innovative Remediation Technologies. Field Scale Demonstration Project in North America*, 2nd Edition.
- US EPA. *Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction*, EPA OSWER, EPA/542/R-97/007. 1997.
- US EPA. *Annual Status Report (ASR), Tenth Edition, (Treatment Technologies for Site Cleanup)* EPA 542-R-01-004
- US EPA *How to Evaluate alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites. Chapter 4*. EPA 510-B-95-007. May 1995.
- US EPA. *Biopile operations and maintenance manual*. Technical Memorandum TM-2190-ENV. Batelle and NFESC. June 1996.
- US EPA. *Abstracts of Remediation Case Studies, Volume 4*, June, 2000, EPA 542-R-00-006. 2000.

7. Desorción Térmica

Tecnología:

Desorción de compuestos orgánicos a alta temperatura

Tipo de tecnología:

Descontaminación

Aplicación:

In situ/Ex situ

Tratamiento ex situ recomendable para suelos con un contenido importante en compuestos orgánicos. Se introducen los suelos afectados en un horno (normalmente rotatorio) a una temperatura de entre 450 y 550 °C en déficit de oxígeno (medio anaerobio) y durante un tiempo que oscila entre 8 y 20 minutos lo que permite trasladar la contaminación orgánica desde el suelo hacia la fase gaseosa. Los gases generados son tratados posteriormente mediante condensación o mediante oxidación térmica (850 a 1200 °C) y un tratamiento posterior.



Diagrama de proceso de la “Desorción Térmica”

7. Desorción Térmica

Aplicabilidad

- El sistema de tratamiento necesita un acondicionamiento previo de homogeneización y granulométrico para limitar el tamaño de las partículas que entran dentro de la instalación.
- Los contaminantes a tratar son de tipo orgánico: orgánicos halogenados y no halogenados, hidrocarburos alifáticos y aromáticos, pesticidas, cianuros, PCBs y otros.
- En el caso de suelos con metales pesados este método no es efectivo ya que éstos no pueden ser desorbidos.

Equipos necesarios

- **Desorbedor de alta temperatura**

- Sistema de alimentación.
- Horno de desorción en déficit de oxígeno.
- Sistema de enfriamiento del suelo desorbido.

- **Tratamiento de gases**

Por oxidación térmica:

- Ciclón para captación de partículas gruesas.
- Filtro de mangas para eliminación de partículas finas.
- Cámara de oxidación química entre 850 y 1200°C.
- Lavado de gases en vía húmeda con NaOH para neutralizarlos.

Por condensación:

- Ciclón recolector de partículas (hasta el 50% del total).
- *Prescrubber* y *venturi scrubber*. Extrae el resto de partículas y enfría los gases.
- Separador, demister y sifón. Elimina condensados, partículas y agua.
- Condensador/*chiller*. Extrae todos los condensables.
- Unidad de tratamiento de agua (Separador agua/aceite y torre de refrigeración-intercambiador de placas).

7. Desorción Térmica

Referencias y bibliografía

- Baker, R.S. And M. Kuhlman. “A Description of the Mechanisms of In-Situ Thermal Destruction (ISTD) Reactions.” In: H.Al-Ekabi (Ed.), *Current Practices in Oxidation and Reduction Technologies for Soil and Groundwater. Presented at the 2nd International Conf. On Oxidation and Reduction Technologies for Soil and Groundwater*, ORTs-2, Toronto, Ontario, Canada. Nov. 17-21, 2002.
- Conley, D.M., and C.M. Lonie. “Field Scale Implementation of In Situ Thermal Desorption Thermal Well Technology.” pp. 175-182. In Wickramanayake and A.R. Gavaskar (eds.) *Physical and Thermal Technologies: Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*. Battelle Press, Columbus, OH. 2000.
- Conley, D.M., et al. “In Situ Thermal Desorption of Refined Petroleum Hydrocarbons from Saturated Soil”. pp. 197-206. In Wickramanayake and A.R. Gavaskar (eds.) *Physical and Thermal Technologies: Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*. Battelle Press, Columbus, OH. 2000.
- Naval Facilities Engineering Service Center. Tech. Data Sheet: *A Demonstration of In-Situ Thermal Desorption*. TDS-2051-ENV. Port Hueneme, CA. Marzo 1998.
- US EPA. *A Citizen's Guide to Thermal Desorption*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office. EPA/542/F-92/0036, PB92-232396. Julio 1996.
- US EPA. *Combustion Emissions Technical Resource Document (CETRED)*. Draft. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. EPA 530/R94/014. Mayo 1994.
- US EPA. *Contaminants and Remedial Options at Wood Preserving Sites*. Office of Research & Development, Cincinnati, OH. EPA/600/R-92/182, PB92-23222. Octubre 1992.
- US EPA. *Estimation of Air Impacts for Thermal Desorption Units used at Superfund Sites*. Air/Superfund National Technical Guidance Study Series. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. EPA/451/R-93/005, PB93-215630. Abril 1993.
- US EPA. *Innovative Site Remediation Technology, Vol 6, Thermal Desorption*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office. EPA/542/B-93/011. November 1993.
- US EPA. *Remediation Case Studies: Thermal Desorption, Soil Washing, and In Situ Vitrification*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office. EPA-542-R-95-005, PB95-182945. Marzo 1995.
- US EPA. *Thermal Desorption Remedy Selection Guide for Conducting Treatability Studies under CERCLA*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. EPA 540-R-92-074A. Septiembre 1992.
- US EPA. *Thermal Desorption Treatment: Engineering Bulletin*. Office of Research & Development, Cincinnati, OH. EPA 540-S-94-501. Febrero 1994.
- US EPA. *XTRAX Model 200 Thermal Desorption System, OHM Remediation Services Corporation: SITE Demonstration Bulletin*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. EPA 540-MR-93-502. Mayo 1993.

8. Barreras hidráulicas

Tecnología:

Tipo de tecnología:

Aplicación:

Barreras hidráulicas

Contención

In situ

Técnica que permite interceptar el avance de un penacho de contaminación mediante la instalación de una batería de pozos (o zanjas drenantes en medios poco permeables). Requiere de una modelización previa de cara a poder evaluar la eficacia de la misma y poder prever posibles efectos secundarios no deseados.

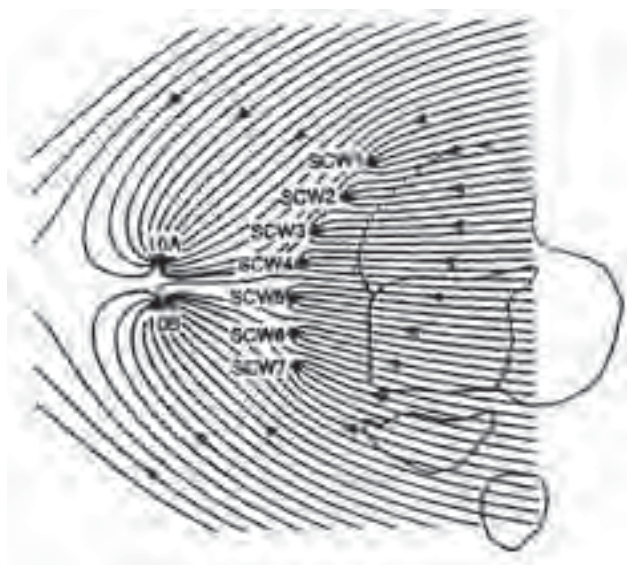


Figura 1: Representación de la modelización de las líneas de flujo hacia los pozos de bombeo

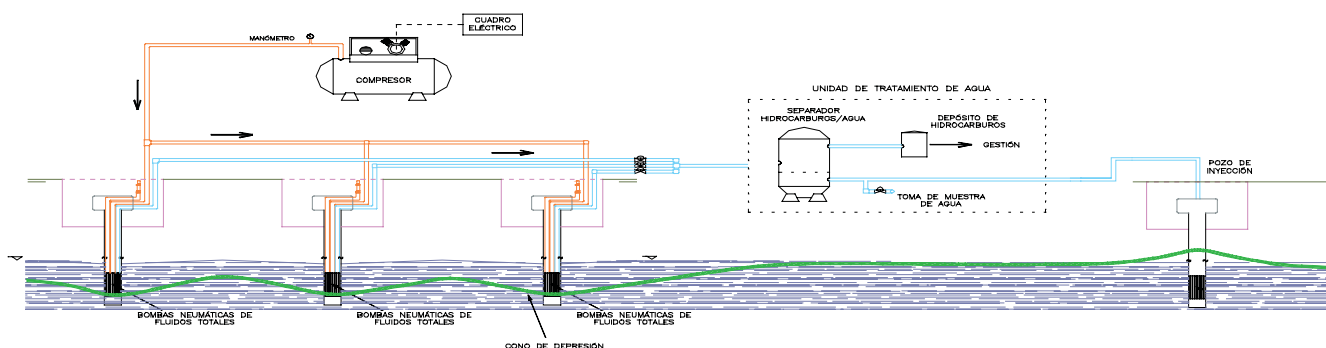


Figura 2: Representación de una barrera hidráulica junto al comportamiento del acuífero. El sistema de bombeo es neumático y está provisto de sistema de tratamiento y pozos de reinyección del agua

8. Barreras hidráulicas

Aplicabilidad

- Cualquier tipo de suelo. Excepto suelos rocosos.
- Ubicar la barrera siempre aguas abajo del penacho a contener.
- Esencial que se solapen los conos de depresión generados por pozos vecinos, de cara a evitar que parte del contaminante supere la barrera.
- Problema: requiere gestionar un volumen importante de agua.
- No trata el foco, únicamente impide que migre hacia las zonas que se quieran proteger.
- Suele utilizarse en combinación con otras técnicas.



Equipos necesarios

- Pozos de bombeo

De cara a mejorar la eficacia de la barrera se requiere la instalación de pozos de bombeo de gran diámetro, con sistemas de bombeo y tratamiento. Es necesario la instalación de piezómetros de control para monitorizar el comportamiento del acuífero. La instalación de la tubería en los pozos tiene que realizarse con centradores para garantizar su correcta ejecución.



8. Barreras hidráulicas

• Bombas de extracción

Neumáticas antideflagrantes sumergidas:

- Zonas de riesgo por explosividad.
- Bajo caudal (hasta 10 l/min).
- No distinguen entre fases.



Eléctricas sumergibles:

- Caudales relativamente elevados.
- No distingue fases.



• Bombas de extracción

Para tratar el volumen de agua extraída es necesario conocer los compuestos disueltos en ésta. Así se podrá seleccionar el tipo de tratamiento y los equipos correspondientes. Estos pueden ser, entre otros:

- Decantadores.
- Separadores de hidrocarburos.
- Torres de *stripping*.
- Filtros de carbón activo.
- Plantas de ósmosis.



8. Barreras hidráulicas

Referencias y bibliografía

- Atwood, D.F., and S.M. Gorelick, “*Hydraulic Gradient Control for Groundwater Contaminant Removal*,” Journal of Hydrology, Vol. 76, pp.85-108, 1985.
- Baer, J., and A. Verruit, Modeling Groundwater Flow and Pollution, Reidel Publ., 1987.
- Ben-Zvi, M., B. Berkowitz, and S. Kesler, “*Pre-posterior Analysis as a Tool for Data Evaluation: Application to Aquifer Contamination*,” Water Resources Mangement, Vol, 2, pp. 11-20, 1988.
- Gorelick, S. M. , “*A review of Distributed Parameter Groundwater Management Modelling Methods*,” Water Resources Research, Vol. 19, No. 2, 1983.
- Gorelick, S.M., and B.J. Wagner, “*Evaluating Strategies for Groundwater Contaminant Plume Stabilization and Removal*,” Selected Papers in the Hydrologic Sciences, U.S. Geological Survey Water Supply Series 2290, pp. 81-89, 1986.
- Javandel, I. And C.F. Tsand, “*Capture-Zone Type Curves: A Tool for Aquifer Cleanup*,” Ground Water, Vol. 24 pp. 616-625, 1986.
- Keely, J.F. And C.F. Tsang, “*Velocity Plots and Capture Zones of Pumping Centres for Groundwater Investigations*,” Ground Water, Vol. 21, pp. 701-714, 1983.
- McDonald, M.G., and A.W. Harbaugh, *A Modular Three Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model*, U.S. Geological Survey, 1984.
- Steven M. Gorelick, R. Allan Freeze, David Donohue, Joseph F. Keely: *Groundwater Contamination. Optimal Capture and Containment*. Lewis Publishers, 1993.
- Trescott, P.C., G.F. Pinder, and S.P. Larson, *Finite-Difference Model for Aquifer Simulation in Two Dimensions With Results of Numerical Experiments*, U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, Book 7, Chapter, C1, 1976.
- Wang, H.F. And Mary P. Anderson, *Introduction to Groundwater Modeling*, W.H. Freeman, 1982.

9. Pantallas de contención

Tecnología:

Pantallas de contención

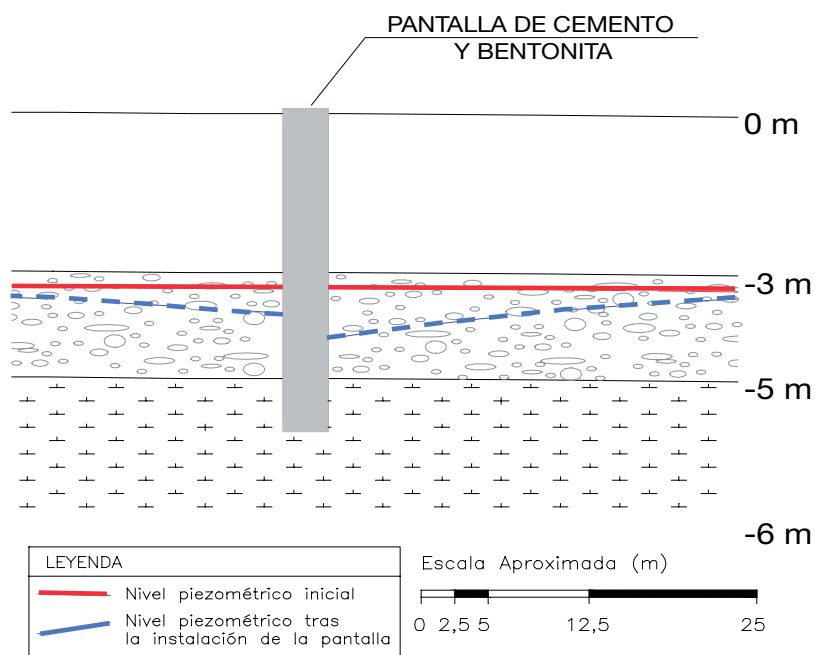
Tipo de tecnología:

Contención

Aplicación:

In situ

Técnica in situ que permite detener el avance de un penacho de agua subterránea contaminada o producto libre. En la mayoría de los casos se trata de pantallas de tipo cemento-bentonita excavadas hasta alcanzar el nivel freático. Otra técnica utilizada puede ser la desagregación del suelo, mezclándolo, y parcialmente sustituyéndolo, por un agente cementante (normalmente cemento).

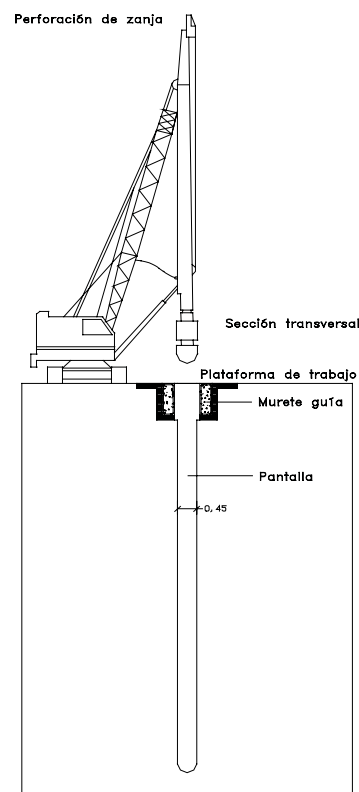


Ejemplo real de pantalla de cemento-bentonita para aislar una zona afectada por hidrocarburos

9. Pantallas de contención

Aplicabilidad

- Cualquier tipo de suelo. Excepto suelos rocosos.
- Limite de profundidad hasta unos 15-20 m, de acuerdo con las técnicas de excavación y ejecución actuales.
- Se requiere estudiar la potencial alteración de las características de la pantalla en función del contaminante.
- Tecnología aplicada en combinación con otras técnicas. Según los casos, es necesario la instalación de un sistema de bombeo en el recinto confinado para no alterar la piezometría del medio.



Equipos necesarios

• Sistemas de excavación

Se requiere el empleo de maquinaria pesada, como apantalladoras, con cucharas bivalvas o máquinas de perforación para inyecciones.

Todos estos trabajos requieren un replanteo previo; en el caso de las pantallas de cemento-bentonita la construcción de un muro guía.

La mezclas de materiales que constituyen la pantalla, requieren el empleo de equipos de dosificación y mezclado. Posteriormente hay que impulsar la mezcla hasta su punto de aplicación (batache o punto de perforación).



9. Pantallas de contención

- **Pozos de bombeo**

Cuando se combina esta técnica con el bombeo de agua subterránea, se instalan pozos de bombeo de gran diámetro, con sistemas de bombeo y tratamiento. Es necesario la instalación de piezómetros de control para monitorizar el comportamiento del acuífero. La instalación de la tubería en los pozos tiene que realizarse con centradores para garantizar su correcta ejecución.



- **Parámetros físicos de la mezcla**

Densímetros y equipos que permiten evaluar in-situ la plasticidad, viscosidad y densidad de la mezcla de materiales que constituyen la pantalla. Para garantizar su correcta ejecución y características de diseño.



9. Pantallas de contención

Referencias y bibliografía

- Cañizo, Luis: *Las pantallas impermeabilizantes de bentonita-cemento*. Boletín del Laboratorio del Transporte y Mecánica del Suelo, nº 110. Madrid, julio-agosto 1975.
- Cañizo, Luis; Eraso, Adolfo; Aguado, Julián: *La bentonita-cemento y sus aplicaciones*. Revista de Obras Públicas. Madrid, febrero de 1976.
- De Juan García, Miguel Ángel: *Confinamiento de dos vertederos de lindano mediante pantallas de bentonita-cemento*. Simposio sobre Geotecnia Medioambiental - 8º Simposio Nacional de la Sociedad Española de Mecánica de Suelos e Ingeniería Geotécnica. 1ª Sesión. Valencia, 6 al 8 de octubre de 2004.
- IHOBE, *Guía Técnica para la elaboración de planes de actuación en vertederos abandonados*. 1999.
- Pons Salvador, María Eugenia: *Propiedades y comportamiento de mezclas de bentonita-cemento en pantallas de contaminación de presas de tierra*. Tesis Doctoral E.T.S.I.C.C.P. Madrid, 1996.
- [Http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND980794432.htm](http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND980794432.htm)
- [Http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND064703200.htm](http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND064703200.htm)
- [Http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND980607360.htm](http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND980607360.htm)
- [Http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND016360265.htm](http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND016360265.htm)
- [Http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND048989479.htm](http://www.epa.gov/R5Super/npl/indiana/IND048989479.htm)
- [Http://www.epa.gov/R5Super/npl/michigan/MID980506281.htm](http://www.epa.gov/R5Super/npl/michigan/MID980506281.htm)
- [Http://www.epa.gov/R5Super/npl/michigan/MID067340711.htm](http://www.epa.gov/R5Super/npl/michigan/MID067340711.htm)
- [Http://www.epa.gov/region8/superfund/sites/ut/rosepark.html](http://www.epa.gov/region8/superfund/sites/ut/rosepark.html)
- [Http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/nar577.htm](http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/nar577.htm)
- [Http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/nar45.htm](http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/nar45.htm)

10. Atenuación natural monitorizada / Biorremediación estimulada

Tecnología:

Atenuación natural monitorizada

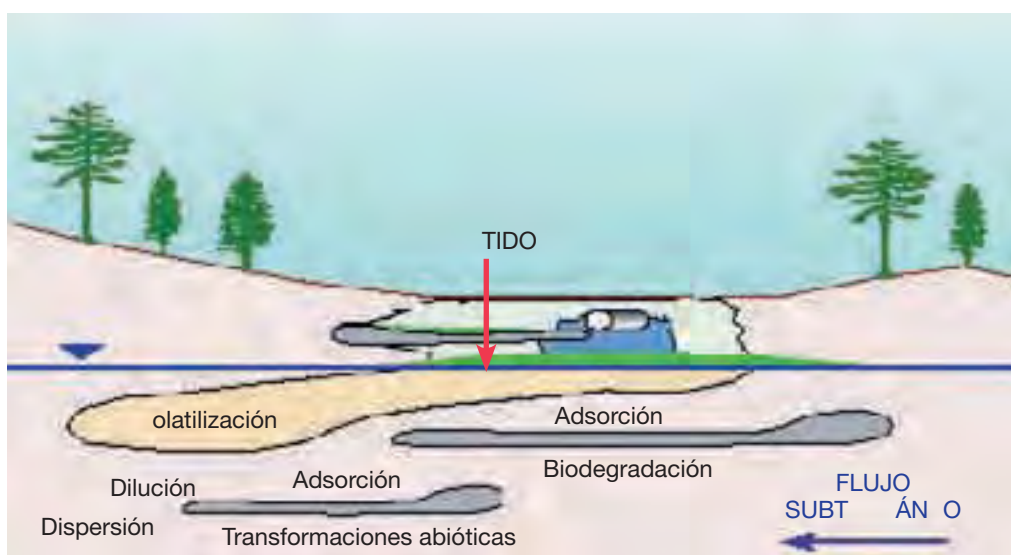
Tipo de tecnología:

Otras

Aplicación:

In situ

Atenuación natural monitorizada: Sistema de remediación pasivo basado en el aprovechamiento de los procesos naturales que se producen en el subsuelo (dilución, volatilización, adsorción, biodegradación, transformación química, etc) para obtener una reducción de las concentraciones de contaminantes hasta niveles aceptables.



Procesos físicos, químicos y biológicos que se producen en el subsuelo y que contribuyen a la reducción de la concentración de contaminantes en el medio

Biorremediación estimulada: Consiste en acelerar los procesos de atenuación natural mediante actuaciones que favorecen la biodegradación in situ de los contaminantes objetivo. Esta aceleración se puede conseguir mediante la adición de nutrientes (N, P) u otro tipo de aditivos, como cultivos específicos con capacidad degradadora de los contaminantes. Tras la adición de estos elementos se requiere un control periódico e incluso la reinyección de los aditivos en caso de no alcanzar el efecto de aceleración de la biodegradación deseado.

10. Atenuación natural monitorizada / Biorremediación estimulada

Aplicabilidad

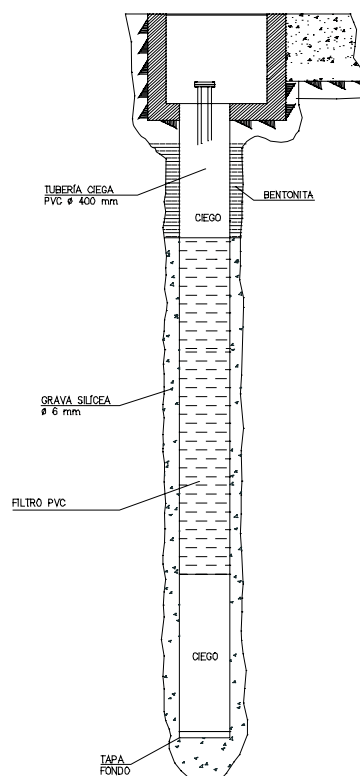
- Ausencia de producto en fase libre.
- Ausencia de receptores sensibles o de riesgo para los mismos.
- Efectivo para compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles. Su efectividad se reduce en compuestos de baja volatilidad.
- Compuestos orgánicos biodegradables.
- Medio hidrogeológico con disponibilidad de aceptores de electrones (oxígeno, nitratos, hierro, sulfatos, etc).
- Requiere fauna y flora microbacteriológica autóctona adecuada y en número suficiente.
- Conocimiento exhaustivo del medio geológico, hidrogeológico e hidrogeoquímico.
- Medios hidrogeológicos en los que se den procesos físicos favorables: dilución, dispersión, sorción, volatilización, transformación o destrucción química de contaminantes.

Equipos e infraestructura necesaria

• Piezómetros de control

Es necesario disponer de una completa red de pozos o piezómetros de control debidamente contruidos que permitan la toma de muestras y la realización de medidas de parámetros inestables en campo, así como la realización de diferentes ensayos hidrogeológicos:

- Aguas arriba de la fuente.
- En el área de la fuente.
- Aguas abajo de la fuente.
- Posiciones laterales respecto al eje de la pluma.



Ejemplo de esquema de piezómetro de control fotografía de la tapa de calle del mismo

10. Atenuación natural monitorizada / Biorremediación estimulada

- **Equipos de medición de parámetros inestables en campo**

pHmetro, conductivímetro, medidor de oxígeno disuelto, medidor de potencial REDOX, termómetro, kit de medición de alcalinidad en campo, etc.



Diferentes equipos de medición de parámetros inestables: conductivímetro, oxígeno disuelto, ORP y kit completo de campo de medición

- **Equipos de medición y realización de ensayos hidrogeológicos y otros equipos**

Sondas de hidronivel, bombas para la realización de ensayos de bombeo, limnógrafos, medidores de gases, fotoionizadores de campo, etc.



Fotoionizadores de campo para la medición de compuestos orgánicos volátiles

- **Material de muestreo**

Bombas peristálticas de purgado, tomamuestras desechables, material de limpieza de equipos de muestreo, recipientes de conservación de muestras, nevera portátil, etc.



Distintos equipos de muestreo: tomamuestras desechables, bomba peristáltica y tomamuestras de niveles diferenciales

10. Atenuación natural monitorizada / Biorremediación estimulada

Referencias y bibliografía

- AFCEE. *Technical Protocol for Implementing Intrinsic Remediation with Long-Term Monitoring for Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater*. US Air Force Center for Environmental Excellence, San Antonio, Texas. 1995.
- AFCEE. *Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater; Draft - Revision 1*; Air Force Center for Environmental Excellence, San Antonio, Texas. 1997.
- AFCEE. *Designing Monitoring Programs to Effectively Evaluate the Performance of Natural Attenuation*; Air Force Center for Environmental Excellence, San Antonio, Texas. 2000.
- Amoco. *Natural Attenuation as a Remedial Alternative Technical Guidance*. 1995.
- ASTM (American Society of Testing and Materials), *ASTM Guide for Remediation by Natural Attenuation at Petroleum Release Sites*. 1998.
- Chevron Research and Technology Company. *Protocol for Monitoring Intrinsic Bioremediation in Groundwater*. 1995.
- McAllister, P. M. and Chiang, C. Y. *A Practical Approach to Evaluating Natural Attenuation of Contaminants in Groundwater*, Groundwater Monitoring Review, p. 161-173. 1994.
- MPCA (Minnesota Pollution Control Agency), *Assessment of Natural Attenuation at Petroleum Tank Release Sites*, Agency Guidance. 1995.
- USEPA, *Monitored Natural Attenuation for Groundwater*: EPA/625/K-98/001. 1998b.
- USEPA, *Symposium on Intrinsic Bioremediation of Groundwater*, August 30 - September 1, 1994, Denver, CO, EPA/540/R-94/515. 1994a.
- USEPA, 1996, *Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Groundwater*, September 11 - 13, Dallas, TX, EPA/540/R-96/509. 1996.
- US EPA, *Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater*: EPA/600/R-98/128. 1998.
- USEPA, *Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites*: USEPA Office of Solid Waste and Emergency Response Directive 9200.4-17P. 1999.
- Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J., and Wilson, J.T., *Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface*: John Wiley & Sons, New York, New York, 617 p. 1999.
- Wiedemeier, T.H., and Chapelle, F.H., *Technical Guidelines for Evaluating Monitored Natural Attenuation of Petroleum Hydrocarbons and Chlorinated Solvents in Groundwater at Naval and Marine Corps Facilities – Revision 1*: US Department of the Navy. 2000.