

# **Guía de evaluación de riesgos para salud humana en suelos potencialmente contaminados**

**PRÓLOGO**

La presente “Guía de evaluación de riesgos para salud humana en suelos potencialmente contaminados” constituye uno de los documentos reconocidos recogidos en el capítulo IV del Título 3 del Decreto 18/2015, por el que se aprueba el reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados en Andalucía.

La finalidad del documento es la de poner a disposición de los titulares de actividades potencialmente contaminantes del suelo, así como de las entidades que necesiten realizar evaluación de riesgos dentro de los estudios de calidad del suelo referidos en el art. 8.1.c. del Decreto 18/2015, datos, buenas prácticas y criterios que faciliten y homogeneicen la ejecución de estas tareas, y aseguren unos mínimos de calidad en las evaluaciones realizadas.

De acuerdo a la definición de documento reconocido contenida en el Decreto 18/2015, se trata de un documento técnico y sin carácter reglamentario, no obstante según queda reflejado en el art. 8.3 del Decreto, los estudios de calidad del suelo se llevarán a cabo conforme a los criterios recogidos en estos documentos reconocidos, que son aprobados mediante resolución de la Dirección General de la Consejería de Medio Ambiente competente en materia de suelos y recogidos en el registro andaluz de documentos reconocidos en materia de suelos contaminados.

Al igual que otros documentos reconocidos, la presente guía podrá ser revisada en el tiempo en función de la normativa vigente en cada momento y con la evolución de las mejores prácticas conocidas sobre la materia.



|              |                                |   |              |
|--------------|--------------------------------|---|--------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 4/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |              |

**CRITERIOS BÁSICOS**

A partir de la aprobación del presente documento, los estudios de calidad del suelo llevados a cabo en Andalucía en relación al Decreto 18/2015, y más concretamente los análisis cuantitativos de riesgos, correspondan a estudios reglamentarios o a actuaciones voluntarias de recuperación de suelos, deben llevarse a cabo siguiendo los principios, recomendaciones y los diferentes procedimientos recogidos en la presente guía o en cualquier otra así mismo aprobada como documento reconocido.

Cualquier desviación significativa que fuera preciso contemplar de forma excepcional, se identificará claramente en los informes de resultados en anexo independiente, y se justificará técnicamente, con indicación de las referencias documentales y bibliográficas adecuadas, para la valoración por el Órgano ambiental competente del cumplimiento, en cualquier caso, de lo previsto en el Anexo III del Reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados, aprobado mediante el citado Decreto 18/2015, y en concreto, de los siguientes criterios básicos:

1. Se deberán contemplar todos los focos de contaminación existentes.
2. Se deberán considerar todos los mecanismos de transporte de contaminantes.
3. Se deberán incluir todas las vías de exposición posibles.
4. Se deberán tener en cuenta todos los posibles receptores expuestos, conforme a los usos contemplados.



|              |                                |   |              |
|--------------|--------------------------------|---|--------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 5/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |              |

## ÍNDICE

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1. OBJETO.....</b>  | <b>9</b>  |
| <b>2. CALIDAD REQUERIDA A LOS TRABAJOS.....</b>  | <b>10</b> |
| <b>3. METODOLOGÍA DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS.....</b>                                   | <b>10</b> |
| <b>4. RECOPIACIÓN Y EVALUACIÓN DE DATOS.....</b>   | <b>16</b> |
| <b>5. ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN.....</b>   | <b>17</b> |
| 5.1. DESCRIPCIÓN DEL ENTORNO DE EXPOSICIÓN.....  | 18        |
| 5.1.1. CARACTERIZACIÓN DEL MEDIO FÍSICO.....   | 18        |
| 5.1.1.1. <i>GEOLÓGICOS-EDAFOLÓGICOS.....</i>   | <i>18</i> |
| 5.1.1.1.1 Secuencia de niveles litológicos.....  | 18        |
| 5.1.1.1.2 Textura del suelo.....   | 19        |
| 5.1.1.1.3 pH del suelo.....  | 22        |
| 5.1.1.1.4 Carbono orgánico del suelo.....  | 22        |
| 5.1.1.1.5 Porosidad y su fracción volumétrica en aire/agua.....                          | 23        |
| 5.1.1.1.6 Permeabilidad al vapor.....  | 23        |
| 5.1.1.1.7 Conductividad hidráulica vertical de la zona no saturada.....                  | 23        |
| 5.1.1.2. <i>HIDROGEOLOGÍCOS.....</i>   | <i>23</i> |
| 5.1.1.2.1 Profundidad del nivel freático.....  | 23        |
| 5.1.1.2.2 Espesor de la zona saturada.....   | 24        |
| 5.1.1.2.3 Espesor de la franja capilar y su fracción volumétrica en aire/agua.....       | 24        |
| 5.1.1.2.4 pH de las aguas subterráneas.....  | 25        |
| 5.1.1.2.5 Direcciones del flujo subterráneo de interés.....                              | 25        |
| 5.1.1.2.6 Gradientes hidráulicos en las direcciones de interés.....                      | 25        |
| 5.1.1.2.7 Conductividad hidráulica de la zona saturada.....                              | 25        |
| 5.1.1.2.8 Porosidad eficaz.....  | 26        |
| 5.1.1.2.9 Dimensiones de la pluma de afección a las aguas subterráneas en la fuente..... | 28        |
| 5.1.1.2.10 Caudal y calidad de aguas en cursos superficiales receptores.....             | 28        |
| 5.1.1.2.11 Infiltración media.....   | 29        |
| 5.1.1.3. <i>CLIMATOLÓGICOS.....</i>  | <i>31</i> |
| 5.1.1.3.1 Direcciones y velocidades de los vientos.....                                  | 31        |
| 5.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS RECEPTORES EXPUESTOS.....                                  | 32        |
| 5.1.2.1. <i>USOS ACTUALES Y FUTUROS DEL SUELO.....</i>                                   | <i>32</i> |
| 5.1.2.2. <i>TIPO DE RECEPTORES.....</i>  | <i>33</i> |
| 5.1.2.3. <i>PATRONES DE ACTIVIDAD DE LOS RECEPTORES.....</i>                             | <i>33</i> |
| 5.1.2.4. <i>INFLUENCIA TEMPORAL EN LA ACTIVIDAD DE LOS RECEPTORES.....</i>               | <i>33</i> |
| 5.1.2.5. <i>UBICACIÓN DE LOS RECEPTORES.....</i>   | <i>34</i> |
| 5.1.3. CARACTERIZACIÓN DE FACTORES ANTRÓPICOS.....                                       | 34        |
| 5.1.3.1. <i>EXPLOTACIÓN DE RECURSOS NATURALES.....</i>                                   | <i>34</i> |
| 5.1.3.2. <i>CARACTERÍSTICAS CONSTRUCTIVAS.....</i>                                       | <i>35</i> |
| 5.1.3.2.1 Dimensiones interiores de los edificios.....                                   | 35        |
| 5.1.3.2.2 Profundidad y espesor de los cimientos.....                                    | 37        |
| 5.1.3.2.3 Fracción de grietas de los cimientos.....                                      | 37        |



|            |  |            |
|------------|--|------------|
| 5.1.3.2.4  | Fracción volumétrica en aire/agua del suelo que ocupa las fracturas de la solera                     | 38         |
| 5.1.3.2.5  | Tasa de intercambio de aire del edificio   | 38         |
| 5.1.3.2.6  | Diferencia de presión entre interior y exterior del edificio   | 41         |
| 5.1.3.2.7  | Canalizaciones subterráneas de los edificios   | 42         |
| 5.2.       | DEFINICIÓN DE LOS ESCENARIOS DE EXPOSICIÓN   | 43         |
| 5.2.1.     | IDENTIFICACIÓN DE LOS FOCOS DE CONTAMINACIÓN Y EL MEDIO AFECTADO                                     | 43         |
| 5.2.1.1.   | ZONIFICACIÓN DEL EMPLAZAMIENTO   | 44         |
| 5.2.1.2.   | SUSTANCIAS CONTAMINANTES A CONTEMPLAR  | 44         |
| 5.2.1.3.   | CONCENTRACIONES CARACTERÍSTICAS  | 45         |
| 5.2.2.     | ANÁLISIS DE MECANISMOS DE DEGRADACIÓN Y TRANSPORTE   | 47         |
| 5.2.3.     | IDENTIFICACIÓN DE PUNTOS Y VÍAS DE EXPOSICIÓN  | 50         |
| 5.2.3.1.   | ZONAS DE INCLUSIÓN LATERAL PARA LA INTRUSIÓN DE VAPORES  | 53         |
| 5.3.       | CUANTIFICACIÓN DE LA EXPOSICIÓN  | 55         |
| 5.3.1.     | CONCENTRACIÓN EN EL PUNTO DE EXPOSICIÓN  | 57         |
| 5.3.1.1.   | CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN AGUA SUBTERRÁNEA  | 59         |
| 5.3.1.1.1. | Modelo ASTM de lixiviación (migración desde suelo a agua subterránea)                                | 63         |
| 5.3.1.1.2. | Modelo Doménico  | 64         |
| 5.3.1.2.   | CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN SUELO   | 66         |
| 5.3.1.3.   | CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN AIRE  | 67         |
| 5.3.1.3.1. | Modelo de volatilización superficial ASTM  | 70         |
| 5.3.1.3.2. | Modelo de volatilización superficial Q/C de la EPA   | 71         |
| 5.3.1.3.3. | Volatilización de partículas a partir de PEF experimentales  | 71         |
| 5.3.1.3.4. | Modelo de volatilización de Johnson & Ettinger   | 73         |
| 5.3.1.3.5. | Modelo de volatilización de flujo másico   | 75         |
| 5.3.1.3.6. | Factores genéricos de atenuación a la intrusión de vapores   | 75         |
| 5.3.1.3.7. | Modelos de volatilización e intrusión en espacios cerrados con biodegradación (BIOVAPOR Y PVISCREEN) | 78         |
| 5.3.1.3.8. | Modelo de caja   | 82         |
| 5.3.1.3.9. | Modelo de dispersión lateral gaussiano   | 82         |
| 5.3.1.4.   | CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN AGUA SUPERFICIAL  | 83         |
| 5.3.1.5.   | CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN LA INGESTA DE ALIMENTOS   | 84         |
| 5.3.2.     | CONCENTRACIÓN EN EL PUNTO DE EXPOSICIÓN EN PRESENCIA DE FASE LIBRE                                   | 85         |
| 5.3.3.     | TASA DE CONTACTO   | 89         |
| 5.3.4.     | FRECUENCIA Y DURACIÓN DE LA EXPOSICIÓN   | 96         |
| 5.3.5.     | PESO DEL CUERPO HUMANO   | 99         |
| 5.3.6.     | PERÍODO DE EXPOSICIÓN PROMEDIO   | 100        |
| <b>6.</b>  | <b>ANÁLISIS TOXICOLÓGICO</b>   | <b>100</b> |
| 6.1.       | FUENTES DE DATOS TOXICOLÓGICOS   | 101        |
| 6.2.       | PARÁMETROS TOXICOLÓGICOS   | 103        |
| 6.2.1.     | DERIVADOS DEL PETRÓLEO   | 105        |
| 6.2.1.1.   | FRACCIÓN ALIFÁTICA LIGERA (C5-C8, EC5-EC8)   | 110        |
| 6.2.1.2.   | FRACCIÓN AROMÁTICA LIGERA (C6-C8, EC6-EC<9)  | 111        |
| 6.2.1.3.   | FRACCIÓN ALIFÁTICA MEDIA (C9-C18, EC>8-EC16)   | 112        |
| 6.2.1.4.   | FRACCIÓN AROMÁTICA MEDIA (C9-C16, EC9-EC<22)   | 112        |



|   |            |
|---|------------|
| 6.2.1.5. FRACCIÓN ALIFÁTICA PESADA (C19-C32 EC>16-EC35).....                    | 114        |
| 6.2.1.6. FRACCIÓN AROMÁTICA PESADA (C17-C32 EC22-EC35).....                     | 114        |
| 6.2.1.7. FRACCIONES MUY PESADAS (EC>35-EC44 Y EC>44).....                       | 116        |
| 6.2.1.8. ADITIVOS FRECUENTES DE LOS HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO REFINADOS.....   | 117        |
| 6.2.1.9. FRACCIONAMIENTO VS RESULTADOS GLOBALES DE TPH.....                     | 118        |
| 6.2.2. METALES Y METALOIDES.....  | 118        |
| <b>7. BIODISPONIBILIDAD Y ESPECIACIÓN.....</b>                                  | <b>120</b> |
| 7.1. BIODISPONIBILIDAD.....   | 121        |
| 7.1.1. BIODISPONIBILIDAD ORAL.....  | 122        |
| 7.1.1.1. MÉTODO IVBA EPA.....   | 125        |
| 7.1.1.2. MÉTODO UBM-BARGE.....  | 127        |
| 7.1.1.3. PROPUESTA METODOLÓGICA PARA EVALUAR LA BIODISPONIBILIDAD ORAL.....     | 130        |
| 7.2. ESPECIACIÓN.....   | 131        |
| <b>8. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO.....</b>                                       | <b>134</b> |
| 8.1. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO POR EXPOSICIÓN A COMPUESTOS INDIVIDUALES.....   | 135        |
| 8.1.1. RIESGO INDIVIDUAL PARA COMPUESTOS CANCERÍGENOS.....                      | 135        |
| 8.1.2. RIESGO INDIVIDUAL PARA COMPUESTOS NO CANCERÍGENOS.....                   | 136        |
| 8.2. CÁLCULO DEL RIESGO POR EXPOSICIÓN A MÚLTIPLES COMPUESTOS.....              | 137        |
| 8.2.1. RIESGO ACUMULADO PARA COMPUESTOS CANCERÍGENOS.....                       | 138        |
| 8.2.2. RIESGO ACUMULADO PARA COMPUESTOS NO CANCERÍGENOS.....                    | 138        |
| 8.3. CÁLCULO DEL RIESGO COMBINADO A TRAVÉS DE MÚLTIPLES VÍAS DE EXPOSICIÓN..... | 140        |
| 8.3.1. RIESGO ACUMULADO POR MÚLTIPLES VÍAS PARA COMPUESTOS CANCERÍGENOS.....    | 141        |
| 8.3.2. RIESGO ACUMULADO POR MÚLTIPLES VÍAS PARA COMPUESTOS NO CANCERÍGENOS..... | 141        |
| <b>9. ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRES.....</b>                                       | <b>142</b> |
| <b>10. CÁLCULO DE VALORES OBJETIVO.....</b>                                     | <b>144</b> |
| 10.1. VALORES OBJETIVO Y CONCENTRACIONES DE SATURACIÓN O SOLUBILIDAD.....       | 145        |
| 10.2. VALORES OBJETIVO Y CONCENTRACIONES DE FONDO GEOQUÍMICO.....               | 147        |
| 10.3. VALORES OBJETIVO Y LÍMITES DE CUANTIFICACIÓN.....                         | 148        |
| 10.4. VALORES OBJETIVO Y NGR.....   | 149        |
| <b>11. COMPARACIÓN CON VALORES NORMATIVOS.....</b>                              | <b>149</b> |
| <b>12. REFERENCIAS.....</b>   | <b>151</b> |



## ÍNDICE DE FIGURAS

|  |     |
|--|-----|
| Figura 1: Elementos de la cadena de riesgo.....  | 11  |
| Figura 2: Flujograma de la metodología RBCA por etapas adaptada para Andalucía.....  | 13  |
| Figura 3: Fases de la evaluación de riesgos.....   | 16  |
| Figura 4: Etapas del análisis de la exposición.....  | 19  |
| Figura 5: Equivalencia clases texturales RBCA Tool Kit respecto diagrama triangular USDA.....  | 22  |
| Figura 6: Diagrama triangular de Johnson para la estimación de la porosidad eficaz.....  | 27  |
| Figura 7: Características constructivas requeridas por el modelo de Johnson & Ettinger.....  | 36  |
| Figura 8: Delimitación de la zona de inclusión lateral para la intrusión de vapores cuando no se dispone de histórico de piezometrias.....                                     | 54  |
| Figura 9: Delimitación de la zona de inclusión lateral para la intrusión de vapores cuando se dispone de histórico de piezometrias e instalando nuevos puntos de muestreo..... | 55  |
| Figura 10: Biodegradación de hidrocarburos del petróleo en zona aerobia.....   | 78  |
| Figura 11: Representación función de bioaccesibilidad/biodisponibilidad gástrica para Pb método EPA.....   | 126 |
| Figura 12: Representación función de bioaccesibilidad/biodisponibilidad gástrica para Pb método UBM-BARGE.....   | 128 |

## ÍNDICE DE TABLAS

|  |    |
|--|----|
| Tabla 1: Equivalencia entre clasificaciones granulométricas.....   | 21 |
| Tabla 2: Valores bibliográficos tabulados para porosidad eficaz.....   | 28 |
| Tabla 3: Algoritmo sencillo para la estimación de la infiltración neta.....  | 30 |
| Tabla 4: Capacidad de campo y punto de marchitez en función de la litología.....                                   | 30 |
| Tabla 5: Profundidades máximas de enraizamiento.....   | 31 |
| Tabla 6: Valores por defecto para características constructivas de edificios.....                                  | 37 |
| Tabla 7: Valores por defecto para fracción de grietas en cimentación.....  | 39 |
| Tabla 8: Caudales de ventilación mínimos en viviendas y garajes (l/s) Código Técnico Edificación.....              | 40 |
| Tabla 9: Ejemplo del cálculo de la tasa de renovación de aire en vivienda residencial tipo según CTE...            | 41 |
| Tabla 10: Caudales de aire exterior en otros edificios con ventilación mecánica sujeta al RITE.....                | 41 |
| Tabla 11: Valores por defecto para diferencias de presión interior/ exterior de edificios.....                     | 43 |
| Tabla 12: Parámetros físico-químicos relevantes en la degradación y transporte en el medio ambiente.               | 49 |
| Tabla 13: Vías de exposición genéricas.....  | 52 |
| Tabla 14: Algoritmo general para el cálculo de la dosis de exposición.....   | 56 |
| Tabla 15: Principales variables empleadas en los modelos de transporte de contaminantes en aguas subterráneas..... | 60 |
| Tabla 16: Modelos de transporte de contaminantes en aguas subterráneas principalmente empleados..                  | 61 |
| Tabla 17: Variables principales empleadas por los modelos de transporte de contaminantes en fase gaseosa.....      | 68 |
| Tabla 18: Valores experimentales del factor de emisión de partícula (PEF) determinados para Andalucía.....         | 72 |



|  |     |
|--|-----|
| Tabla 19: Factores genéricos de atenuación de vapores hacia el interior de edificios.....            | 76  |
| Tabla 20: Tasas de contacto a contemplar por vía de exposición.....                                  | 89  |
| Tabla 21: Valores por defecto para los parámetros de exposición.....                                 | 91  |
| Tabla 22: Tasas de inhalación agudas y crónicas.....   | 95  |
| Tabla 23: Fuentes de valores para las constantes toxicológicas.....                                  | 101 |
| Tabla 24: Constantes toxicológicas a emplear.....  | 104 |
| Tabla 25: Constantes toxicológicas disponibles según diversas fuentes para TPHs.....                 | 108 |
| Tabla 26: Equivalencia fracciones analíticas y toxicológicas de EPA PPRTV para TPHs.....             | 110 |
| Tabla 27: Constantes toxicológicas a emplear para BTEX (TPH aromáticos EC6-EC<9).....                | 111 |
| Tabla 28: Constantes toxicológicas no cancerígenas críticas para TPH aromáticos EC9-EC<22.....       | 113 |
| Tabla 29: Constantes toxicológicas cancerígenas para naftaleno.....                                  | 113 |
| Tabla 30: Constantes toxicológicas cancerígenas para cPAHs (EC22-EC35).....                          | 115 |
| Tabla 31: Constantes toxicológicas no cancerígenas establecidas por EPA IRIS para benzo(a)pireno.... | 116 |
| Tabla 32: Constantes toxicológicas para fracciones de TPHs muy pesadas (EC35-EC>44).....             | 116 |
| Tabla 33: Constantes toxicológicas a emplear actualmente para MTBE y ETBE.....                       | 117 |
| Tabla 34: Constantes toxicológicas a emplear para metales y elementos traza inorgánicos.....         | 119 |
| Tabla 35: Recomendaciones para la evaluación de la disponibilidad/biodisponibilidad.....             | 121 |
| Tabla 36: Principales métodos validados para la evaluación de la biodisponibilidad oral.....         | 124 |
| Tabla 37: Función de bioaccesibilidad/biodisponibilidad gástrica para Pb método EPA.....             | 125 |
| Tabla 38: Funciones de bioaccesibilidad/biodisponibilidad método UBM-BARGE.....                      | 127 |
| Tabla 39: Bioaccesibilidades absolutas de las formas de referencia (UBM-BARGE).....                  | 129 |
| Tabla 40: Incertidumbres en la determinación de la bioaccesibilidad (UBM-BARGE).....                 | 129 |
| Tabla 41: Ecuaciones para el cálculo de la dosis de exposición para las diferentes vías.....         | 161 |



## 1. OBJETO

La guía que se presenta a continuación pretende seguir el desarrollo de una evaluación de riesgos para salud humana, de acuerdo al anexo VIII del Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, su Guía Técnica de Aplicación, y el Decreto 18/2015, de 27 de enero, y se realiza con el objetivo fundamental de poner a disposición de los titulares de actividades potencialmente contaminantes del suelo, así como de las entidades que necesiten realizar evaluaciones de riesgos dentro de los estudios de calidad del suelo referidos en el art. 8.1.c. del Decreto 18/2015, criterios que faciliten y homogeneicen la ejecución de estas tareas.

De acuerdo con la legislación vigente, para que un suelo alterado en su calidad química se declare contaminado, debe suponer un riesgo inadmisibles para la salud humana o los ecosistemas. El riesgo se define como la probabilidad de que un contaminante presente en el suelo entre en contacto con algún receptor con consecuencias adversas para su salud, necesitando pues para que se produzca, un foco contaminante, una vía de exposición (contacto, inhalación, etc.), y un receptor expuesto que pueda experimentar un empeoramiento de su salud a causa de la toxicología del contaminante.

**Figura 1: Elementos de la cadena de riesgo**



La evaluación de estos posibles riesgos se lleva a cabo mediante un análisis secuencial, partiendo de una primera fase basada en suposiciones conservadoras y generalistas, hasta llegar a fases donde se plantean escenarios cada vez más ajustados al emplazamiento bajo estudio.

La crucial relevancia de este proceso, junto con la complejidad conceptual que requieren los modelos de evaluación hace que el proceso deba seguir unos criterios uniformes, para ser trazable y contrastable en todo momento. No obstante, la variabilidad de casos posibles que requieren este tipo de evaluación hace inviable una estandarización a un modelo único, por lo que debe dejar muchas decisiones al criterio experto de los analistas especializados.

Esta guía recoge los conceptos básicos y las directrices más habituales para llevar a cabo una evaluación de riesgos, desde el planteamiento inicial, pasando por las fórmulas de cálculo, la interpretación de resultados o el análisis de incertidumbres final.



## 2. CALIDAD REQUERIDA A LOS TRABAJOS

La actividad de evaluación de riesgos requiere un alto nivel de conocimiento de la metodología técnica existente, así como de la que en el futuro se vaya actualizando, y requiere la adopción de determinadas decisiones para las cuales se necesita asimismo conocimientos con un alto nivel de detalle del propio emplazamiento, la investigación previa de campo llevada a campo, su metodología y sus resultados, tratamiento estadístico de los datos, revisión y comprensión de la información toxicológica necesaria, etc.

Por otro lado, la evaluación se ha de apoyar en ocasiones en los resultados de pruebas experimentales llevadas a cabo en el emplazamiento, tanto en la investigación inicial del subsuelo, como en otras investigaciones complementarias o de detalle que se realicen sobre el subsuelo o sobre otros compartimentos ambientales (aguas superficiales, aguas subterráneas, aire ambiente, etc.), cuya influencia en el resultado final de valoración del riesgo puede ser determinante.

Se considera por ello recomendable garantizar que la actividad de evaluación de riesgos sea realizada en base a la norma UNE-EN ISO/IEC 17020 con acreditación de la Entidad Nacional de Acreditación (ENAC) u otro organismo nacional que haya firmado acuerdo de reconocimiento mutuo con ésta, al objeto de que la misma se desarrolle con los mejores criterios de competencia técnica posibles.

La metodología descrita en el presente documento ha sido elaborada en base a la recopilación de procedimientos y recomendaciones recogidos en un amplio abanico de documentos técnicos de referencia, principalmente normas UNE, ISO, ASTM,... así como documentos y guías de la U.S. EPA y de otras agencias gubernamentales de protección ambiental (ver apartado referencias). A medida que estos documentos vayan siendo revisados en el futuro, y si las modificaciones son consideradas significativas, se procederá normalmente a la actualización de la presente guía. No obstante, las entidades que deben llevarla a la práctica, deberán tener en cuenta en todo caso estas actualizaciones, principalmente las de las normas de referencia.

## 3. METODOLOGÍA DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS

La metodología de evaluación de riesgos aquí descrita es conocida con las siglas en inglés RBCA (Risk-Based Corrective Action) desarrollada por la ASTM (American Society for Testing and Materials) para la evaluación de riesgos en emplazamientos contaminados por vertidos de sustancias químicas, y es acorde con la recogida en el Anexo VIII del Real Decreto 9/2005 para la evaluación de riesgos en suelos con concentraciones de contaminantes superiores a los Niveles Genéricos de Referencia (NGRs).

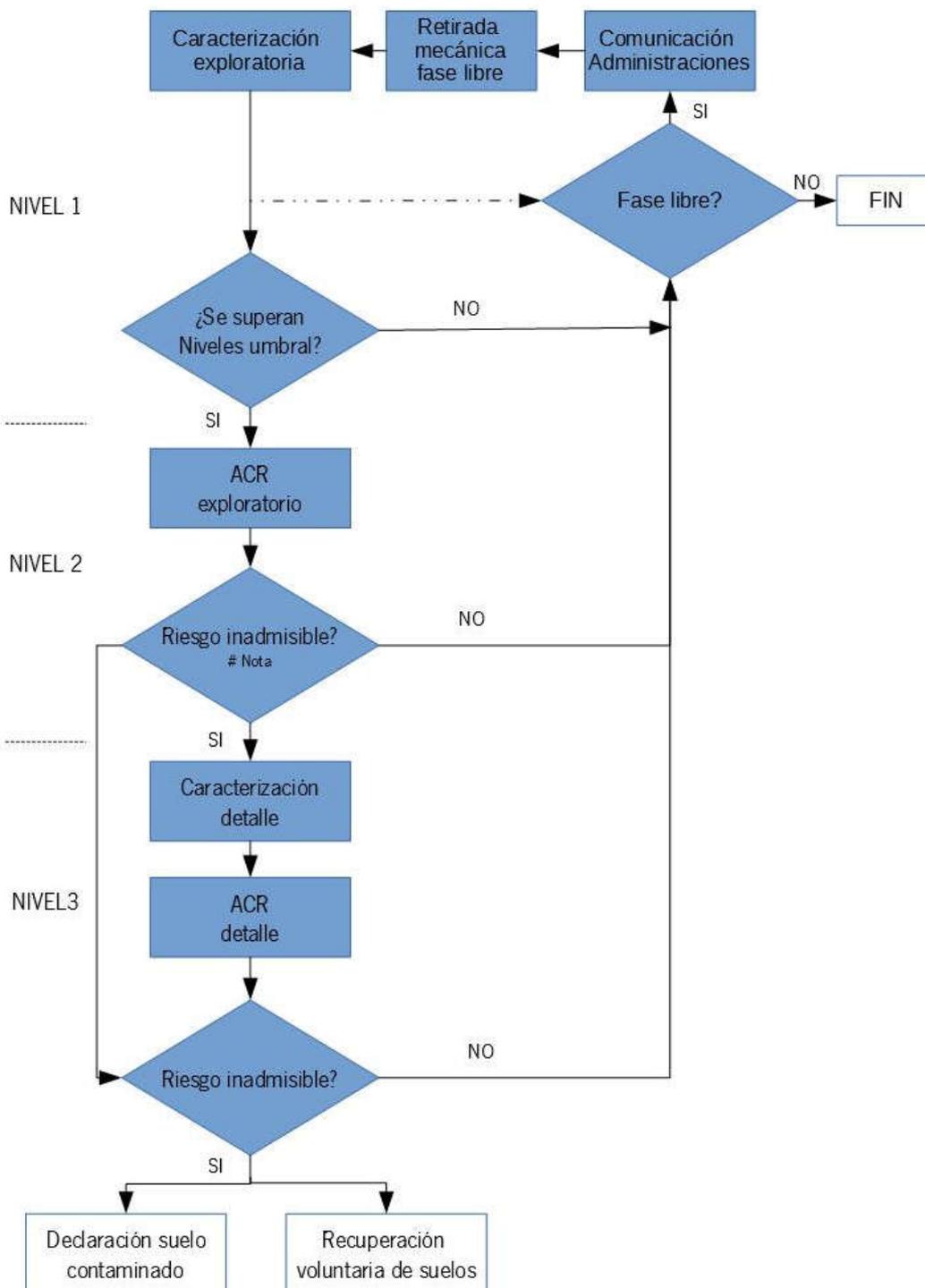
Esta metodología se implanta de manera gradual en varias fases o niveles, obteniéndose en cada una de las fases un nivel de información más detallado que en el anterior, de forma que las acciones correctoras puedan ajustarse cada vez más según las condiciones específicas del emplazamiento y sus riesgos. Las hipótesis y suposiciones de los primeros niveles del proceso se ven reemplazadas en etapas posteriores por datos e información específica del emplazamiento objeto de análisis.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 12/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

El proceso RBCA está dividido en tres niveles de investigación: Nivel 1, Nivel 2 y Nivel 3 (Tier I, Tier II y Tier III en inglés).

**Figura 2: Flujograma de la metodología RBCA por etapas adaptada para Andalucía**



# Nota: Según los supuestos del apdo. sobre el diseño de la caracterización de detalle de la Guía de Investigación de suelos



El primer nivel del estudio (Nivel 1 ó Tier I) consiste en la comparación directa de las concentraciones de contaminantes detectadas en el emplazamiento con unos Niveles Genéricos de Referencia o NGRs (en inglés Risk-Based Screening Levels ó RBSLs), válidos para todo tipo de emplazamientos, desarrollados a partir de parámetros físicos, toxicológicos y de exposición estándar, bajo hipótesis altamente conservadoras (p.ej. exposiciones junto a la fuente).

La normativa española, a diferencia de la normativa EPA y ASTM de aplicación, no define NGRs o niveles equivalentes basados en niveles de riesgo para las aguas subterráneas, sin embargo, el estudio de la calidad del suelo no debe abordarse sin acometer el de sus aguas subterráneas asociadas por las interrelaciones existentes entre ambos medios, y así queda de manifiesto en el art.5 del Real Decreto 9/2005. En ausencia de estos NGRs se emplean los niveles de referencia o corte adoptados en el documento reconocido “Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados”.

En caso de superarse los NGRs para suelos o los niveles de referencia mencionados para aguas subterráneas, o bien la incertidumbre de las medidas realizadas no permita valorar con propiedad si se se superan o no, es preciso avanzar al Nivel 2, llevándose a cabo entonces una evaluación cuantitativa de los riesgos, comúnmente denominada análisis cuantitativo de riesgos (en adelante ACR).

También será preciso no obstante avanzar al Nivel 2 y realizar el ACR, aún cuando los valores analíticos obtenidos en la investigación no superen los NGR de metales aplicables del Decreto 18/2015, si en el modelo conceptual previo de riesgos realizado en las primeras fases de la investigación se identifican vías de exposición poco frecuentes que no han sido contempladas para el establecimiento de los NGR, de acuerdo a lo indicado en la “Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados”.

En caso de encontrarse fase libre móvil de sustancias más o menos densas que el agua subterránea, de las recogidas en la lista I del Anexo III del Reglamento del Dominio Público Hidráulico (Real Decreto 849/1986 y modificación por Real Decreto 606/2003), debe procederse a la retirada de la misma por considerarse un residuo y un foco activo de introducción en las aguas subterráneas de los contaminantes recogidos en dicha lista, introducción que debe impedirse en virtud del artículo 257.1 del mencionado Reglamento, y porque no permite una toma de muestras fiable, ni un análisis de riesgos representativo, al no garantizarse las condiciones estacionarias del medio y al no cumplirse las premisas de los modelos de partición de contaminantes entre las fases del suelo.

Una vez efectuada esta retirada de la fase libre, se caracterizarán nuevamente las concentraciones resultantes en el subsuelo y se reevaluará la necesidad o no de llevar a cabo una evaluación cuantitativa de riesgos. El informe de la investigación recogerá los detalles de las actuaciones de retirada de fase libre efectuados (metodología, fechas de actuación, volúmenes de producto retirado, destino final, etc.).

Si la existencia de fase libre en el emplazamiento no implica una amenaza significativa para el empeoramiento de su situación ambiental, su retirada puede retrasarse hasta la conclusión de los estudios de calidad del suelo, siempre y cuando éstos puedan soslayar su presencia de forma técnicamente apropiada, sin subestimación de los riesgos, conforme a las recomendaciones de este documento y de la “Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados”.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 14/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Para la retirada de fase libre, dependiendo del momento en que se lleve a cabo y de la existencia o no de riesgos inadmisibles, se seguirán las indicaciones de procedimiento administrativo de la “Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados”.

En la evaluación de riesgos de Nivel 2 (Tier II), se parte de similares algoritmos matemáticos con los que se calculan los NGRs, pero cuantificando los niveles de riesgo con los datos específicos del emplazamiento en estudio (condiciones climáticas y características hidrogeológicas del emplazamiento, características de los edificios e infraestructuras presentes, parámetros de comportamiento específicos de los receptores existentes en el emplazamiento, etc.), la toxicidad de las diferentes sustancias presentes, la modelización del transporte de los contaminantes hasta los puntos de exposición, y las dosis ajustadas de exposición de los diferentes receptores considerados.

Como resultado de este proceso se obtienen los valores concretos de riesgo a los que están expuestos los diferentes receptores posibles.

Si la conclusión del estudio, teniendo en cuenta la valoración de su incertidumbre, es que los niveles de riesgo son aceptables, se puede dar por concluido la evaluación y no es necesario realizar actuaciones adicionales, salvo que las incertidumbres del análisis sean muy elevadas y el nivel de riesgo se encuentre muy próximo a los valores límite, en cuyo caso puede ser conveniente establecer un programa de seguimiento para verificar que las concentraciones no se incrementan y que el riesgo sigue siendo aceptable con el tiempo.

Si por el contrario, una vez evaluada la incertidumbre, se determina que el nivel de riesgo es inaceptable, deberá gestionarse el mismo para eliminarlo mediante descontaminación preferiblemente, o en su defecto reducirlo mediante reducción/eliminación de las vías de exposición hasta niveles aceptables, o bien, si los riesgos determinados son susceptibles técnicamente de un mayor ajuste, y dicho ajuste es previsible que modifique significativamente el alcance de las decisiones correctoras a adoptar, proceder a una siguiente fase de la evaluación de riesgos o Nivel 3 (Tier III).

En caso de que se opte por la descontaminación de los medios afectados, el ACR debe establecer los niveles objetivo de concentración (en inglés Site Specific Target Levels o SSTLs) en dichos medios, por debajo de los cuales se puede afirmar que no existe riesgo para la salud humana.

También puede optarse por realizar una evaluación de riesgos de Nivel 3 (Tier III), conceptualmente similar a la anterior, pero utilizando datos todavía más específicos del emplazamiento. Normalmente implica un incremento de esfuerzo y costes para su ejecución, ya que requiere la realización de una investigación de campo adicional, que proporcione información más detallada sobre los contaminantes involucrados, las zonas afectadas, el medio físico, el empleo de modelos de transporte de contaminantes más sofisticados o la medida de la concentración en el punto de exposición, biodisponibilidad, etc., que por lo general van a requerir un mayor número de datos de partida, personal con conocimiento y formación en estos modelos, etc..

Dentro de este Nivel 3 pueden ser incluso necesarias varias etapas de investigación de detalle, siempre y cuando no dilaten la investigación en exceso y retrasen de forma injustificada la toma de decisiones para evitar la exposición de los receptores afectados.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 15/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

De emplearse medidas de las concentraciones de contaminantes en los puntos de exposición, éstas deberán ser suficientemente representativas desde el punto de vista espacial y temporal, de acuerdo a las indicaciones realizadas en el documento “Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados”, de forma que las conclusiones obtenidas sean consistentes.

En lo que respecta al proceso de evaluación o análisis cuantitativo de los riesgos (ACR) en sí, ya sea en Nivel 2 (exploratorio) o en Nivel 3 (detallado), podría esquematizarse en cuatro etapas: recopilación y evaluación de datos, evaluación toxicológica, evaluación de la exposición y caracterización del riesgo. En caso de obtenerse un nivel de riesgo inadmisibles durante el proceso anterior, se evaluarán las posibles alternativas de actuación.

**Figura 3: Fases de la evaluación de riesgos**



### Recopilación y Evaluación de Datos

Esta etapa consiste en la toma de los datos necesarios para la evaluación del peligro en un emplazamiento contaminado. Consiste en identificar los focos de contaminación, determinando las sustancias que potencialmente podrían generar una situación de riesgo, y conocer las propiedades del suelo donde se han detectado.

### Análisis de la Exposición

Esta etapa consiste en la estimación de la magnitud de la exposición humana (actual o futura), la frecuencia y duración de la misma y las vías potenciales de exposición.

Durante esta fase se establecen los niveles de exposición máximos y razonables tanto para los usos del emplazamiento actuales como futuros. El análisis de la exposición implica:

- Comprender los patrones de migración de la contaminación.
- Identificar los receptores expuestos o que podrían llegar a estarlo.
- Identificar todas las posibles vías de exposición.
- Estimar la concentración de exposición para cada vía (tanto por medición directa como mediante el cálculo con modelos de dispersión y transporte).
- Estimar las dosis de contaminante recibida por cada receptor para cada vía de exposición.

### Análisis Toxicológico

Para cada contaminante objeto de estudio, el análisis toxicológico debe proporcionar la siguiente información relevante:

- El tipo de efecto adverso generado por el contaminante en la salud humana.
- La relación entre la magnitud de la exposición y los efectos adversos.
- Las incertidumbres asociadas a los datos toxicológicos disponibles (ej. evidencia para compuestos cancerígenos, etc.).

Este análisis se realiza consultando bases de datos toxicológicas de reconocido prestigio internacional.

### Cuantificación del Riesgo

Esta etapa combina y resume los resultados del análisis de la exposición y toxicológico, estableciendo a través de algoritmos simples un determinado nivel cuantitativo de riesgo. En este proceso se compara la información toxicológica específica con las concentraciones de contaminantes presentes, para establecer si existe o potencialmente podría existir una situación de riesgo.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 17/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Esta caracterización se completa con un análisis de incertidumbres que identifica los parámetros que generan mayor grado de error en la evaluación y su repercusión en la validez de los resultados finales.

En siguientes apartados se irán explorando con mayor detalle cada una de las fases de la evaluación de riesgos.

La Evaluación de riesgos para la salud es, junto con la gestión y la comunicación de riesgos, uno de los elementos de los que se compone el análisis de riesgos, que es el proceso en el que deben basarse las actuaciones en salud pública (Art. 23, Ley 16/2011, de 23 de diciembre, de Salud Pública de Andalucía). La evaluación de riesgos para la salud es una metodología que permite predecir y describir cómo la secuencia de eventos resultantes de la acción humana pueden modificar los niveles de exposición de las personas a determinados factores de riesgo, caracterizando a su vez la magnitud y gravedad de las consecuencias en salud resultantes de dicha exposición.

El procedimiento de evaluación de riesgos para la salud de la US EPA es un referente mundial por su capacidad de cuantificar el riesgo y la utilización de modelos de dispersión de contaminantes y de caracterización de la exposición. No obstante, los resultados que se obtienen con su aplicación, especialmente como parte de las investigaciones de suelos contaminados, corresponde a una estimación numérica del riesgo potencial teórico, centrándose en exposiciones actuales así como en posibles exposiciones futuras, y teniendo en cuenta todos los medios contaminados o que pudieran quedar contaminados en el transcurso del tiempo, sin dirimir si la población potencialmente afectada termina o no entrando en contacto con los peligros identificados y cual es el tamaño de dicha población. Por tanto, a la hora de interpretar los resultados obtenidos, sería también conveniente contar con una caracterización apropiada de dicha población y dentro de ella, en especial, valorar la posible presencia de población vulnerable en el área de estudio.

Dicha valoración, conforme a lo previsto en el actual marco legal, corresponde al órgano competente en materia de salud pública, por lo que el Reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados, aprobado mediante el Decreto 18/2015, de 27 de enero, contempla en su artículo 40 que, en caso de que se hayan detectado riesgos para la salud humana procedentes de la exposición al suelo afectado, el órgano competente en la instrucción del correspondiente procedimiento lo pondrá en conocimiento de la Consejería competente en materia de salud, según lo establecido en la Ley 16/2011, de 23 de diciembre, de Salud Pública de Andalucía.

#### 4. RECOPIACIÓN Y EVALUACIÓN DE DATOS

Para llevar a cabo una evaluación de riesgos es preciso haber investigado con suficiente rigor el emplazamiento a evaluar, y haber identificado un potencial peligro para la salud pública.

Se trata de la fase más importante de una evaluación de riesgos, ya que en este paso es donde se caracterizan los elementos de la cadena de riesgo: foco-vía-receptor, y se analiza la posible conexión entre ellos. La información debe proceder preferentemente de datos experimentales (laboratorio, ensayos de campo, etc.) o en su defecto documentales (mapas, publicaciones, registros, etc.).



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 18/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Gran parte de esta información se habrá conseguido mediante la investigación de la calidad del suelo y las aguas subterráneas desarrollada con carácter previo a la evaluación de riesgos en sí.

Dentro de las etapas de preparación de dicha investigación, se realiza una investigación preliminar histórica de la actividad contaminante y del medio físico circundante, y se lleva a cabo una visita al emplazamiento para comprobar los extremos de este estudio previo y obtener una primera valoración del estado del emplazamiento, en base a los cuales se establece un primer modelo conceptual de riesgos del emplazamiento. A partir de esta investigación preliminar se debe valorar la probabilidad de tener que llevar a cabo posteriormente una evaluación de riesgos en base a los criterios de la normativa vigente, y si dicha probabilidad es elevada, identificar los parámetros cuya cuantificación resulta necesario incorporar a los trabajos de campo.

En caso de que dicha cuantificación no se haya llevado a cabo inicialmente y posteriormente se descubriera su necesidad, deberá ampliarse la investigación inicial en los aspectos necesarios.

En cualquier caso, se deberán tener en cuenta las recomendaciones establecidas en esta guía, con objeto de que las medidas a llevar a cabo satisfagan los requisitos técnicos y de calidad necesarios para realizar la evaluación de riesgos posterior.

Si es preciso afinar la evaluación de riesgos en un nivel III, se requerirán nuevos datos de partida que se tomarán tras la investigación de detalle del emplazamiento o de determinadas zonas del emplazamiento.

Otras variables del análisis no resulta factible medirlas experimentalmente, o su cuantificación es difícil en términos económicos o de tiempo razonables en razón a los beneficios conseguidos en la incertidumbre de la evaluación de riesgos, y por consiguiente es preciso adoptar otros valores (mediciones en otras zonas cercanas, valores bibliográficos, etc.). Se procurará no obstante en estos casos la búsqueda y elección de aquellos valores entre los disponibles con mayor representatividad del emplazamiento bajo estudio.

En el siguiente apartado de análisis de la exposición se ahonda en la tipología de datos a recabar.

## 5. ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN

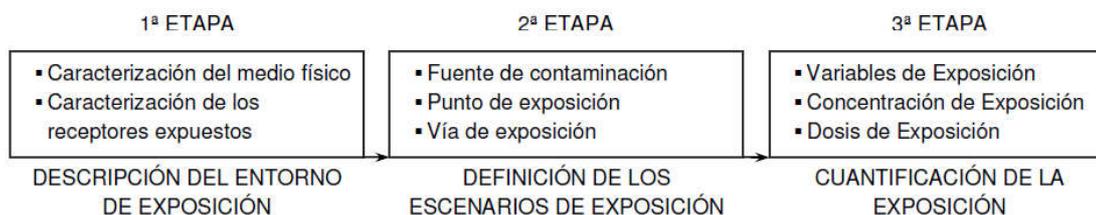
El análisis de la exposición tiene por objeto identificar el tipo y la concentración de sustancias tóxicas que puede llegar a recibir un determinado receptor, tanto en la situación actual como en posibles futuros escenarios, empleando mediciones directas o modelos matemáticos que permitan estimar las concentraciones de exposición.

El análisis de la exposición se desarrolla en 3 etapas:



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 19/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

**Figura 4: Etapas del análisis de la exposición**



## 5.1. DESCRIPCIÓN DEL ENTORNO DE EXPOSICIÓN

En esta etapa, se deberá realizar una descripción del entorno, identificando y definiendo las características físicas del emplazamiento y de las poblaciones cercanas presentes o futuras. Durante esta etapa se deberá recopilar la información que se detalla a continuación.

### 5.1.1. CARACTERIZACIÓN DEL MEDIO FÍSICO

El medio físico determina en el análisis cuantitativo de riesgos la mayor o menor facilidad para la migración de los contaminantes, y por tanto el grado de exposición al que estarán sujetos los receptores.

Los parámetros y variables del medio físico que es preciso caracterizar en el emplazamiento, o en cada sector del mismo considerado en el ACR, son al menos las siguientes:

#### 5.1.1.1. GEOLÓGICOS-EDAFOLÓGICOS

##### 5.1.1.1.1 *Secuencia de niveles litológicos*

Se precisa establecer la secuencia vertical de niveles litológicos representativa y sus correspondientes espesores.

En función de la heterogeneidad del terreno, algunas de las propiedades geológicas y edafológicas que se comentan a continuación (textura, pH, CO, etc), y que condicionan la migración de la contaminación por el subsuelo, pueden variar sustancialmente de unos niveles a otros dentro del perfil, por lo que será necesario caracterizarlos en cada uno de los niveles que se diferencien claramente en la columna. En la evaluación de riesgos se contemplarán aquellos niveles que estén más estrechamente ligados a los riesgos a evaluar.



Si los riesgos evaluados dependen de la movilización de la contaminación a través de la columna completa de suelo (p.ej. por la infiltración del agua de lluvia desde horizontes superficiales afectados hacia las aguas subterráneas), se emplearán para modelar la migración de la contaminación datos medios o representativos de las propiedades geológico-edafológicas de la columna en su conjunto (p. ej. media aritmética ponderada en función del espesor de cada horizonte).

Si por el contrario determinados riesgos están ligados en su mayor parte a la movilización de la contaminación por un horizonte o un intervalo del perfil concreto (p.ej. contacto directo con horizonte más superficial, inhalación de vapores o lixiviación hacia las aguas subterráneas a partir de determinada profundidad intermedia del perfil,...), se adoptarán para definir las propiedades del subsuelo los valores de los parámetros geológico-edafológicos obtenidos exclusivamente en ese horizonte o el valor medio representativo de dichos parámetros en el conjunto de horizontes a considerar.

La aplicación informática a emplear en la automatización del cálculo de los riesgos, puede ser que no contemple la estratificación del terreno en varios niveles, lo que dificulta el cálculo de los valores representativos de la columna considerada. No obstante es posible realizar de forma externa a la aplicación el cálculo de estos valores representativos, e introducirlos manualmente en el software.

#### 5.1.1.1.2 Textura del suelo

A partir de los ensayos granulométricos realizados, se llevará a cabo la clasificación textural del mismo. Muchos de los modelos de transporte de contaminantes emplean factores (porosidad, densidad, humedad, permeabilidad al agua y al vapor,...) que dependen en gran medida de las características texturales del suelo.

Algunos de esos factores son factibles de medir en campo y otros en menor medida, por lo que siempre puede ser necesario emplear datos bibliográficos dependientes de la textura del suelo.

Para ello se llevan a cabo ensayos granulométricos en la investigación previa, a partir de los cuales se llevará a cabo la clasificación textural del suelo, procurando emplearse el mismo método de clasificación que el utilizado en las citadas fuentes de factores bibliográficos, o en su defecto razonando la equiparación necesaria.

En el caso concreto de la herramienta RBCA Tool Kit for Chemical Releases se emplean factores bibliográficos que proceden de suelos clasificados frente al sistema unificado (SUCS), en el que se usan criterios granulométricos y también de plasticidad para la subdivisión de los finos (limos y arcillas), así como factores bibliográficos precedentes de suelos caracterizados texturalmente en base a la clasificación granulométrica del Dpto. de Agricultura de Estados Unidos (USDA).

Desde el punto de vista de la modelización del transporte de contaminantes y la evaluación de riesgos, la clasificación estrictamente granulométrica en base a la proporción de arcillas, limos y arenas es la más apropiada, porque atiende estrictamente a criterios de tamaño de grano y no de comportamiento geomecánico, por lo que se empleará ésta, siendo la clasificación USDA una de las más empleadas,



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 21/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

aunque no la única, existiendo ligeras diferencias en el tamaño de grano empleado por las mismas para la división de los materiales en las tres categorías.

**Tabla 1: Equivalencia entre clasificaciones granulométricas**

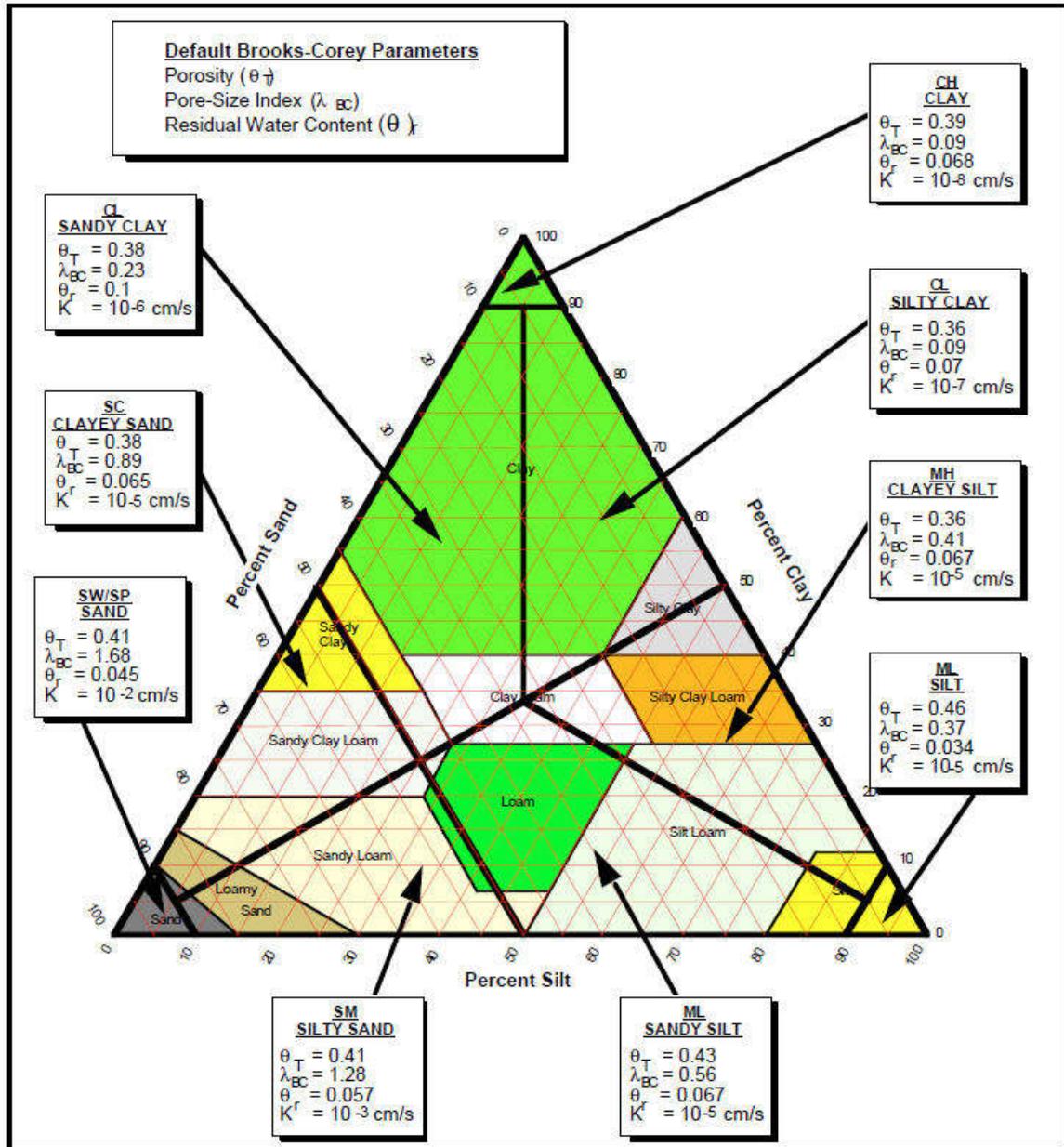
| Clasificación      | Arcillas<br>Ø (mm) | Limos<br>Ø (mm) | Arenas<br>Ø (mm) | Gravas<br>Ø (mm) | Bolos,<br>Guijarros<br>Ø (mm) |
|--------------------|--------------------|-----------------|------------------|------------------|-------------------------------|
| SUCS               | < 0,075            |                 | 0,075 - 4,75     | 4,75 - 76,2      | >76,2                         |
| USDA               | <0,002             | 0,002 - 0,05    | 0,05 - 2         | >2               | -                             |
| UNE-EN ISO 14688-1 | ≤ 0,002            | >0,002 - 0,063  | >0,063 - 2       | >2 - 63          | > 63                          |

A partir del ensayo granulométrico efectuado (USDA, UNE-EN ISO 14688-1, etc), los resultados de las tres fracciones de interés se representarán en un diagrama triangular tipo USDA para su clasificación textural, traduciendo ésta a las categorías SUCS establecidas en la aplicación RBCA Tool Kit conforme a la siguiente figura tomada de las referencias de dicha aplicación.

Para la representación gráfica del resultado la USDA dispone en su web de una aplicación basada en hoja de cálculo (Soil Texture Calculator) que simplifica el proceso.



Figura 5: Equivalencia clases texturales RBCA Tool Kit respecto diagrama triangular USDA



Fuente: "Soil Attenuation Model for derivation of risk-based soil remediation standards". J.A. Connor et al (1997).



Entre todos los valores disponibles de granulometría, se empleará para el ACR aquella categoría granulométrica más repetida, y en caso de que se obtuvieran varias categorías texturales dominantes, se empleará la más conservadora para la vía de exposición considerada en cada caso. Si los resultados de partida no son relativamente semejantes y las discrepancias entre ellos obedecen a un criterio espacial, se llevarán a cabo escenarios diferentes con valores de textura del suelo diferentes.

#### 5.1.1.1.3 *pH del suelo*

Este parámetro influye en gran medida en la fijación de los metales al suelo o su liberación a la fase acuosa, e indirectamente a la gaseosa para los compuestos volátiles (mercurio), por lo que su determinación es clave para evaluar los riesgos existentes por cada vía de exposición.

Se adoptará, de entre los valores disponibles, el más conservador (normalmente el menor), o bien la UCL95 si se dispusiera de un número suficiente de valores. Si los resultados de partida no son relativamente semejantes y las discrepancias entre ellos obedecen a un criterio espacial, se llevarán a cabo escenarios diferentes con valores de pH del suelo diferentes.

#### 5.1.1.1.4 *Carbono orgánico del suelo*

Este parámetro, de igual forma que el anterior pero en este caso para los compuestos orgánicos, regula la sorción del contaminante en el terreno, o su liberación a la fase acuosa e indirectamente a la gaseosa para aquellos compuestos volátiles, por lo que su análisis es muy importante para evaluar el transporte de los contaminantes, tanto en zona no saturada como en zona saturada, debiéndose cuantificar de forma segregada.

Preferentemente se llevará a cabo la medida directa del carbono orgánico, aunque si se dispone del contenido en materia orgánica, puede calcularse indirectamente mediante la siguiente expresión:

$$Foc = \frac{0,58 \text{ Mat. Org. (\%)}}{100}$$

Interesa la fracción de carbono orgánico del nivel del suelo más próximo a la zona contaminada, aunque no directamente afectado por dicha contaminación, ya que en presencia de contaminantes orgánicos, éstos influirían en la media y sobrestimarían la capacidad de retención del suelo.

Se adoptará, de entre los valores disponibles, el más conservador (normalmente el menor), o bien la UCL95 si se dispusiera de un número suficiente de valores. Si los resultados de partida no son relativamente semejantes y las discrepancias entre ellos obedecen a un criterio espacial, se llevarán a cabo escenarios diferentes con valores de carbono orgánico diferentes.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 24/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

5.1.1.1.5 *Porosidad y su fracción volumétrica en aire/agua*

Para estos últimos parámetros pueden emplearse, valores bibliográficos dependientes de la clasificación textural.

Dada su influencia en los riesgos esperables por vía inhalatoria, puede ser de utilidad su determinación experimental en fase de investigación detallada. Puede medirse bien mediante muestreo discreto (muestras inalteradas) y ensayo en laboratorio, bien mediante ensayos in situ en el perfil del suelo con sondas de neutrones, TDR, etc

5.1.1.1.6 *Permeabilidad al vapor*

De igual forma, lo normal es emplear en etapa exploratoria valores bibliográficos en función de la textura del suelo. También es posible su medición, por ejemplo en fase detallada, tanto en laboratorio como en campo. El apéndice J del documento "Final guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor air" de la EPA de California, muestra un método a seguir para su estimación mediante inyección/bombeo aprovechando la existencia de pozos para el muestreo del gas del suelo.

5.1.1.1.7 *Conductividad hidráulica vertical de la zona no saturada*

Igualmente es posible emplear valores bibliográficos en función de la textura del suelo, o bien afinar el análisis y obtener valores específicos mediante medida en laboratorio o in situ. Si se determina in situ, no deberá interferir en la representatividad del muestreo de suelos ni de las aguas subterráneas.

5.1.1.2. HIDROGEOLÓGICOS

5.1.1.2.1 *Profundidad del nivel freático*

Se adoptará una profundidad media o representativa de la profundidad del nivel freático si éstas son más o menos constantes espacial y temporalmente en el emplazamiento.

En caso de existir diferencias espaciales significativas, se realizarán preferentemente escenarios separados para cada zona o en su defecto se adoptará la profundidad más conservadora desde el punto de vista de los riesgos a obtener, diferenciando cuando se analizan los generados a partir de las aguas subterráneas o de la zona no saturada.

En ocasiones, la contaminación de un suelo se registra en la franja de oscilación del nivel freático y su franja capilar, que dependiendo del momento en que se realice la investigación de campo puede alojarse parcialmente en zona no saturada o zona saturada. En parecidos términos, la afección de un depósito subterráneo sumergido total o parcialmente por el freático puede afectar al suelo en niveles inicialmente



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 25/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

de zona saturada que podrían quedar expuestos en zona no saturada bajo determinados supuestos (p.ej. estiaje, sequías, bombeos, etc...). En el extremo opuesto, una subida del nivel freático respecto a la que pueda determinarse en un momento dado durante la investigación de campo, puede provocar que la contaminación de las aguas subterráneas, por ejemplo por hidrocarburos inmiscibles, se sitúe a menor distancia que la prevista de los receptores potenciales.

A falta de una monitorización de niveles piezométricos en el tiempo suficientemente representativa de las diferentes estaciones anuales y situaciones pluviométricas, que permita establecer valores medios de confianza, se evaluarán los riesgos teniendo en cuenta de manera conservadora las posibles oscilaciones del nivel freático, por ejemplo a través del análisis de incertidumbres, especialmente por la vía de inhalación de vapores. Para la inhalación de vapores desde la zona no saturada, se contemplará la posibilidad de que el nivel freático descienda periódicamente su nivel, y puedan quedar expuestos en zona no saturada el total de suelos afectados determinados en su conjunto (zona no saturada y posiblemente primeros metros de zona saturada) en la investigación exploratoria o detallada. Para la inhalación de vapores desde la superficie del agua subterránea, se tendrá en cuenta la posibilidad de ascenso del nivel piezométrico.

#### 5.1.1.2.2 *Espesor de la zona saturada*

Para la adopción del espesor de zona saturada se tendrá en cuenta la profundidad representativa del nivel piezométrico antes establecida y la profundidad media del cualquier nivel limitante al flujo subterráneo que se haya identificado en la testificación de los sondeos realizados.

En su defecto se adoptará algún valor bibliográfico existente en la información geológica disponible (p.ej. estudios geotécnicos de la parcela, memoria mapa geológico, etc.), y en último caso la profundidad máxima alcanzada por los sondeos realizados.

#### 5.1.1.2.3 *Espesor de la franja capilar y su fracción volumétrica en aire/agua*

Para estos parámetros se adoptarán normalmente valores tabulados en función de la textura del suelo.

No obstante si durante la investigación de campo se observa claramente en las perforaciones la primera aparición de humedad y el nivel freático determinado posteriormente con exactitud es inferior a la misma, puede deducirse de manera más representativa el espesor de la franja capilar. La fracción volumétrica en aire/agua también puede deducirse a partir de la toma de muestras inalteradas y ensayo de humedad en laboratorio, aunque este nivel de profundidad es normalmente de mayor interés para el muestreo de contaminantes, por lo que no será factible en la mayoría de los casos este tipo de muestreo inalterado en ese nivel.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 26/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

#### 5.1.1.2.4 *pH de las aguas subterráneas*

Se adoptará, de entre los valores disponibles, el más conservador (normalmente el menor), o bien la UCL95 si se dispusiera de un número suficiente de valores. Si los resultados de partida no son relativamente semejantes y las discrepancias entre ellos obedecen a un criterio espacial, se llevarán a cabo escenarios diferentes con valores de pH del agua subterránea diferentes.

#### 5.1.1.2.5 *Direcciones del flujo subterráneo de interés*

En base al mapa de isopiezas determinado en la investigación de campo, se identificarán aquellas direcciones del flujo orientadas a posibles receptores (bajos de edificios, pozos de captación, cursos superficiales de agua, etc.)

En emplazamientos que puedan estar sometidos a variaciones de nivel más o menos significativos, se dispondrá en la investigación de campo de mapas de isopiezas diferenciados para esas situaciones, pudiendo en ocasiones considerarse direcciones de flujo diferentes para determinados periodos o frecuencias de exposición (p.ej. flujo en sentido teórico “aguas arriba” hacia determinados receptores en situaciones de pleamar o de bombeos próximos).

#### 5.1.1.2.6 *Gradientes hidráulicos en las direcciones de interés*

En base igualmente al mapa de isopiezas, se estimará el gradiente hidráulico existente en cada una de esas direcciones de interés, considerando para su cálculo la mayor distancia posible (y por tanto más representativas) entre el foco y el receptor.

#### 5.1.1.2.7 *Conductividad hidráulica de la zona saturada*

La conductividad hidráulica horizontal de la zona saturada se determinará experimentalmente mediante ensayos in situ realizados en el emplazamiento durante la investigación exploratoria y en su caso detallada: ensayos de bombeo y/o recuperación preferentemente, y en su defecto slug tests.

La realización de estos ensayos no debe interferir la representatividad de la toma de muestra de suelos y de aguas subterráneas, para lo cual se evitará en la medida de lo posible la inyección de agua o aire, o de hacerse, se llevará a cabo preferentemente en ubicaciones del emplazamiento “aguas abajo” cuando el muestreo de aguas subterráneas haya concluido.

Asimismo el bombeo o la inyección de agua no interferirán las medidas piezométricas simultáneas a realizar par la caracterización de los flujos subterráneos, las cuales se llevarán a cabo previamente a la realización de los ensayos de permeabilidad o bien tras el tiempo de recuperación necesario.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 27/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA1XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Siempre que exista homogeneidad en la zona saturada en el conjunto del emplazamiento, los ensayos de permeabilidad con bombeo se llevarán a cabo en ubicaciones donde se minimice la movilización y expansión de la pluma contaminante, preferentemente en ubicaciones aguas arriba suficientemente alejadas. Si ello no fuera posible se valorará el empleo de slug tests en lugar de los ensayos de bombeo.

Se controlarán las limitaciones de los diferentes métodos a emplear, y la duración de los ensayos deberá ser suficientemente representativa. Para estos aspectos puede consultarse algunas de las referencias bibliográficas aportadas en el presente documento (EPA, USGS, etc.).

Para la interpretación de los resultados de estos ensayos existen aplicaciones informáticas específicas que pueden facilitar esta tarea. El Instituto Geominero de España (IGME) dispone en su web una aplicación (SlugIn) de acceso libre para la interpretación de ensayos "slug". Asimismo, el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) dispone en su página web de hojas de cálculo de acceso libre para la interpretación de los principales tipos de ensayos de bombeo/recuperación.

Se adoptará, de entre los valores disponibles, el más conservador (normalmente el mayor), siendo excepcional en este caso que se pudiera obtener una UCL95. Si los resultados de partida no son de un orden de magnitud similar y las discrepancias entre ellos obedecen a un criterio espacial, se llevarán a cabo escenarios diferentes con valores de conductividad hidráulica diferentes.

#### 5.1.1.2.8 Porosidad eficaz

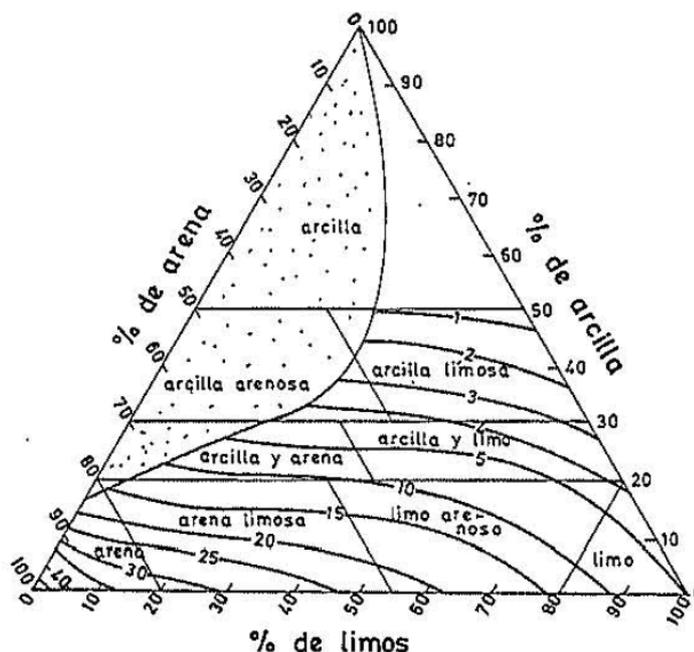
Algunos ensayos de bombeo permiten la estimación de la porosidad efectiva, en cuyo caso se empleará este valor como más representativo.

En su defecto se pueden adoptar valores bibliográficos en función de la litología del suelo. Para materiales no consolidados, que suelen ser los más habituales en contaminación de suelos, puede obtenerse una estimación razonable a partir del diagrama triangular de Johnson.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 28/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA1XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

**Figura 6: Diagrama triangular de Johnson para la estimación de la porosidad eficaz**



Fuente: "Hidrología subterránea". Custodio y Llamas (1980), adaptado de Johnson (1967)

También puede realizarse una estimación en base a los siguientes datos tabulados para diferentes fracciones granulométricas y realizando una media ponderada en función del porcentaje de cada fracción en el total del suelo considerado.

**Tabla 2: Valores bibliográficos tabulados para porosidad eficaz**

| Fracción granulométrica | Intervalo (%) | Media Aritmética (%) |
|-------------------------|---------------|----------------------|
| Grava gruesa            | 13,2 - 25,2   | 21                   |
| Grava media             | 16,9 - 43,5   | 24                   |
| Grava fina              | 12,6 - 39,9   | 28                   |
| Arena gruesa            | 18,4 - 42,9   | 30                   |
| Arena media             | 16,2 - 46,2   | 32                   |
| Arena fina              | 1,0 - 45,9    | 33                   |
| Limo                    | 1,1 - 38,6    | 20                   |
| Arcilla                 | 1,1 - 17,6    | 6                    |

Fuente: "Summary of hydrologic and physical properties of rock and soil materials..." Morris y Johnson (1967)



5.1.1.2.9 Dimensiones de la pluma de afección a las aguas subterráneas en la fuente

Para caracterizar las dimensiones de la pluma de contaminantes disueltos en el agua subterránea en torno a la fuente, sería precisa la instalación de varios piezómetros en la dirección del flujo subterráneo y de forma más o menos perpendicular a ésta, así como el ranurado de los mismos en diferentes profundidades o la instalación de piezómetros multinivel para poder caracterizar la calidad de las aguas en profundidad.

Esta tarea normalmente sólo se acomete en investigaciones de detalle, por lo que en evaluaciones de riesgos de nivel II o exploratorio habrá que adoptar valores por defecto.

La anchura de la pluma en la fuente se asumirá igual a la anchura de los suelos afectados en dirección perpendicular a la dirección del flujo considerada. Dicha dirección de flujo puede ser la dirección principal de mayor gradiente hidráulico, pero puede no coincidir dependiendo de si se están valorando los riesgos para determinados receptores off site ubicados en otras direcciones.

El grosor de la pluma, si los focos de afección se encuentran ubicados en zona no saturada, se puede estimar mediante algún algoritmo en función de la litología y de la longitud de los suelos afectados en la dirección de flujo considerada.

Si los focos de afección se encuentran ubicados en zona saturada (p.ej. depósitos parcial o totalmente sumergidos, rellenos antrópicos, etc.), la testificación realizada en la investigación exploratoria o detallada del suelo habrá determinado la profundidad hasta la cual se aprecian indicios visuales, organolépticos o analíticos de afección, tomándose en consideración como mínimo dicha profundidad para el establecimiento del grosor de la pluma contaminante. En caso de duda se podrá adoptar de forma conservadora el espesor de la zona saturada si éste se ha podido determinar mediante las perforaciones realizadas.

5.1.1.2.10 Caudal y calidad de aguas en cursos superficiales receptores

En caso de que existan cursos superficiales de aguas posiblemente afectados por aportes de aguas subterráneas afectadas, es necesario conocer su caudal para estimar las concentraciones finales en la zona de mezcla.

Se emplearán para ello datos temporalmente representativos registrados en estaciones de aforo próximas, o en su defecto valores bibliográficos existentes de estudios previos realizados. Se tendrá en cuenta la diferencia de caudales existentes en época de lluvias y estiaje, al menos para el análisis de incertidumbres.

En cursos superficiales de pequeña entidad, para los que no es probable disponer de estaciones de aforo, cabe la posibilidad de estimar estos caudales a partir de la superficie de la cuenca drenante y el cálculo del coeficiente de escorrentía, repartiendo uniformemente dichas escorrentías a lo largo del año. Esta estimación es en parte conservadora, ya que no incluiría el aporte subterráneo al cauce aguas arriba del emplazamiento, pero es una primera estimación a falta de otra información.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 30/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

También existe la posibilidad de determinar los caudales experimentalmente, mediante molinetes, velocímetros, caudalímetros, aforos químicos, etc dependiendo del tamaño del curso superficial. Estas medidas deberían ser representativas en el tiempo, contemplando al menos la época desfavorable (estiaje).

Alternativamente se puede caracterizar la concentración de contaminantes en el punto de exposición (cauce receptor) como se apunta en apartados siguientes de este documento. Estas medidas deberían ser igualmente representativas en el tiempo.

#### 5.1.1.2.11 Infiltración media

La infiltración de agua de lluvia hacia el acuífero se emplea para cuantificar la posible lixiviación de contaminantes hacia las aguas subterráneas.

En evaluaciones de riesgo de nivel II esta infiltración suele estimarse a partir de las características texturales del suelo y de las variables meteorológicas anuales del emplazamiento.

Las estimaciones más sencillas emplean algoritmos basados en la granulometría predominante del suelo y la precipitación, como los siguientes:

**Tabla 3: Algoritmo sencillo para la estimación de la infiltración neta**

| Fracción granulométrica | Algoritmo         | Valor límite superior |
|-------------------------|-------------------|-----------------------|
| Arena                   | $I = 0,0018 P^2$  | $I \leq K_v$          |
| Limo                    | $I = 0,0009 P^2$  |                       |
| Arcilla                 | $I = 0,00018 P^2$ |                       |

Fuente: "Soil Attenuation Model for derivation of risk-based soil remediation standards". J.A. Connor et al (1997).

Donde:

- I: Infiltración neta de agua de lluvia corregida con las pérdidas por evapotranspiración (cm/año)
- P: Precipitación media anual (cm/año)
- $K_v$ : Conductividad hidráulica vertical de la zona no saturada (cm/año)

Es posible obtener (p.ej. en una evaluación de riesgos de nivel III) una estimación más aproximada de esta variable realizando un balance hídrico por el método de Thornthwaite a partir de los datos climatológicos (precipitación y evapotranspiración potencial) medios mensuales y la reserva de agua útil del suelo, así como una estimación de la escorrentía.



Los datos climatológicos en cualquier caso deben corresponder a series históricas suficientemente representativas de estaciones de medida (AEMET, Consejerías con competencias de Agricultura, Medio Ambiente, Órganos de cuenca, etc.) relativamente próximas al emplazamiento.

La reserva de agua útil del suelo puede obtenerse a partir del producto de la profundidad de enraizamiento de la vegetación presente y la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente.

Capacidad de campo y punto de marchitez pueden ser obtenidos experimentalmente, o en su defecto a partir de datos tabulados en función de la clasificación textural como los siguientes:

**Tabla 4: Capacidad de campo y punto de marchitez en función de la litología**

| Textura                | Arena<br>(% Peso) | Arcilla<br>(% Peso) | Capacidad<br>campo<br>(% Volumen) | Punto<br>marchitez<br>(% Volumen) |
|------------------------|-------------------|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| Arena                  | 88                | 5                   | 10                                | 5                                 |
| Arena franca           | 80                | 5                   | 12                                | 5                                 |
| Franco arenosa         | 65                | 10                  | 18                                | 8                                 |
| Franca                 | 40                | 20                  | 28                                | 14                                |
| Franco limosa          | 20                | 15                  | 31                                | 11                                |
| Limo                   | 10                | 5                   | 30                                | 6                                 |
| Franco areno-arcillosa | 60                | 25                  | 27                                | 17                                |
| Franco arcillosa       | 30                | 35                  | 36                                | 22                                |
| Franco limo-arcillosa  | 10                | 35                  | 38                                | 22                                |
| Arcilla limosa         | 10                | 45                  | 41                                | 27                                |
| Arcilla arenosa        | 50                | 40                  | 36                                | 25                                |
| Arcilla                | 25                | 50                  | 42                                | 30                                |

Fuente: "Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions" K.E. Saxton, W.J. Rawls (2006)

Para la profundidad de enraizamiento pueden tenerse en cuenta valores intermedios a los máximos aportados en la siguiente tabla:

**Tabla 5: Profundidades máximas de enraizamiento**

|   | Árboles | Arbustos | Plantas<br>Herbáceas | Cultivos |
|---|---------|----------|----------------------|----------|
| Profundidad máxima media de enraizamiento (m) | 7       | 5        | 2,6                  | 2,1      |

Fuente: "Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale". J. Canadell et al (1996)



La escorrentía puede estimarse, por ejemplo, a través del método del Dpto. de Agricultura de Estados Unidos, particularizado para España por el MOPU en 1990 en su instrucción de drenaje superficial para carreteras (apdo. 2.5).

En la medida en que la profundidad de enraizamiento pueda determinarse en el emplazamiento y la capacidad de campo y el punto de marchitez se determinen experimentalmente también a partir de muestras del emplazamiento, el cálculo de la infiltración mediante balance hídrico redundará en un valor más representativo y compensará en mayor medida respecto al uso de algoritmos más sencillos.

### 5.1.1.3. CLIMATOLÓGICOS

#### 5.1.1.3.1 *Direcciones y velocidades de los vientos*

Para la estimación de los riesgos por inhalación de vapores y partículas, es necesario disponer de datos del régimen de vientos de la zona.

Se adoptarán valores medios obtenidos a partir de series históricas suficientemente representativas de estaciones de medida (AEMET, Consejerías de con competencias de Agricultura, Medio Ambiente, etc.) relativamente próximas al emplazamiento. Si se parte de los valores diarios de la serie histórica, muy probablemente se pueda calcular una UCL95.

Algunas de estas estaciones discriminan las velocidades de los vientos y su frecuencia de aparición por sectores de dirección, pudiendo obtener un diagrama o rosa de los vientos de los mismos.

Para la inhalación de receptores off site, dependiendo de la dirección en la que se ubiquen los diferentes receptores considerados, se deberán realizar evaluaciones de riesgos particularizadas si las velocidades medias son muy diferentes entre unas direcciones y otras.

Igualmente será posible reducir las duraciones de exposición consideradas por defecto para estos receptores off site, en función de la frecuencia con la que los vientos soplan en esa dirección.

Se adoptará no obstante un criterio conservador a la hora de cuantificar estas velocidades medias y frecuencias, considerando todos los sectores de dirección que razonablemente puedan relacionarse, en mayor o menor medida, entre la delimitación espacial de los suelos afectados y las posibles áreas de actividad de dichos receptores. Las velocidades medias para un determinado intervalo de direcciones, se calcularán como media ponderada en función de la frecuencia de los diferentes sectores de dirección considerados.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 33/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

## 5.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS RECEPTORES EXPUESTOS

Se debe establecer en esta fase una relación de los diferentes receptores que pudieran quedar expuestos a la contaminación del emplazamiento, así como de sus características y patrones de actividad.

Para ello es necesario determinar la siguiente información.

### 5.1.2.1. USOS ACTUALES Y FUTUROS DEL SUELO

Los usos del suelo, tanto de la parcela investigada como de las del entorno, van a determinar el tipo de receptor considerado en la evaluación de riesgos: industrial/comercial, residencial/recreativo/escolar, agrícola/ganadero/forestal (otros usos), etc.

La información sobre estos usos ha debido quedar determinada normalmente en la etapa de la investigación exploratoria, ya que en base a ella se han debido seleccionar los NGRs a aplicar en su evaluación.

Los usos actuales del suelo resultan evidentes en la mayoría de los casos, aunque en ocasiones, el uso reconocido oficialmente al suelo no coincide exactamente con el de la actividad potencialmente contaminante del suelo que ha podido provocar la evaluación de riesgos.

Así puede ocurrir por ejemplo con actividades industriales asentadas en suelos clasificados para otro tipo de usos (p.ej. agrícola).

La evaluación de riesgos debe analizar si los riesgos calculados son o no compatibles con el uso real del suelo, pero igualmente con el que oficialmente tiene asignado el terreno en aquellos casos en que sea posible que los usos pudieran revertir a los originales u oficiales, quedando afectados p.ej. derechos de la propiedad del terreno, la cual no es responsable en primera instancia de la descontaminación del suelo.

Por tal motivo debe consultarse el planeamiento de ordenación territorial vigente para las parcelas en cuestión, o en su defecto la información transmitida al Registro del Catastro Inmobiliario.

Igualmente es procedente contemplar el uso futuro previsto para el suelo, si éste se ha establecido en una revisión del plan urbanístico en tramitación, ya que la evaluación de riesgos debe evaluar si los riesgos calculados son o no compatibles con ese futuro uso proyectado, de manera que se salvaguarde la salud de sus futuros usuarios.

Para los usos actuales del suelo, los parámetros de exposición de los posibles receptores pueden ser ajustados a la realidad concreta del emplazamiento. Al contemplar usos futuros esta labor es más difícil y sujeta a incertidumbres, por lo que deben adoptarse normalmente parámetros de exposición estándar conservadores.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 34/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

5.1.2.2. TIPO DE RECEPTORES

En la evaluación de riesgos será necesario contemplar en cada caso al receptor razonablemente más expuesto (RME). Para un mismo uso del suelo, el receptor presente puede ser de diferente corte o naturaleza, determinado por ello factores de exposición más o menos conservadores.

Así por ejemplo en un escenario urbano residencial habitual el individuo RME será normalmente el niño de edad comprendida entre los 0 y 6 años, pero pueden existir otros usos urbanos en los que los receptores sean por ejemplo adolescentes y adultos (instalaciones deportivas, centros de enseñanza secundaria, etc.)

5.1.2.3. PATRONES DE ACTIVIDAD DE LOS RECEPTORES

Dependiendo del patrón de actividad del receptor, los parámetros de exposición pueden ser diferentes.

Por defecto, para un receptor industrial/comercial estándar se emplean 8 h/día de duración de la exposición, y para un receptor urbano 24h/día, pero pueden existir emplazamientos en que el patrón de actividad sea diferente: trabajos ocasionales, trabajos desarrollados en espacios abiertos y cerrados a tiempo parcial, actividades deportivas etc.

En el apartado de parámetros de exposición se ofrecen algunas cifras orientativas para diferentes receptores y patrones de actividad.

5.1.2.4. INFLUENCIA TEMPORAL EN LA ACTIVIDAD DE LOS RECEPTORES

Hay que tener en cuenta si esos patrones de actividad pudieran variar con el tiempo, cíclicamente o de manera permanente.

Se debe tener en cuenta que en determinadas épocas se producirán exposiciones particulares, por ejemplo el uso de piscinas en época estival, las cuales pueden abastecerse de aguas subterráneas potencialmente contaminados.

El patrón de actividad de un trabajador en el escenario actual, puede variar en el futuro, por lo que conviene realizar una evaluación de riesgos ajustada al escenario actual y una evaluación más conservadora de cara al escenario futuro (p.ej. actividad del trabajador de una estación de servicio en el interior de edificio a tiempo completo).



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 35/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

#### 5.1.2.5. UBICACIÓN DE LOS RECEPTORES

Será preciso identificar aquellos receptores que desarrollan su labor o acceden a las áreas posiblemente contaminadas (“on site”) y aquellos que se mantienen a una distancia dada (“off site”), y en este último caso la distancia que los separa del foco.

En función de las vías de exposición de un emplazamiento dado, será necesario cuantificar:

- Distancias paralelas a la dirección de los vientos desde los focos a los receptores
- Distancias paralelas a la dirección de flujo de las aguas subterráneas desde los focos hacia los receptores

Si se han identificado para una misma vía de exposición diferentes receptores off site, de ubicación geográfica concreta (p.ej. receptores actuales de un edificio), se considerarán las diferentes distancias desde el emplazamiento hacia dichos receptores.

Si el emplazamiento no fuera homogéneo, normalmente existirá una evaluación de riesgos diferente para las diferentes zonas identificadas, y se tendrán en cuenta por tanto diferentes longitudes foco-receptor para un mismo receptor.

Para receptores cuya ubicación geográfica no es precisa (p.ej. receptores residenciales del entorno pendiente de urbanizar), y como criterio general en cualquier caso, se adoptarán las longitudes más pequeñas, y por tanto más conservadoras, entre las posibles rutas de migración foco-receptor.

#### 5.1.3. CARACTERIZACIÓN DE FACTORES ANTRÓPICOS

En relación con los posibles receptores que cabe identificar en el emplazamiento y las vías de exposición a las que pueden estar expuestos, será necesario identificar algunas características del sistema urbano y productivo del emplazamiento y su entorno.

##### 5.1.3.1. EXPLOTACIÓN DE RECURSOS NATURALES

Será preciso identificar aquellos recursos naturales del emplazamiento o de su entorno que pueden quedar afectados por la contaminación del suelo y que actualmente, o en un escenario futuro verosímil, están siendo o pudieran ser aprovechados por la población.

Así por ejemplo se identificarán:

- Pozos de aguas subterráneas, acuífero/s interceptado/s y uso al que están destinados
- Cultivos agrícolas para consumo externo o bien para autoconsumo
- Piscifactorías, cotos o zonas de pesca



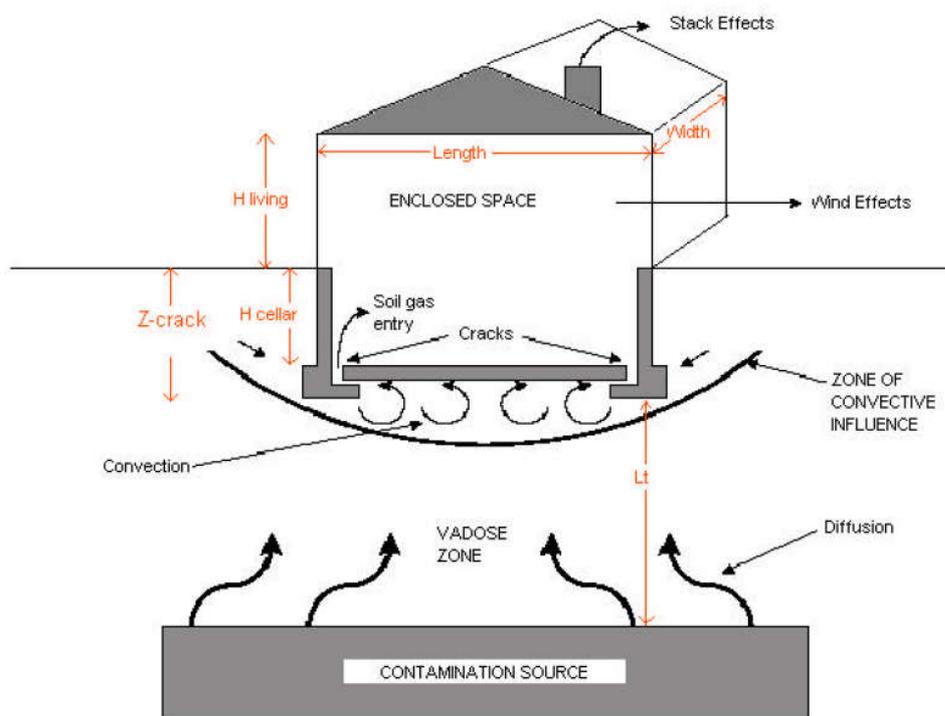
|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 36/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

- Lugares autorizados para el baño

5.1.3.2. CARACTERÍSTICAS CONSTRUCTIVAS

Para estimar algunos riesgos, fundamentalmente los derivados por inhalación de vapores en espacios cerrados, es preciso conocer algunas características de las edificaciones presentes que serán necesarias para aplicar los modelos de dispersión de contaminantes en el interior de estas construcciones.

**Figura 7: Características constructivas requeridas por el modelo de Johnson & Ettinger**



Fuente: "Clea Briefing Notes 1-3. Updates to Report CLR10". U.K. Environment Agency (2005).

5.1.3.2.1 *Dimensiones interiores de los edificios*

Se precisa normalmente del área a través de la cual se puede producir la intrusión de vapores desde el suelo (paredes de sótanos incluidas), y del volumen del espacio cerrado habitable.

El espacio cerrado estará constituido normalmente por los diferentes niveles y plantas del edificio en su conjunto si es que existe algún tipo de comunicación entre los mismos, o bien, si existiera un completo



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 37/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

aislamiento de unas zonas de otras del edificio, únicamente aquellas más cercanas a la fuente y en las que se produce la acumulación de los vapores.

No se considerará como aislamiento la existencia de puertas, ya que son consideradas como aberturas de paso por la documentación técnica del Código Técnico de Edificación (Documento Básico HS-3 Calidad del aire interior).

En el caso concreto de los garajes, el Código Técnico de Edificación (Documento Básico SI Seguridad en caso de incendio) impone la existencia de puertas contra incendios, y en el caso de aparcamientos de más de 100 m<sup>2</sup>, vestíbulo de independencia con doble puerta. No obstante un posible mal uso de estas puertas (apertura habitual), y la frecuente existencia de bajantes en el techo provenientes de plantas superiores, hacen aconsejable no considerar garantizado a priori dicho aislamiento.

En caso de duda sobre el grado real de aislamiento, se podrán considerar en el análisis de incertidumbres ambos casos: vivienda completa de mayor volumen habitable y por tanto menores concentraciones de vapores, pero mayor tiempo de exposición, y por otro lado únicamente el garaje, de menor volumen y mayores concentraciones de contaminantes pero con menores tiempos de exposición.

Siempre que se conozcan, se emplearán datos reales de las construcciones existentes o proyectadas en el emplazamiento, o en su defecto del entorno inmediato si cabe presuponer que serán construcciones de tipo similar.

En su ausencia se podrán emplear datos constructivos bibliográficos, como los aportados por la Agencia medioambiental británica en base a encuestas sobre las condiciones de viviendas y propiedades comerciales en el Reino Unido. Esta Agencia emplea los siguientes valores por defecto para edificios residenciales y comerciales tipo:

**Tabla 6: Valores por defecto para características constructivas de edificios**

|                                | Perímetro (m) | Superficie edificio (m <sup>2</sup> ) | Plantas    | Altura total (m) | Área intrusión vapores (m <sup>2</sup> ) | Volumen habitable (m <sup>3</sup> ) | Ratio Vol/Área |
|--------------------------------|---------------|---------------------------------------|------------|------------------|--|-------------------------------------|----------------|
| <b>Edificios residenciales</b> |               |                                       |            |                  |  |                                     |                |
| Casa, chalet de 1 planta       | 33,6          | 71                                    | 1          | 2,4              | 71                                       | 169                                 | 2,4            |
| Pareado, adosado               | 25,6          | 41                                    | 2          | 4,8              | 41                                       | 197                                 | 4,8            |
| Pareado, adosado con sótano    | 25,6          | 41                                    | 2 + sótano | 7                | 97                                       | 287                                 | 2,9            |
| <b>Edificios comerciales</b>   |               |                                       |            |                  |  |                                     |                |
| Almacén                        | 180           | 2025                                  | 1          | 4,6              | 2025                                     | 9315                                | 4,6            |
| Almacén con sótano             | 180           | 2025                                  | 1+sótano   | 7,3              | 2511                                     | 14783                               | 5,9            |
| Oficina                        | 98            | 600                                   | 3          | 9,6              | 600                                      | 5762                                | 9,6            |
| Oficina con sótano             | 98            | 600                                   | 3+sótano   | 12,3             | 865                                      | 7383                                | 8,5            |

Fuente: "Clea Briefing Notes 1-3. Updates to Report CLR10". U.K. Environment Agency (2005).



#### 5.1.3.2.2 Profundidad y espesor de los cimientos

Se precisa la profundidad a la que se encuentra la interfaz suelo-cimiento desde la superficie del terreno, y el espesor de estos cimientos. Siempre que se conozcan se deben emplear datos reales.

En su defecto EPA y la Agencia ambiental británica emplean grosores por defecto 0,1 y 0,15 m respectivamente.

Si no se conoce la profundidad de los cimientos, se puede igualar al grosor del cimiento en edificios sin sótano, y sumarle la altura del sótano en edificios que disponen del mismo. La Agencia ambiental británica emplea una altura de sótano de 2,2 m en edificios residenciales y 2,7 m en edificios comerciales.

#### 5.1.3.2.3 Fracción de grietas de los cimientos

La fracción de grietas equivale al área que suman las fracturas respecto al área del edificio susceptible de sufrir intrusiones de vapores (incluyendo paredes de sótanos).

Bien por necesidades constructivas o por asentamientos y otros factores, las soleras y cimentaciones presentan fracturas por donde migran los vapores, especialmente en las uniones de la base de la cimentación con los muros del edificio.

Este parámetro es de difícil estimación, presentan una importante variabilidad según las fuentes consultadas y ejerce una gran influencia en los resultados finales.

Los valores recomendados oscilan entre 1E-02 (norma ASTM E2081) a 1E-06 (modelo VOLASOIL), de más a menos conservadores respectivamente.

El modelo habitualmente empleado para modelizar la intrusión de vapores (Johnson & Ettinger) establece como valor conservador 1E-03, que está en el mismo orden de magnitud que el que la Agencia ambiental británica determina para viviendas residenciales sin sótano.

El modelo holandés VOLASOIL emplea 1E-04 para cimentaciones en peor estado y 1E-06 para las cimentaciones menos permeables a los vapores.

La Agencia ambiental canadiense así como otras agencias estatales norteamericanas diferencian valores de 3,8E-04 para edificios sin sótano y de 2E-04 para edificios con sótano. Estos valores están en similares órdenes de magnitud que los que la Agencia ambiental británica determina para viviendas residenciales con sótano y edificios comerciales, que oscilan entre 5E-04 para los primeros y entre 1E-04 y 3E-04 para los segundos.

En un artículo científico de uso extendido (Sager, 1997), se apunta una fracción de grietas en el interior de los materiales de construcción de 5,2E-04, determinada experimentalmente en un estudio anterior



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 39/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

sobre 218 viviendas de EEUU, a la que se suma la fracción de grietas existente en las uniones de la cimentación con las paredes de los edificios, la cual se calcula de forma teórica mediante algoritmo del modelo de Johnson & Ettinger de la US EPA, obteniendo como resultado final valores de 7,9E-04 para viviendas residenciales con sótano y 6,2E-04 para pequeños edificios comerciales. Aplicando esos mismos algoritmos, para una vivienda residencial sin sótano se obtendría una fracción de 9,8E-04.

En base a todo ello, a falta de otra información más específica sobre las construcciones del emplazamiento, se proponen por defecto los siguientes valores, los cuales se consideran suficientemente conservadores a la par que aproximados a la realidad según las diferentes fuentes consultadas.

**Tabla 7: Valores por defecto para fracción de grietas en cimentación**

|                                    | Fracción de grietas |
|------------------------------------|---------------------|
| Edificios residenciales sin sótano | $1 \cdot 10^{-3}$   |
| Edificios residenciales con sótano | $5 \cdot 10^{-4}$   |
| Edificios industriales/comerciales | $2 \cdot 10^{-4}$   |

*5.1.3.2.4 Fracción volumétrica en aire/agua del suelo que ocupa las fracturas de la solera.*

Estos parámetros son igualmente de difícil estimación, presentan gran variabilidad y tienen gran importancia en el resultado final.

Preferentemente se emplearán los valores correspondientes al suelo del emplazamiento próximo al edificio, a la misma profundidad que se encuentra o se prevé encontrar la cimentación del edificio.

En su defecto se emplearán los valores recogidos en la norma ASTM E2081, que son de un 12% para el contenido en agua y de un 26% para la fracción ocupada por aire.

*5.1.3.2.5 Tasa de intercambio de aire del edificio*

Este parámetro es igualmente variable y de gran importancia en los resultados de riesgo obtenidos.

Siempre que se tenga acceso a ellos, se emplearán datos concretos del edificio en cuestión.

Los edificios construidos a partir de abril de 2007, fecha de entrada en vigor completa del Código Técnico de Edificación (Real Decreto 314/2006), deben cumplir unas condiciones mínimas de renovación del aire interior, que quedan recogidas en el "Documento Básico HS-3. Salubridad – Calidad del aire interior", documento técnico no reglamentario reconocido por el Ministerio de Vivienda para la aplicación del CTE.



En dicho documento, se imponen para las viviendas unas tasas de admisión de aire en dormitorios y salas de estar, desde donde dicho aire debe circular hacia las zonas húmedas de extracción y expulsión al exterior (aseos y cocinas) con unas determinadas tasas de extracción.

**Tabla 8: Caudales de ventilación mínimos en viviendas y garajes (l/s) Código Técnico Edificación**

|                               | Por ocupante | Por m <sup>2</sup> útil | En función otros parámetros |
|-------------------------------|--------------|-------------------------|-----------------------------|
| Dormitorios                   | 5            |                         |                             |
| Salas estar y comedores       | 3            |                         |                             |
| Aseos y cuartos de baño       |              |                         | 15 por local                |
| Cocinas                       |              | 2                       | 50 por local (*)            |
| Trasteros y sus zonas comunes |              | 0,7                     |                             |
| Aparcamientos y garajes       |              |                         | 120 por plaza (*)           |
| Almacenes de residuos         |              | 10                      |                             |

Ocupantes dormitorios: 1 para dormitorio sencillo y 2 para dormitorio doble

Ocupantes comedores: el sumatorio de los existentes en todos los dormitorios de la vivienda

(\*) Caudales que se cumplen para sistemas de ventilación mecánica adicional que no tienen por qué funcionar en continuo, y por tanto no deberían ser tenidos en cuenta por defecto.

Para los garajes se impone igualmente una tasa de ventilación, aunque en caso de disponer de más de 5 plazas o poseer más de 100 m<sup>2</sup>, deben dotarse de un sistema de extracción mecánica con detección de monóxido de carbono, en cuyo caso estos caudales sólo se garantizan en períodos de acumulación de este gas por encima de unos determinados niveles, por lo que la tasa de renovación de aire será normalmente ser inferior.

En base a estas tasas de ventilación mínimas exigidas y las características constructivas (superficie, número de dormitorios y aseos, etc.) de una vivienda concreta, puede estimarse el caudal de ventilación de aire del conjunto de dicha vivienda, que junto a su volumen interior, nos puede ofrecer un valor más ajustado del número de volúmenes de renovación de aire diarios. Entre los caudales de admisión y de extracción, se considerarán únicamente aquellos más elevados, con objeto de no contabilizar doblemente los mismos volúmenes de aire.

A modo de ejemplo para una vivienda residencial tipo de 82 m<sup>2</sup> y 3 m de altura, con dormitorio principal (2 ocupantes), 2 dormitorios individuales, 2 aseos, comedor y cocina de 10m<sup>2</sup>, sin sótano, se obtendrían unas tasas de admisión de aire de 32 l/s (11d-1) y de extracción de 50 l/s, que divididas por el volumen de la vivienda, determinarían un número de renovaciones de aire diarias de 11 d-1 y 18 d-1 respectivamente.



**Tabla 9: Ejemplo del cálculo de la tasa de renovación de aire en vivienda residencial tipo según CTE**

|                 | Superficie (m <sup>2</sup> ) | Ocupantes | Tasas de admisión/extracción por estancia |                        |               |            | Tasas de renovación (d-1) |
|-----------------|------------------------------|-----------|---|------------------------|---------------|------------|---------------------------|
|                 |                              |           | l/s por ocupante                          | l/s por m <sup>2</sup> | l/s por local | l/ sg suma |                           |
| Dormitorio ppal |                              | 2         | 5   |                        |               | 10         | 11                        |
| Dormitorio 2    |                              | 1         | 5   |                        |               | 5          |                           |
| Dormitorio 3    |                              | 1         | 5   |                        |               | 5          |                           |
| Comedor         |                              | 4         | 3   |                        |               | 12         |                           |
| Aseo 1          |                              |           |   |                        | 15            | 15         | 18                        |
| Aseo 2          |                              |           |   |                        | 15            | 15         |                           |
| Cocina          | 10                           |           |   | 2                      |               | 20         |                           |

En caso de edificios de uso común que estén obligados a disponer de sistemas mecánicos de ventilación, son de aplicación las tasas de renovación de aire indicadas en el Real Decreto 1027/2007, de 20 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de Instalaciones Térmicas en los Edificios (RITE), y más concretamente en el apdo. IT.1.1.2 Exigencia de calidad de aire interior de sus instrucciones técnicas.

**Tabla 10: Caudales de aire exterior en otros edificios con ventilación mecánica sujeta al RITE**

| Categoría de edificio   | Ocupación permanente (dm <sup>3</sup> /s y persona) | Ocupación no permanente (dm <sup>3</sup> /s y m <sup>2</sup> ) |
|---|---|--|
| Calidad óptima (IDA 1):<br>Hospitales , clínicas, laboratorios y guarderías   | 20  | Hospitales:<br>10-30 m <sup>3</sup> /h*m <sup>2</sup> *        |
| Buena calidad (IDA 2):<br>Oficinas, locales comunes de hoteles y residencias, salas de lectura, museos, tribunales, aulas, piscinas.  | 12,5  | 0,83   |
| Calidad media (IDA3):<br>Edificios comerciales, cines, teatros, salones de actos, habitaciones de hoteles y residencias, locales de hostelería, locales deportivos (salvo piscinas) y salas informáticas. | 8   | 0,55   |
| Calidad baja (IDA 4):   | 5   | 0,28   |



El RITE aporta varios tipos de tasas de renovación de aire, dos de las cuales se expresan en función del número de personas para espacios permanentemente ocupados, y en función de la superficie para espacios no dedicados a ocupación humana permanente. En cada tipo de tasa se establecen varias magnitudes dependiendo del tipo de edificio o local.

Conocidas las características del edificio a contemplar, también es posible ajustar en este caso los volúmenes diarios de renovación del aire legalmente establecidos.

Si no se conocen en detalle las características constructivas del edificio, por ejemplo por tratarse de un escenario de exposición futuro, se emplearán en su defecto valores bibliográficos. Tanto la norma ASTM como la Agencia ambiental británica toman una renovación de 12 volúmenes diarios (12 d-1 ó 0,5 h-1 ) para una vivienda residencial. EPA "Exposure factors handbook" adopta un valor mediana de 0,45 h-1, y un percentil 10 de 0,18 h-1, el cual puede ser empleado en el análisis de incertidumbres.

Para la vivienda comercial la norma emplea 20 volúmenes (20 d-1 ó 0,83 h-1 ), la Agencia británica 24 volúmenes (24 d-1 ó 1 h-1 ), y EPA una mediana de 0,87 h-1 y un P10 de 0,6 h-1.

#### 5.1.3.2.6 Diferencia de presión entre interior y exterior del edificio

El aire del interior de los edificios se encuentra normalmente a menor presión que en el exterior, como consecuencia fundamentalmente de su mayor temperatura en época invernal (efecto chimenea), el efecto del viento exterior (efecto dinámico) y los sistemas de ventilación mecánicos.

Ello provoca que exista una tendencia a la convección del aire del suelo hacia el interior del edificio, mayor en aquellos suelos con mayor permeabilidad al vapor (arenosos y limosos), y por tanto que se favorezca la intrusión de vapores posiblemente contaminantes.

El efecto chimenea depende de la diferencia de temperatura según la siguiente expresión:

$$P = \rho_e g h \frac{T_i - T_e}{T_i}$$

donde:

- $\rho_e$  : densidad del aire exterior (Kg/m<sup>3</sup>)
- g: aceleración de la gravedad (m/s<sup>2</sup>)
- h: altura del edificio (m)
- T<sub>i</sub>: temperatura interior (°K)
- T<sub>e</sub>: temperatura exterior (°K)

La Agencia ambiental británica ha calculado el efecto chimenea para los mismos tipos de edificios considerados anteriormente, teniendo en cuenta diferencias de temperatura de 12°C durante 6 meses al



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 43/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

año (época invernal), que junto a los 2 Pa que la EPA recomienda asignar por defecto al efecto dinámico, determinan los decrementos de presión que aparecen en la siguiente tabla.

Los valores de efecto chimenea contemplados resultarán conservadores en comparación con las condiciones climáticas de Andalucía, por lo que esta componente es susceptible de un mayor ajuste teniendo en cuenta las temperaturas medias mensuales locales y la temperatura estimada en el interior del edificio.

**Tabla 11: Valores por defecto para diferencias de presión interior/externo de edificios**

|                                | Efecto chimenea invernal (Pa) | Efecto chimenea medio anual (Pa) | Efecto dinámico anual (Pa) | Diferencia de presión media anual (Pa) |
|--------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|----------------------------|--|
| <b>Edificios residenciales</b> |                               |                                  |                            |  |
| Casa, chalet de 1 planta       | 1,25                          | 0,63                             | 2                          | 2,5                                    |
| Pareado, adosado               | 2,5                           | 1,25                             | 2                          | 3,0                                    |
| Pareado, adosado con sótano    | 3,65                          | 1,83                             | 2                          | 4,0                                    |
| <b>Edificios comerciales</b>   |                               |                                  |                            |  |
| Almacén                        | 2,4                           | 1,2                              | 2                          | 3,0                                    |
| Almacén con sótano             | 3,8                           | 1,9                              | 2                          | 4,0                                    |
| Oficina                        | 5,0                           | 2,5                              | 2                          | 4,5                                    |
| Oficina con sótano             | 6,4                           | 3,2                              | 2                          | 5,0                                    |

Fuente: "Clea Briefing Notes 1-3. Updates to Report CLR10". U.K. Environment Agency (2005).

### 5.1.3.2.7 Canalizaciones subterráneas de los edificios

El modelo empleado habitualmente para estimar la intrusión de vapores en los edificios no permite contemplar el efecto que ejercen las canalizaciones subterráneas ubicadas bajo los edificios, como luz, teléfono, agua potable y sobre todo el saneamiento.

No obstante, se identificará cuando proceda, aquellos emplazamientos en los que algunas de estas infraestructuras intercepten o estén próximas a la masa de suelos potencialmente contaminados o queden parcialmente sumergidas o estén muy próximas al nivel freático.

En estos casos, a falta de una adecuada modelización, resulta aconsejable la medición directa de la concentración de contaminantes en el interior de los edificios.



## 5.2. DEFINICIÓN DE LOS ESCENARIOS DE EXPOSICIÓN

El objetivo de esta etapa es definir los escenarios de exposición donde un receptor potencial (actual o futuro) puede entrar en contacto con la contaminación presente.

Un escenario de exposición consta de:

- Un foco de contaminación (primario como tanque, tuberías enterradas, bidones, etc., o secundario, como niveles de escorias enteradas, suelo profundo empapado, etc.)
- Un medio afectado (ej. el suelo, agua, aire), que además puede facilitar la transferencia de la contaminación a otros medios.
- Un punto de exposición entre el receptor y el contaminante (ej. partículas de suelo, puntos de captación de aguas subterráneas, etc.).
- Una vía de exposición (ej. ingestión, inhalación, absorción dérmica).

Es necesario que estos cuatro elementos confluyan para que un escenario de exposición se considere completo y pueda valorarse y cuantificarse el riesgo potencial.

### 5.2.1. IDENTIFICACIÓN DE LOS FOCOS DE CONTAMINACIÓN Y EL MEDIO AFECTADO

A partir de los resultados de la investigación exploratoria o detallada, se habrán identificado las diferentes zonas afectadas y los focos primarios (depósitos, tuberías, etc.) a los que van asociadas.

Se especificará en la evaluación de riesgos si los focos primarios de afección han sido eliminados o ya no se encuentran activos (p.ej. por vaciado y desuso del depósito) tras los resultados de la investigación previa. El ACR tiene su sentido si los focos dejan de aportar contaminación, ya que de lo contrario las conclusiones obtenidas no serán representativas en el tiempo y obligaría a llevar a cabo monitorizaciones periódicas con repetición de muestreos y de evaluaciones de riesgos.

Se incluyen también como focos, en este caso secundarios, las fases libres de producto inmisible con el agua. En caso de existir estas fases libres, el procedimiento más apropiado sería realizar una primera remediación para su retirada, y a continuación determinar las concentraciones residuales y evaluar los riesgos asociados a las mismas, continuando si es preciso el proceso de remediación hasta la consecución de los niveles de descontaminación que garanticen la ausencia de riesgos.

Se ha de disponer de una descripción detallada del emplazamiento o fuente de los riesgos, que comprende:

- Las actividades que se desarrollan en la actualidad y que se han desarrollado en el pasado, y en base a ellas la naturaleza de las sustancias con potencialidad de producir riesgos, que habrán sido identificadas en la investigación exploratoria.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 45/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

- La delimitación de las zonas que en la investigación exploratoria o detallada se han identificado como afectadas por la superación de alguno de los NGRs de las sustancias analizadas.

Se deberán incluir como zonas potencialmente afectadas sujetas a la evaluación de riesgos aquellas para las que no se haya podido declarar conformidad en el informe de investigación debido a la incertidumbre de los resultados analíticos y su cercanía con el NGR.

- La superficie, dimensiones y espesores de suelos afectados de estas áreas.
- Las concentraciones características de contaminantes en dichas áreas.

#### 5.2.1.1. ZONIFICACIÓN DEL EMPLAZAMIENTO

En las conclusiones de la investigación previa, se habrán identificado en función de los resultados obtenidos en cada punto de muestreo, las diferentes zonas que presentan afección, es decir aquellas que registran valores superiores a NGRs o aún no superándolos, son de conformidad dudosa debido a la incertidumbre de los resultados analíticos y su cercanía con los NGR.

Pueden ser zonas representadas por un único PDM, o bien por varios contiguos con sustancias y valores de afección de similar orden de magnitud.

En evaluaciones de riesgos en fase exploratoria (nivel II) se deberán delimitar las zonas afectadas de manera conservadora, abarcando los PDMs donde se incumplan o se pudieran incumplir criterios e interpolando con los vecinos más próximos de concentraciones analíticas conformes. En zonas afectadas representadas por un único PDM, se englobará la/s posible/s fuente/s (depósitos, áreas de proceso, etc.) y las áreas aguas abajo a donde previsiblemente pueda migrar la contaminación. Se debe aportar cartografía concreta de las áreas delimitadas.

A menos que esté técnicamente justificado, lo normal es que en cada zona afectada, que poseerá unas características específicas (superficie, espesor, profundidad, concentraciones características, dimensiones de pluma contaminante en aguas, tipo de receptores, distancia a los mismos, etc.), se lleve a cabo un ACR específico.

Se considerará no obstante con posterioridad, si un mismo receptor pueda estar expuesto de manera simultánea a los riesgos inherentes a varias de las zonas segregada, en cuyo caso deberán contabilizarse conjuntamente para ese receptor los riesgos existentes en cada una de esas zonas.

#### 5.2.1.2. SUSTANCIAS CONTAMINANTES A CONTEMPLAR

Dentro de cada zona donde se haya identificado afección para alguno o algunos contaminantes, se deberán contemplar todas aquellas sustancias que puedan contribuir al riesgo acumulado final de manera significativa, pudiendo influir en la conformidad o disconformidad final de los riesgos del emplazamiento, aún cuando a título individual aporten riesgos inferiores a los máximos permitidos ( $HQ=1$  e  $IR=10E-5$ ).



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 46/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Ello dependerá en cada emplazamiento del número de sustancias contaminantes presentes y de la dispersión de concentraciones existentes entre unos y otros parámetros.

A modo orientativo, se pueden considerar como significativos aquellos contaminantes que contribuyan con riesgos a partir de un orden de magnitud inferiores a los máximos permitidos ( $HQ \geq 0,1$  ó  $IR \geq 10E-6$ ), los cuales, teniendo en cuenta la teoría del cálculo de NGR (sujeta en la práctica a matizaciones al no considerar por ejemplo algunas vías de exposición, etc), deberían quedar incluidos seleccionando sustancias con concentraciones iguales o superiores a una décima parte del NGR aplicable (y superiores al límite de cuantificación).

Se contemplarán asimismo aquellas sustancias que se hayan identificado junto a las anteriores, que no tengan establecido hasta la fecha NGR en la normativa de aplicación, pero para las cuales sí exista disponibilidad de las constantes toxicológicas mencionadas en el apartado de evaluación de la toxicidad de esta guía.

Si se detecta afección en los suelos por encima de los NGRs, y existen aguas subterráneas en el emplazamiento susceptibles de participar en alguna vía de exposición actual o futura, éstas se incorporarán automáticamente a la evaluación de riesgos, considerando todos los parámetros analizados en concentraciones superiores a los límites de cuantificación.

En caso de que no exista afección en los suelos, se llevará a cabo un ACR teniendo en cuenta las vías de exposición debidas a las aguas subterráneas, cuando se superen los criterios de corte indicados en el documento reconocido "Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados". En caso de tener que realizar este ACR, se emplearán no obstante todos los parámetros analíticos disponibles superiores a los límites de cuantificación.

### 5.2.1.3. CONCENTRACIONES CARACTERÍSTICAS

En muchas de las ocasiones, especialmente en investigación exploratoria, el número de muestras disponibles válidas para caracterizar una determinada zona afectada será limitado, no pudiendo realizar una estimación estadística fiable.

En estos casos, según EPA y otras fuentes, la evaluación de riesgos deberá ser conservadora y emplear el percentil 95 de los resultados o bien si el número de datos es muy pequeño las concentraciones máximas. Estos casos incluyen a las aguas subterráneas y la fase vapor, para las cuales se dispone normalmente de un número menor de PDMs, por los que sus concentraciones características vendrán determinadas por los máximos resultados obtenidos en los piezómetros de cada pluma contaminante.

En caso de disponer de un mayor número de datos válidos en alguna de las matrices estudiadas (suelo, agua o vapor), se deberá valorar la posibilidad de emplear en ella un estadístico más representativo. Según la mayoría de las fuentes disponibles en evaluación de riesgos, dicho estadístico sería el límite superior del intervalo de confianza (UCL) al 95% de la media aritmética.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 47/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Este estadístico tiene un algoritmo de cálculo diferente según el tipo de distribución que presenten los datos (normal, log-normal, gamma,...), existiendo igualmente métodos no paramétricos. El método de cálculo para una distribución normal es sencillo y conocido, pero raramente los resultados de una investigación de suelos describen una distribución normal. Dentro cada tipo existen también algunas diferencias entre las diferentes metodologías propuestas por diferentes autores (Land, Chebyshev,...).

Es importante por tanto conocer las características de los datos de partida, analizar su probable distribución mediante otros tests estadísticos complementarios (Shapiro Walk, Normal Q-Q Plot, etc.), y una vez decidido el mejor ajuste de los datos, aplicar el método de cálculo apropiado.

Es fundamental asegurar que cualquier software de cálculo empleado en la estimación del UCL95%, emplea los algoritmos adecuados para su cálculo en función de la distribución estadística de los resultados.

El software ProUCL, de libre disposición en página web de la EPA, asegura y facilita esta tarea, proporcionando el UCL95% que se obtendría por los diferentes métodos disponibles, y sugiriendo entre ellos el valor que estadísticamente se considera más apropiado, considerándose por ello la herramienta más adecuada para esta labor.

No obstante, para que el UCL95% pueda emplearse con garantías, se deben tener en cuenta dos aspectos:

- Número de muestras: la EPA recomienda un mínimo de 10-20 datos para obtener un estadístico fiable, dependiendo de la dispersión de la serie de datos. A mayor número de datos mayor será la proximidad de la UCL95% a la media aritmética y por tanto su fiabilidad. En general, un conjunto de entre 20 y 30 datos sería el más apropiado, aunque en ocasiones, con un número inferior de resultados pero relativamente homogéneos, se consiguen valores de UCL95 bastante aceptables.
- Representatividad: los puntos de muestreo deben ser representativos del foco contaminante a caracterizar. En el análisis no se deben mezclar resultados correspondientes a PDMs representativos de diferentes focos de afección con diferentes características, ni de PDMs correspondientes a zonas impactadas con otros PDMs perimetrales de zonas exentas de afección o afección mínima. Tampoco se deben mezclar concentraciones en aguas subterráneas o vapores obtenidas en diferentes rondas de muestreo o épocas del año, a menos que éstas sean homogéneas y se desprenda de las mismas que la afección se encuentra en estado estacionario.

Esto provocaría una dispersión exagerada de los resultados, parámetro en el que se basa el cálculo del UCL, por lo que puede ocurrir en estos casos que el valor del UCL95% resulte similar o incluso superior al valor máximo de los resultados.

La representatividad ha de entenderse no solo en la dimensión horizontal, sino también en profundidad.

El estadístico del UCL95% puede ser válido pues para investigaciones de suelos en medios relativamente homogéneos y con un número importante de muestras, como por ejemplo tras una investigación de detalle en una zona de contaminación difusa, o de focos conocidos de grandes dimensiones.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 48/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

A la hora de valorar la aplicación de la UCL95% como concentración característica de una determinada zona, se debe antes verificar que la zonificación realizada es coherente con la superficie de exposición de los receptores considerados, de manera que éstos vayan a quedar expuestos a la superficie considerada con igual grado de probabilidad.

Así por ejemplo en un emplazamiento con cierta heterogeneidad en el que se estén valorando los riesgos por inhalación para un receptor "off site", es posible considerar un único escenario adoptando como concentración característica la UCL95 de todo el conjunto, si estadísticamente ésta resulta asumible.

Sin embargo si en ese mismo emplazamiento se valoran los riesgos por contacto directo para el receptor infantil de un área de juegos cuya ubicación no se conoce aún con precisión, se debe valorar si dentro del mismo hay áreas del tamaño de un área de juegos que contengan concentraciones de contaminantes más elevadas que otras, en cuyo caso se deberán adoptar concentraciones más conservadoras: como mínimo UCL95 de la subzona más contaminada o valores máximos si no se dispone de suficiente número de datos.

En cada zona afectada considerada existirá/n alguno/s contaminantes principales o preponderantes, para los cuales se tendrán valores cuantitativos y significativos en la práctica totalidad de los PDMs y muestras, y que son los normalmente empleados para delimitar los bordes de la zona afectada, junto con otros contaminantes más accesorios, que aparecerán de forma significativa en determinados PDMs y muestras, mientras que en otros aparecerán en niveles inferiores o normales (<NGR) o incluso no se habrán cuantificado (<LC).

Aunque estadísticamente existen métodos para suplir los valores inferiores a los límites de cuantificación (por el valor del límite, la mitad de su valor, etc.), su inclusión subestimaría por dilución las concentraciones realmente halladas de estos contaminantes en determinadas subáreas de las zonas cuyos riesgos se están determinando, por lo que en general no deben ser tenidos en cuenta.

Para los primeros contaminantes se podrá adoptar el criterio del UCL95% o el P95 si se cumplen unas mínimas condiciones de número y representatividad, mientras que en los contaminantes accesorios, si no se dispone de un número suficiente de muestras o la dispersión no permite un UCL95% coherente, se adoptarán normalmente como concentraciones características conservadoras el valor máximo.

Si la superficie/profundidad de las áreas consideradas para unos contaminantes y otros dentro de la zona a evaluar fueran muy diferentes, con el riesgo contrario de sobreestimar los riesgos para los contaminantes accesorios, se podrá reflejar este hecho en el análisis de incertidumbres, comprobando los riesgos que se obtendrían para dichos contaminantes accesorios con una menor superficie/espesor.

## 5.2.2. ANÁLISIS DE MECANISMOS DE DEGRADACIÓN Y TRANSPORTE

Una de las tareas más complejas en la definición de los escenarios de exposición, consiste en analizar los mecanismos de degradación y transporte. Es importante destacar, que en esta fase no se busca obtener resultados cuantitativos del transporte de los contaminantes, sino identificar qué medio recibirá



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 49/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

la contaminación, si la puede movilizar hacia los receptores y en qué circunstancias podría dar lugar a un riesgo.

Cuando un compuesto químico es liberado al medio ambiente, pueden darse varios escenarios:

- Puede retenerse y acumularse en uno o varios medios.
- Puede ser transportado (ej. por advección aguas abajo, por suspensión en sedimentos, por dispersión en la atmósfera, etc.)
- Puede transformarse físicamente (ej. volatilización, adsorción, etc.)
- Puede transformarse químicamente (ej. fotólisis, hidrólisis, oxidación, reducción, etc.)
- Puede transformarse biológicamente (ej. biodegradación)

Para poder determinar el potencial de degradación y transporte de los compuestos en el medio ambiente, es fundamental recopilar y analizar sus propiedades físico-químicas.

Estas propiedades pueden obtenerse de numerosas bases de datos, y deben ser revisadas frecuentemente. Diferentes organismos de reconocido prestigio internacional proporcionan este tipo de información, entre los que cabe destacar: US Environmental Protection Agency (US EPA), el Laboratorio Oak Ridge ("Risk Assessment Information System"), el centro de investigación europeo Joint Research Center (JRC), etc.

La siguiente tabla resume algunos de los parámetros más significativos que regulan el comportamiento y el transporte de contaminantes en el medio ambiente.

**Tabla 12: Parámetros físico-químicos relevantes en la degradación y transporte en el medio ambiente**

| Parámetro  | Descripción  |
|--|--|
| Coeficiente de partición carbono orgánico - agua (Koc) | Da una idea de la afinidad de un compuesto entre el agua y la materia orgánica del suelo o los sedimentos. Así, cuanto mayor sea el Koc, mayor predisposición del compuesto a quedar retenido en el suelo o los sedimentos frente a permanecer en el agua. |
| Coeficiente de partición suelo-agua (Kd)               | Define la tendencia de que un compuesto quede en el agua o el suelo o los sedimentos. Así, cuanto mayor sea el Kd, mayor predisposición del compuesto a quedar retenido en el suelo o los sedimentos frente a permanecer en el agua.                       |



| Parámetro                                   | Descripción   |
|---|---|
| Coeficiente de partición octanol-agua (Kow) | Indica la afinidad de un compuesto entre el octanol y el agua. El octanol se emplea como un subrogado de las grasas, por lo que Kow permite predecir el potencial de bioconcentración en organismos acuáticos. Así, cuanto mayor sea el Kow, mayor predisposición del compuesto por el octanol frente el agua, es decir, mayor tendencia a concentrarse en los organismos acuáticos.                        |
| Solubilidad                                 | Establece la máxima concentración de un compuesto químico en disolución acuosa para una temperatura concreta. Cuando las concentraciones en agua superan el límite de solubilidad pueden indicar la presencia de fase no acuosa, de sedimentos en suspensión con compuestos adsorbidos, o la presencia de otros disolventes que incrementen la solubilidad del compuesto en agua.                           |
| Constante de la Ley de Henry (H)            | Es una medida de la afinidad de un compuesto entre el aire y el agua. Así, cuanto mayor sea la constante de la Ley de Henry, mayor predisposición del compuesto a volatilizarse frente a permanecer en el agua.   |
| Presión de Vapor (Pv)                       | Indica la tendencia de un compuesto a presentarse en forma gaseosa frente a permanecer en fase líquida o sólida. Así, cuanto mayor sea la presión de vapor, mayor probabilidad de que el compuesto se volatilice.<br><br>Permite calcular la rapidez de volatilización de las sustancias puras y calcular la constante de la Ley de Henry para sustancias de baja solubilidad.                              |
| Difusividad ( $D_{air}$ , $D_w$ )           | Da una idea de la capacidad de dispersión a través de agua o aire, de un compuesto como consecuencia de un gradiente de concentración. Así, cuanto mayor sea la difusividad, mayor será la movilidad del compuesto como consecuencia de un gradiente de concentración.  |
| Factor de Bioconcentración (BCF)            | Refleja la afinidad de un compuesto entre un organismo vivo (ej. pez o planta) y un medio (ej. suelo, agua). Así, cuanto mayor sea BCF, mayor predisposición del compuesto químico a acumularse en el organismo vivo.   |
| Vida Media                                  | Es el tiempo en el que la concentración se reduce a la mitad. Proporciona una medida relativa de la persistencia de un compuesto químico en un medio determinado. Es importante destacar, que la vida media real puede variar notablemente en función de las condiciones específicas del entorno. Cuanto mayor sea la vida media, más persistente es el compuesto y menor será su potencial de degradación. |

Por otro lado, deben analizarse las propiedades específicas del emplazamiento, identificadas durante el proceso de caracterización del medio físico, con el fin de evaluar su posible influencia en la degradación y transporte de los contaminantes. Muchos compuestos (cianuros, metales, etc.) se retienen o movilizan según las condiciones medioambientales. Por ejemplo, las oscilaciones del nivel de agua pueden producir estacionalmente fenómenos de lixiviación y concentración en el agua subterránea.



Otros parámetros del suelo tales como humedad, contenido en materia orgánica o capacidad de intercambio iónico, pueden afectar de forma muy notable el transporte (o retención) de los compuestos químicos.

En particular, el coeficiente de partición suelo-agua (Kd) de los metales está fuertemente influenciado por el pH del suelo, existiendo una relación tabulada publicada inicialmente por US EPA (en Soil Screening Guidance, Apéndice C) y ampliada posteriormente por TRRP (Texas Risk Reduction Program) en el capítulo 350,73 del Código Administrativo de Texas, de los diferentes valores que puede adoptar este factor en función del pH para los metales de mayor interés en general.

Las herramientas informáticas empleadas en la evaluación de riesgos deben contemplar esta influencia. En su defecto, se debe hacer uso de estas relaciones tabuladas y emplear el factor Kd apropiado al pH del medio en cada caso.

Este factor, además del pH, también depende de otros factores edafológicos como la capacidad de intercambio catiónico, el carbono orgánico, los óxidos de hierro y manganeso y el potencial redox, sin que consten funciones que describan matemáticamente dichas relaciones. Por este motivo, los valores de este factor son muy variables de unas fuentes a otras, dependiendo del contenido por ejemplo de arcilla y materia orgánica de las muestras que se adoptan como referencia en los diferentes estudios, debiéndose tener este aspecto en cuenta en el análisis de incertidumbres. Existe publicación (EPA, 2005) específica en la materia, que ofrece intervalos de valores de utilidad para esta labor, extraídos de resultados experimentales sobre muestras reales que cubren un amplio abanico de condiciones naturales, completados con análisis estadístico, modelización geoquímica, y juicio experto.

Asimismo la agencia de protección ambiental italiana y la agencia británica de medio ambiente han publicado (y en el caso de la británica validado) métodos analíticos para valorar el factor Kd de los suelos de un emplazamiento dado para una serie de compuestos, pudiendo ser una alternativa a considerar en investigaciones de detalle de tipo Tier 3. No obstante en ese caso, puede ser más recomendable llevar a cabo mediciones directas representativas (en espacio y tiempo) en el medio de exposición (aguas subterráneas o superficiales) que evitan la modelización.

### 5.2.3. IDENTIFICACIÓN DE PUNTOS Y VÍAS DE EXPOSICIÓN

Una vez identificados y caracterizados los medios afectados y la contaminación liberada al medio ambiente, se deberá establecer dónde y cómo los receptores potenciales, definidos en la primera etapa del análisis de la exposición, podrán entrar en contacto con el medio afectado.

Es necesario identificar el espacio físico donde el receptor se verá expuesto a la máxima concentración de un contaminante, tanto con los usos actuales del emplazamiento como en los futuros. A grandes rasgos, los puntos de exposición se engloban en dos tipos:

- “On site”: aquellos situados dentro del emplazamiento.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 52/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

- “Off site”: aquellos situados fuera del emplazamiento, aunque en áreas investigadas de gran tamaño, el receptor off site puede ubicarse en el propio emplazamiento, ya que hay que entender a los receptores off site como aquellos alejados del foco.

En general, para receptores off-site, las máximas concentraciones de exposición ocurren en los puntos más próximos al emplazamiento aguas abajo o en la dirección predominante del viento. Sin embargo, en determinadas ocasiones, donde el transporte se ve favorecido, puede llegar a ocurrir que las máximas concentraciones de exposición se encuentren a mayor distancia del emplazamiento, donde los contaminantes hayan podido depositarse, acumularse o bioconcentrarse.

La información desarrollada durante el análisis de los mecanismos de degradación y transporte ayudará en esta evaluación.

Una vez establecidos los puntos de exposición críticos, se deberán identificar las rutas o vías de exposición posibles, que incluirán aquellas vías para las que el receptor se considera como el individuo razonablemente más expuesto, y también aquellas otras vías de menor exposición que puedan solaparse con las anteriores, y que hay que considerar en el análisis para una correcta evaluación de los riesgos acumulados existentes para cada receptor.

En la siguiente tabla se resumen las vías de exposición más comunes de acuerdo con el tipo de receptor y el medio afectado. En cada emplazamiento no obstante habrá que adaptar estas vías a su casuística particular, eliminando algunas vías o incorporando alguna otra no contemplada.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 53/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Tabla 13: Vías de exposición genéricas

| Medio de Exposición<br>Vía de Exposición   | Receptor                                |   |                                     |   |
|--|---|---|-------------------------------------|---|
|  | Residencial                             | Comercial/<br>Industrial                | Agrícola                            | Recreacio<br>nal                        |
| Agua Subterránea   |   |   |                                     |   |
| Ingestión<br>(consumo, baño, riego, etc)   | <input checked="" type="checkbox"/>     | ( <input checked="" type="checkbox"/> ) | <input checked="" type="checkbox"/> | -                                       |
| Contacto Dérmico<br>(consumo, baño, ducha, riego, etc)   | <input checked="" type="checkbox"/>     | <input checked="" type="checkbox"/>     | <input checked="" type="checkbox"/> | -                                       |
| Agua Superficial   |   |   |                                     |   |
| Ingestión  | <input checked="" type="checkbox"/>     | ( <input checked="" type="checkbox"/> ) | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |
| Contacto Dérmico   | <input checked="" type="checkbox"/>     | ( <input checked="" type="checkbox"/> ) | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |
| Aire   |   |   |                                     |   |
| Inhalación de Vapores en Interiores<br>provenientes del suelo y/o aguas<br>subterráneas<br>(intrusión, ducha, etc.)      | <input checked="" type="checkbox"/>     | <input checked="" type="checkbox"/>     | -                                   | -                                       |
| Inhalación de Vapores en Exteriores<br>provenientes del suelo y/o aguas<br>subterráneas<br>(volatilización, riego, etc.) | <input checked="" type="checkbox"/>     | <input checked="" type="checkbox"/>     | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |
| Inhalación de Partículas en Interiores   | ( <input checked="" type="checkbox"/> ) | ( <input checked="" type="checkbox"/> ) | -                                   | ( <input checked="" type="checkbox"/> ) |
| Inhalación de Partículas en<br>Exteriores  | <input checked="" type="checkbox"/>     | <input checked="" type="checkbox"/>     | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |
| Suelo y Polvo  |   |   |                                     |   |
| Ingestión Accidental   | <input checked="" type="checkbox"/>     | ( <input checked="" type="checkbox"/> ) | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |
| Contacto Dérmico   | <input checked="" type="checkbox"/>     | ( <input checked="" type="checkbox"/> ) | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |
| Alimentos  |   |   |                                     |   |
| Ingesta de pescado y marisco   | <input checked="" type="checkbox"/>     | -                                       | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |
| Ingesta de carne y derivados   | <input checked="" type="checkbox"/>     | -                                       | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |
| Ingesta de verduras y hortalizas   | <input checked="" type="checkbox"/>     | -                                       | <input checked="" type="checkbox"/> | <input checked="" type="checkbox"/>     |

escenario viable

() escenario viable pero normalmente condicionado o menos importante que para otras vías

- escenario más improbable.



A partir de la información obtenida en la identificación de la fuente de contaminación y el medio afectado, el análisis de los mecanismos de degradación y transporte y la identificación de los puntos y vías de exposición se establecen los escenarios de exposición viables, tanto en la situación actual como en el futuro.

La elección de los diferentes escenarios deberá justificarse técnicamente de forma clara (p.ej. mediante una tabla). Siempre que exista un foco de contaminación, un medio afectado, un punto de exposición y una vía de exposición, se debe contemplar y cuantificar un escenario de exposición. En caso de no considerar determinados escenarios por faltar alguno de los elementos de la cadena de riesgo, se deberá justificar igualmente, así como la permanencia de esas condiciones en el tiempo.

Así por ejemplo, aunque en el escenario actual de un emplazamiento dado no se hayan tenido en cuenta las vías de exposición ligadas a las aguas subterráneas por no existir captaciones de las mismas, en el escenario futuro se considerarán esas vías si no existen limitaciones técnicas o administrativas para que dichas captaciones puedan existir.

En ambientes residenciales de baja densidad desarrollados sobre terrenos donde técnicamente puedan realizarse captaciones de aguas subterráneas, se considerará por ejemplo el posible uso de estas aguas para el llenado de piscinas o para el riego.

En las captaciones de aguas subterráneas en cuya autorización no esté expresamente limitado el uso para consumo, se debe considerar esta vía de exposición.

Para los receptores urbanos así como para los industriales/comerciales se considerarán las vías por contacto directo con el suelo (ingestión y contacto dérmico) y de inhalación de partículas en espacios abiertos en el caso que existan suelos desprovistos de pavimentación. La inhalación de vapores se tendrá en cuenta en todos los casos.

Caso de no considerar en un escenario actual el contacto directo y la inhalación de partículas por la existencia de pavimentación en todas las áreas afectadas, se tendrá en cuenta para el escenario futuro la posible desaparición o el cambio de configuración de dicha solera ante un previsible cambio de actividad o un cambio de uso del suelo.

### 5.2.3.1. ZONAS DE INCLUSIÓN LATERAL PARA LA INTRUSIÓN DE VAPORES

Se tendrá en cuenta la inhalación de volátiles en espacios interiores siempre que exista en el escenario actual, o pudiera existir en el escenario futuro, alguna edificación habitable (residencial o comercial) de forma temporal o permanente en un radio inicial orientativo de unos 30 m desde el borde esperable del penacho de contaminación en las aguas subterráneas o los suelos previsiblemente afectados con fase libre residual. En caso de que en el emplazamiento pueda existir una importante componente de advección en el transporte de los vapores (ver posibles causas en apartado de factores de atenuación a la intrusión de vapores del presente documento), el tamaño de la zona a considerar debe ser no obstante más conservadora. Asimismo, si existieran estructuras, naturales o antrópicas, que pudieran actuar como vías preferentes de migración de vapores hacia el subsuelo de edificaciones, se tendrá en cuenta dicha vía de exposición con independencia de la distancia al foco de afección.

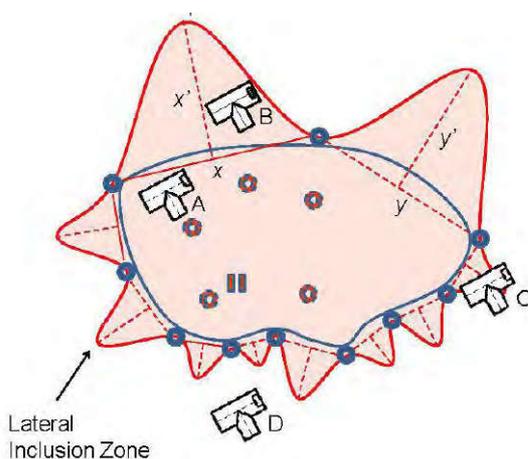


|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 55/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

En ACRs de detalle, o exploratorios con suficiente número de datos disponibles, es posible afinar una zona de inclusión lateral más ajustada para la consideración de la intrusión de vapores, siguiendo los criterios recogidos en el documento EPA "An approach for developing site-specific lateral and vertical inclusion zones within which structures should be evaluated for petroleum vapor intrusion due to releases of motor fuel from underground storage tanks".

En dicha publicación, el área de inclusión lateral para la intrusión de vapores se crea a partir de un polígono creado mediante líneas rectas que unen PDMs sin ninguna afección que rodean al emplazamiento problema y a los PDMs con afección. Como en la zona que separa estos PDMs perimetrales no se dispone de información, el área de inclusión ha de extenderse en esas zonas en dirección contraria al foco. Para ello, en cada una de las líneas antes creadas, se traza una mediatriz de longitud igual a la distancia que separa los PDMs ubicados en los vértices. El área de inclusión definitiva se obtiene uniendo los PDMs exentos de afección con los extremos de esas mediatrices.

**Figura 8: Delimitación de la zona de inclusión lateral para la intrusión de vapores cuando no se dispone de histórico de piezometrias**



Fuente: EPA 600/R13/047 (2012)

En emplazamientos donde se disponga de un histórico suficiente de campañas de piezometría, y sea posible obtener valores mediana de la dirección principal de migración de la pluma y del gradiente hidráulico, es posible modular la longitud de las mediatrices, minimizando aquellas en las que es poco probable que se produzca flujo (posiciones aguas arriba), y dando mayor importancia a aquellas en las que sí es más frecuente que exista flujo subterráneo. Para estos cálculos la publicación recomienda el uso de una hoja de cálculo creada al efecto (Inclusion Zone Calculations -spreadsheet for -epa 600r13047-) así como de otra aplicación para el cálculo de la dirección y gradiente de las diferentes campañas piezométricas (Optimal Well Locator).

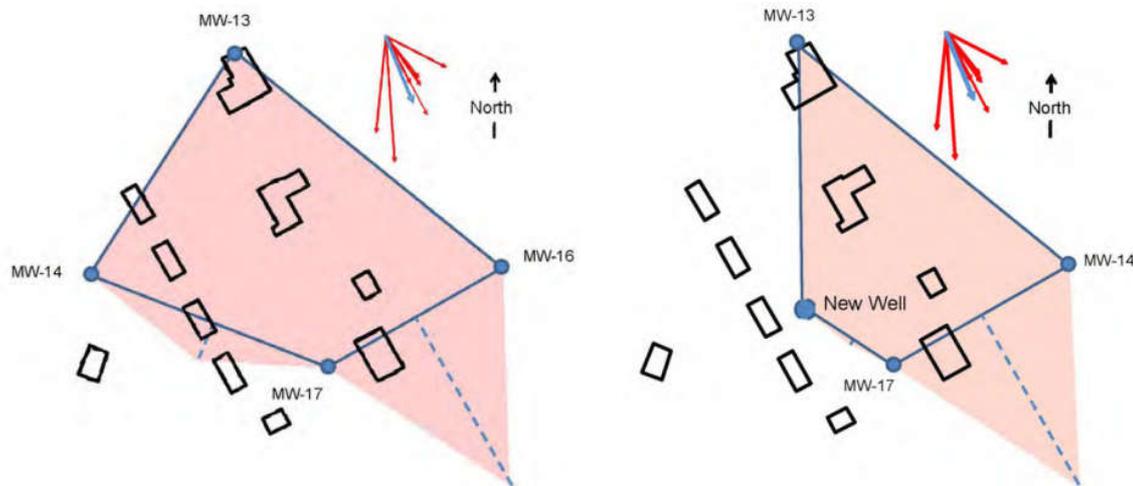
La forma más eficaz de minimizar esta área de inclusión lateral y poder descartar edificaciones que queden posicionadas fuera de la misma, es la de ubicar PDMs en posiciones intermedias entre la zona del área fuente y cada una de las edificaciones o grupo de edificaciones que existan en las inmediaciones



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 56/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

y que estén ubicadas en posiciones aguas abajo, aunque no sea en la dirección del máximo gradiente hidráulico. Si las muestras tomadas en dichos PDMs no denotan afección, el área de inclusión lateral queda trazada hasta el citado PDM, no extendiéndose a la vecina edificación.

**Figura 9: Delimitación de la zona de inclusión lateral para la intrusión de vapores cuando se dispone de histórico de piezometrías e instalando nuevos puntos de muestreo**



Fuente: EPA 600/R13/047 (2012)

### 5.3. CUANTIFICACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

La última etapa en el análisis de la exposición consiste en cuantificar las dosis de contaminante recibidas por el receptor, teniendo en cuenta la magnitud, frecuencia y duración de la exposición en cada escenario evaluado.

Para el desarrollo de una evaluación de riesgos, la exposición se normaliza por unidad de tiempo (en función del periodo de exposición) y peso del receptor expuesto.

La expresión genérica para el cálculo de la dosis de exposición es la siguiente:



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 57/164 |
| VERIFICACIÓN | 64oxu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

**Tabla 14: Algoritmo general para el cálculo de la dosis de exposición**

|  |  |
|--|--|
| $D = \frac{C_{PDE} \cdot RC \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$ |  |
| Donde:   |  |
| D  | Dosis de exposición; cantidad de sustancia química disponible en el punto de intercambio<br>$\left( \frac{mg_{\text{compuesto químico}}}{kg_{\text{peso receptor}} \cdot día} \right)$   |
| C <sub>PDE</sub>   | Concentración en el punto de exposición (PDE); la concentración promedio en el punto de exposición en toda su duración<br>$\left( \frac{mg}{l_{\text{agua}}}, \frac{mg}{kg_{\text{suelo}}}, \frac{mg}{m^3_{\text{aire}}}, etc \right)$ |
| RC   | Tasa de contacto; cantidad de medio contaminado que entra en contacto con el receptor por unidad de tiempo<br>$\left( \frac{l_{\text{agua}}}{día}, \frac{mg_{\text{suelo}}}{día}, \frac{m^3_{\text{aire}}}{día}, etc \right)$          |
| EF   | Frecuencia de la Exposición; describe cómo a menudo ocurre la exposición<br>$\left( \frac{días}{año} \right)$  |
| ED   | Duración de la Exposición; describe por cuánto tiempo ocurre la exposición<br>$(año)$  |
| BW   | Peso del Cuerpo Humano; el peso promedio del receptor expuesto durante la duración de la exposición (Kg)   |
| AT   | Periodo de exposición promedio; periodo sobre el que se normaliza la exposición<br>$(días)$  |

Este algoritmo recoge tres grupos de variables:

- Variables asociadas al compuesto químico: la concentración de exposición.
- Variables asociadas al receptor expuesto: la tasa de contacto, la frecuencia y duración de la exposición y el peso del receptor.
- Variables de normalización: periodo de exposición promedio.



Cada una de estas variables cuenta con un rango de valores posibles. Su elección es clave y debe ser adecuadamente justificada, de modo que, para cada escenario de exposición evaluado, se empleen los valores que garanticen la estimación de la máxima dosis posible que de forma razonable, cabría esperar en dicho escenario para el receptor razonablemente más expuesto (RME). Ello no significa no obstante, emplear el máximo valor para cada variable.

### 5.3.1. CONCENTRACIÓN EN EL PUNTO DE EXPOSICIÓN

La concentración en el punto exposición (PDE) es aquella a la que los receptores estarán expuestos durante el periodo identificado. El cálculo de la concentración en el PDE puede ser bastante complejo, pudiendo requerir la realización de mediciones en campo, el empleo de modelos de dispersión y transporte, o ambos. El objetivo es determinar la concentración del contaminante en el punto donde se ubica el receptor, y en el medio a través del cual puede verse expuesto.

#### Medición Directa de la Concentración en el PDE

El empleo de muestreo y mediciones en campo para estimar las concentraciones en el PDE ya se realiza por defecto en las vías de exposición directa con el medio afectado (ej. exposición directa al suelo o a las aguas subterráneas), y se puede aplicar igualmente cuando esa exposición es indirecta pero podemos acceder a muestrear y medir directamente en el punto de exposición, como por ejemplo:

- Muestreo en captaciones de agua subterránea aguas abajo del punto de afección.
- Muestreo en cursos superficiales de agua en conexión con las aguas subterráneas afectadas
- Muestreo de la fase gaseosa del suelo.
- Muestreo de inmisión de partículas y vapores en espacios abiertos.
- Muestreo de vapores en el interior de edificios.
- Muestreo de alimentos

Las campañas de medición directa proporcionan la estimación más realista de la concentración en el PDE, pero para ello deberán ser programadas y realizadas cuidadosamente, de modo que la representatividad espacial y temporal quede asegurada. Para ello, los puntos de muestreo deben quedar ubicados de forma que se pueda establecer la máxima concentración de exposición real, tanto si se dispone de un volumen de datos suficiente para realizar un análisis estadístico de las concentraciones medidas, como si se cuenta con un número reducido de muestras.

Los puntos de muestreo deben ubicarse de forma que cubran con suficiente densidad las potenciales plumas de dispersión y los posibles puntos de exposición, en especial en el camino a los receptores sensibles. Así mismo, el resto de áreas deben estar cubiertas con un mínimo número de puntos para que no haya duda sobre su calidad.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 59/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Respecto a su representatividad temporal, deberán llevarse a cabo varias campañas de medición en aquellos casos en que las concentraciones medidas sea previsible que varíen en función de la magnitud de otras variables como las dependientes del medio físico.

Así por ejemplo, se contemplará la influencia que puedan ejercer las variaciones de temperatura entre el verano y el invierno para las medidas de inmisión atmosférica y de la fase gaseosa del suelo, el efecto de las mareas en las medidas en aguas subterráneas y superficiales, las diferencias pluviométricas entre la estación húmeda y el estiaje en estas mismas medidas así como en la fase gaseosa del suelo, las variaciones del régimen de vientos en las medidas de inmisión atmosférica, etc.

Se deberá considerar asimismo si la situación está en equilibrio, o si aún puede evolucionar a un estado peor del medio. Por ejemplo, en caso de un vertido reciente, la pluma contaminante puede aún estar en expansión y no haber alcanzado aún a un receptor situado aguas abajo.

### Modelización de la Concentración en el PDE

En muchos casos la medición directa no es viable o suficiente para establecer la concentración en el PDE, o bien no se desea acometer porque su coste económico pueda en realidad no ser necesario para descartar riesgos superiores a los permitidos, o porque no se disponga de los plazos de tiempo necesarios para llevarla a cabo de forma representativa, por lo que es necesario recurrir a modelos de dispersión y transporte.

Estos modelos permiten estimar la concentración en el medio en contacto directo con el receptor a partir de la concentración identificada en el medio afectado, como por ejemplo:

- Exposición aguas abajo en un acuífero.
- Intrusión de vapores en espacios cerrados, procedentes de afecciones en el subsuelo o el agua subterránea.
- Dispersión de nubes de polvo con contaminación y exposición por inhalación en poblaciones cercanas.

También permiten estimar las concentraciones en el PDE futuras en aquellos casos en que la afección no ha alcanzado un estado estacionario sino que se haya aún en expansión, situaciones en las que la investigación del subsuelo, llevada a cabo normalmente en un momento puntual concreto, no permite la correcta estimación de exposiciones futuras.

Los software comerciales de evaluación de riesgos incluyen diversos modelos analíticos para simular concentraciones de exposición. Estos son de fácil manejo y permiten una estimación rápida de valores. No obstante, cuando se requieren aproximaciones más precisas, es necesario acudir a modelos numéricos, que en general, requieren más recursos, tanto económicos y técnicos como de tiempo. En cada caso, será preciso valorar si se necesita obtener un grado mayor o menor de detalle y si se cuenta con los recursos (costes, plazos) para abordarlo.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 60/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

A continuación se detallan mecanismos habituales para la estimación de la concentración en el PDE en aguas, suelos y aire.

#### 5.3.1.1. CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN AGUA SUBTERRÁNEA

La estimación de la concentración en el PDE en el agua subterránea puede establecerse a partir de muestreos del agua o bien mediante una combinación de muestreos y de modelización. Siempre que sea posible muestrear en los puntos de exposición, normalmente pozos y piezómetros, el uso de mediciones deberá prevalecer sobre el empleo de modelos de transporte, siempre que se cumpla la premisa de equilibrio.

Se deberá modelizar cuando haya que evaluar los riesgos para receptores off site donde el muestreo sea poco viable (p.ej. bajo edificios), o se trate de receptores futuros, etc., así como la lixiviación de la contaminación desde el subsuelo hacia las aguas subterráneas cuando las condiciones de equilibrio no estén garantizadas.

Independientemente del mecanismo utilizado en la estimación de la concentración, deberán observarse las siguientes pautas:

- Ante un acuífero explotable, o potencialmente explotable, se deberá asumir que la pluma contaminante podría ser atraída por cualquier punto de bombeo y que existe la posibilidad de que se instalen captaciones adicionales a las ya existentes en un escenario futuro.
- Los datos de un muestreo deben ser interpretados teniendo en consideración su posible impacto sobre pozos de bombeo, depósitos de almacenamiento y sistemas de distribución de agua enterrados, con objeto de discernir posibles afecciones adicionales (ej. lixiviación de metales por presencia de aguas ácidas).
- Los pozos de explotación pueden captar agua de varios acuíferos independientes que podrían o no estar conectados. Es por ello fundamental, establecer las conexiones hidráulicas entre ellos y reconocer los niveles que pueden estar mezclándose.
- En emplazamientos donde se tenga constancia que la contaminación es histórica y la actividad contaminante cesó su actividad, se puede evitar el uso de modelos, planteando como hipótesis de partida condiciones en estado estacionario, lo que permitiría utilizar las concentraciones obtenidas durante las campañas de muestro para el análisis a corto y largo plazo, al menos para los receptores ubicados dentro del área de estudio.
- Para escenarios de exposición a largo plazo donde ya se estén acometiendo actuaciones de limpieza, será necesario el desarrollo de modelos que permitan hacer estimaciones más adecuadas de las concentraciones futuras. Para que la previsión tenga un grado de incertidumbre aceptable tendrán que conocerse con suficiente detalle las variables de entrada.
- La estimación de la concentración en el agua subterránea mediante modelos puede ser compleja debido al elevado número de procesos físico-químicos que lo afectan: lixiviación desde fuentes superficiales, advección (incluyendo el paso tanto por la zona no saturada como por la saturada),



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 61/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

dispersión, adsorción, desorción e intercambio iónico, transformación (incluyendo degradación química, hidrólisis, procesos redox, formación de complejos, disolución y precipitación). Es por ello, que es preciso efectuar campañas adicionales de muestreo para la calibración del modelo de transporte.

- No todos los compuestos químicos son solubles en agua. Algunos forman fases no acuosas ligeras que permanecen flotando sobre el nivel del agua, mientras que otros compuestos forman fases densas que se hunden hasta el fondo del acuífero. La presencia de fases libres puede distorsionar los resultados de los muestreos y de los modelos de transporte.

Por todo ello, la correcta selección de un modelo de flujo y transporte exige una profunda comprensión de las características físicas, químicas e hidrogeológicas del emplazamiento.

Adicionalmente, debe tenerse en cuenta que los algoritmos matemáticos empleados en los modelos se basan en un número más o menos limitado de variables. Dentro de éstas pueden darse:

- Parámetros fijos pero difíciles de predecir, como por ejemplo el coeficiente de dispersión octanol-agua ( $K_{ow}$ ). Si bien estos valores son únicos, su predicción resulta compleja, por lo que pueden tener un grado de error importante.
- Variables naturales, que son aquellas cuyo valor puede estar dentro de un rango y varían en función del emplazamiento y las condiciones ambientales, como por ejemplo la porosidad del suelo, la humedad, la permeabilidad, etc. Estas variables introducen un grado de incertidumbre muy elevado en los modelos de transporte. De ahí la relevancia de su medición experimental o de una estimación bien fundamentada.

En la siguiente tabla se resumen algunas de las variables utilizadas en los modelos de transporte más comunes, con mayor incidencia en el resultado final del modelo.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 62/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

**Tabla 15: Principales variables empleadas en los modelos de transporte de contaminantes en aguas subterráneas**

| Vías                           | Parámetro de Entrada                      | Símbolo    | Unidades                                | Sensibilidad               |
|--------------------------------|---|------------|---|----------------------------|
| Transporte en zona no saturada | Concentración área fuente                 | Cs         | mg/kg                                   | Específico de cada caso    |
|                                | Porosidad total del suelo                 | $\Theta_T$ | cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>        | Muy sensible               |
|                                | Fracción de carbono orgánico              | foc        | g C/g suelo                             | Muy variable y específico  |
|                                | Coefficiente de distribución carbono-agua | Koc        | cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O/g C    | Específico compuesto       |
|                                | Coefficiente de distribución suelo-agua   | Kd         | cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O/gsuelo | foc x Koc                  |
| Transporte en zona saturada    | Concentración del área fuente             | Cs         | µg/l                                    | Específico cada caso       |
|                                | Fracción de carbono orgánico              | foc        | g C/g suelo                             | Muy variable, y específico |
|                                | Coefficiente de distribución carbono-agua | Koc        | cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O/g C    | Específico compuesto       |
|                                | Coefficiente de distribución suelo-agua   | Kd         | cm <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O/gsuelo | foc x Koc                  |
|                                | Conductividad hidráulica                  | k          | cm/s                                    | Muy variable y específico  |
|                                | Gradiente hidráulico                      | i          | cm/cm                                   | Muy variable y específico  |
|                                | Velocidad media                           | v          | cm/día                                  | Específico                 |

Ante la multitud de aproximaciones existentes para el cálculo de la concentración en el PDE, no se puede establecer ninguna recomendación o preferencia por ningún modelo en particular. El tipo de escenarios que se evalúan y el grado de detalle que se requiera en la previsión serán elementos que definirán el tipo de modelo a emplear para reproducir las condiciones particulares.

En cualquier caso, se deberán tener en cuenta los siguientes aspectos:

- Estado estacionario frente a estado transitorio: los modelos de transporte comúnmente empleados suelen contemplar en sus cálculos la premisa de un estado estacionario (condiciones de equilibrio) o de un estado transitorio. En aquellos casos en los que se contempla un estado estacionario, se deberá determinar cuándo se alcanzan las condiciones de equilibrio, y evaluar su relevancia en relación con el marco temporal de evaluación. Por otro lado, en los modelos de estado transitorio, el marco temporal de modelización deberá cubrir un periodo suficientemente amplio para llegar al estado estacionario.
- Degradación durante el transporte: la mayor parte de los modelos suelen incorporar una base de datos en la que se incluyen tasas de degradación de contaminantes. Sin embargo, estos valores no se deben emplear en los cálculos ya que varían de modo notable entre cada emplazamiento. Solo en aquellos casos en los que se pueda demostrar y justificar adecuadamente una tasa de degradación, se podrán emplear en el modelo de transporte, por ejemplo mediante calibración de las predicciones del modelo con nuevos muestreos en la dirección del flujo.



- Dilución en el punto de exposición: algunos modelos incorporan algoritmos para el cálculo de la concentración en el punto de exposición en pozos, en los que se incluye la dilución en el tramo del acuífero captado. Salvo en el caso de que se conozca detalladamente la configuración del pozo (tramo ranurado y disposición en el acuífero), se asumirá que el tramo ranurado comienza en la zona saturada y tiene una longitud de 1 m como mínimo por debajo del nivel de agua.

En la siguiente tabla se indican algunos de los modelos existentes y sus principales características.

**Tabla 16: Modelos de transporte de contaminantes en aguas subterráneas principalmente empleados**

|                  | Modelo    | Observaciones   |
|------------------|-----------|---|
| Zona no saturada | ASTM      |   |
|                  | SESOIL    | Permite diferenciar varias capas  |
| Zona saturada    | DOMENICO  |   |
|                  | AT123D    |   |
|                  | FATE5     | A partir de Doménico. Atenuación natural  |
|                  | BIOSCREEN | Disponible en EPA. Atenuación natural   |
|                  | BIOCHLOR  | Disponible en EPA. Atenuación natural de clorados.                                    |
|                  | DISPERSE  | Característico para MTBE  |
| Ambas            | LNAST     | Disponible en API. Útil para fase libre   |
|                  | VS2DT     | Disponible en USGS. Modelo numérico. Permite diferenciar capas heterogéneas           |
|                  | MT3D      | Modelo numérico de dispersión de contaminantes a emplear con modelo de flujo MODFLOW. |
|                  | BIOPLUME  | Modelo numérico. Útil en biodegradación   |
|                  | FEFLOW    | Modelo numérico Útil en medios fracturados.   |
|                  | UTCHEM    | Modelo numérico. Útil en medios fracturados.  |

Los modelos más comúnmente empleados, al menos en un nivel exploratorio del ACR, son los indicados a continuación.



#### 5.3.1.1.1 Modelo ASTM de lixiviación (migración desde suelo a agua subterránea)

El modelo de lixiviación definido en la norma ASTM se utiliza para modelar el flujo de contaminante desde el suelo hacia el agua subterránea. Mediante este modelo se obtiene un factor de lixiviación que relaciona la concentración de contaminante en el suelo con la concentración en el agua.

Las hipótesis simplificadoras que se consideran para este modelo son las siguientes:

- Concentración de contaminante en el subsuelo constante.
- Equilibrio lineal entre fase adsorbida, disuelta y vapor en el suelo.
- Lixiviación en régimen estacionario desde la zona no saturada hasta el agua subterránea.
- Se produce la infiltración del agua de lluvia hasta el agua subterránea a pesar de la magnitud de la zona no saturada y la permeabilidad del suelo.
- Se desprecia la difusión de la fase vapor y líquida a través de la zona no saturada frente a la infiltración.
- No se producen pérdidas de contaminante durante la migración a las aguas subterráneas (p.ej. por biodegradación).
- Mezcla perfecta del lixiviado en las aguas subterráneas dentro de la “zona de mezcla” (similar al modelo de caja).

Este modelo puede completarse con otros dos modelos auxiliares que simulan atenuación natural y biodegradación. Sus predicciones podrían calibrarse o contrastarse si se realizan monitorizaciones periódicas en condiciones de representatividad de las aguas subterráneas en el foco.

#### Modelo ASTM de lixiviación con modelo de atenuación natural por el suelo (SAM)

Esta opción tiene en cuenta la capacidad de sorción de contaminantes presentes en el lixiviado por los suelos ubicados en la zona no saturada delimitada entre la base del horizonte de suelos afectados y el nivel freático.

Puede ser importante en emplazamientos donde el espesor de suelos afectados sea pequeño en comparación con este intervalo de la zona no saturada, por ejemplo en lugares con nivel freático profundo.

Funciona reduciendo el factor de lixiviación determinado por el modelo ASTM por la relación entre los espesores antes comentados. Introduce por tanto un factor de modulación proporcional a la distancia de la contaminación al nivel freático, la cual no es tomada en cuenta en el modelo ASTM original.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 65/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

### Modelo ASTM de lixiviación con modelo de biodegradación de compuestos

Esta opción tiene en cuenta la biodegradación de los contaminantes, y por tanto su disminución en la concentración del lixiviado, durante su migración a través de la zona no saturada en dirección al nivel freático.

Emplea coeficientes de decaimiento de primer orden de cada contaminante que pueden obtenerse en la bibliografía especializada, pero que deberán contrastarse en el emplazamiento (ver modelo similar aplicable al modelo Doménico para aguas subterráneas).

#### 5.3.1.1.2 Modelo Doménico

El modelo Doménico se utiliza en la evaluación de riesgos para determinar el factor de dilución/atenuación lateral en agua subterránea de los contaminantes disueltos.

Las hipótesis simplificadoras que se consideran en este modelo son las siguientes:

- Considera una fuente de contaminante en el agua formada por un plano perpendicular a la dirección de flujo del agua subterránea, cuyas dimensiones son especificadas por el usuario.
- La concentración en la fuente permanece constante.
- Si hay fase libre presente, el límite de solubilidad en el agua se puede corregir para tener en cuenta los efectos de mezcla, usando la ley de Raoult.
- Dispersión vertical unidireccional hacia abajo.
- Se desprecian efectos de los límites de acuífero en la dispersión vertical, considerándose que el espesor del acuífero es infinito.
- Se suponen coeficientes de dispersión longitudinal, vertical y transversal proporcionales y constantes con la distancia a la fuente.
- Existen modelos para estimar estos coeficientes, como por ejemplo ASTM y Xu & Eckstein.
- El receptor (pozo de captación) se localiza en el centro de la pluma en la dirección del flujo del agua en un punto especificado por el usuario.
- La velocidad de degradación del contaminante en el agua puede ser especificada por el usuario.
- La velocidad de flujo del agua subterránea es suficientemente alta como para despreciar la difusión molecular.

En general, el modelo Doménico no es apropiado para simular el transporte en agua subterránea en los siguientes casos:

- Material del acuífero arcilloso. El uso del modelo Doménico no es recomendable para regímenes de flujo muy lentos, ya que en esos casos no es despreciable la difusión.
- Existen sistemas de bombeo que afectan al flujo del agua.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 66/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

- Existen gradientes verticales de flujo que puedan afectar al transporte de contaminantes.
- Existen condiciones hidrogeológicas heterogéneas en la zona de estudio.

Se puede complementar con dos modelos auxiliares para simular la degradación de los compuestos, aunque será preciso en ese caso, como se ha comentado anteriormente, disponer de tasas de degradación contrastadas en el emplazamiento.

#### Doménico con degradación de primer orden

En esta variante se contemplan, mediante una ecuación de decaimiento de primer orden, los dos principales mecanismos de degradación de contaminantes que pueden ocurrir en régimen permanente: biodegradación e hidrólisis.

Para ello se ha de hacer uso de los coeficientes de degradación de primer orden o valores de vida media (el inverso) para cada contaminante, que pueden encontrarse en publicaciones científicas.

Asimismo se tiene en cuenta el proceso de sorción que sufren los contaminantes orgánicos en el acuífero mediante su factor de retardo. Dicho factor representa la relación entre la velocidad de flujo del agua y la velocidad de migración del contaminante orgánico y se determina a partir del coeficiente de partición  $K_{oc}$  suelo-agua, el carbono orgánico del suelo en la zona saturada y la porosidad efectiva.

Este modelo no tiene en cuenta el factor limitante para la biodegradación del contenido de oxígeno disuelto, lo cual puede dar lugar a una importante sobre estimación de la velocidad de biodegradación, sobre todo para regímenes de flujo lento en los que la velocidad de intercambio de oxígeno es muy lenta.

Además se basa en tasas de degradación que pueden no ser representativas ni conservadoras de la situación real del emplazamiento, por lo que sus predicciones deberían ser calibradas con observaciones en el mismo.

#### Doménico con degradación por superposición de aceptores de electrones

Esta variante se plantea como una alternativa a la anterior, incorporando una simulación directa de los procesos de biodegradación in situ, sin la dificultad intrínseca de seleccionar una tasa de degradación de primer orden que sea específica para el sitio en estudio.

Para ello tiene en cuenta la capacidad de biodegradación de compuestos orgánicos de las sustancias aceptoras de electrones presentes en las aguas subterráneas del emplazamiento.

Estima en primer lugar la capacidad de biodegradación total del agua subterránea, basándose en la concentración, tanto en la fuente como en el perímetro de la pluma, de tres aceptores de electrones fácilmente cuantificables (oxígeno disuelto, nitrato y sulfato) y de los subproductos metabólicos de otros dos aceptores de medición más complicada (hierro ferroso por férrico y metano por dióxido de carbono), dividida por sus respectivos “factores de utilización”, que representan la proporción entre la masa del



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 67/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

aceptor y del contaminante consumido de su correspondiente reacción estequiométrica de degradación. Estos factores de utilización, específicos para un determinado tipo de contaminación (p.ej. pluma de BTEX), se pueden encontrar en la literatura científica.

La suma de las capacidades de biodegradación calculadas para cada aceptor (capacidad total) se distribuye entre los diferentes contaminantes orgánicos presentes en función de su porcentaje de masa respecto al de la suma de contaminantes de la pluma.

No se tiene en cuenta el factor de retardo del contaminante, suponiéndose que la velocidad de transporte del contaminante es la misma que la de los aceptores de electrones, que van disueltos en el agua, no siendo apropiado para contaminantes con un factor de retardo superior a 6.

No es apropiado cuando en la pluma existe mezcla de contaminantes degradables y no degradables (p.ej. benceno y dicloroetano), ni en general en plumas de compuestos clorados.

Aunque basado en datos reales del emplazamiento, asume degradaciones teóricas basadas en investigaciones experimentales en otros emplazamientos (factores de utilización), por lo que al igual que con otros modelos que incorporan degradación, sus resultados deberían ser calibrados con la realidad del emplazamiento bajo estudio.

#### 5.3.1.2. CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN SUELO

La estimación de la concentración en el suelo se establece, generalmente, a partir de los resultados de los muestreos realizados, asumiendo que la situación responde a un estado estacionario, es decir, se asume que la contaminación permanece inalterada con el tiempo. No obstante, esta hipótesis sólo es una primera aproximación, y sobreestima concentraciones si se producen procesos de lixiviación, volatilización, fotólisis, biodegradación, erosión por el viento, escorrentía superficial, etc.

El empleo de datos de muestreo debe conllevar una interpretación cuidadosa de las características del entorno, en particular en lo que se refiere a la erosión del suelo afectado.

En general, el uso de modelos en la estimación de la concentración en el PDE suele ser limitado y prevalece el muestreo. Un aspecto clave que deberá ser cuidadosamente evaluado es la distribución espacial de los puntos de muestreo. Esta distribución debe plantearse de modo que permita hacer una estimación de las concentraciones promedio de exposición en el tiempo y en el espacio.

Así por ejemplo, en el escenario actual las concentraciones más interesantes serán las halladas en los primeros niveles del suelo, que serán los materiales a los que los receptores puedan acceder con mayor facilidad, y que serán normalmente los más afectados si los focos de contaminación se ubicaban en superficie (salvo existencia de rellenos antrópicos posteriores). Aquellas afecciones provocadas por fuentes subterráneas (p.ej. depósitos enterrados), normalmente no van a estar accesibles para la vía de contacto directo.

No obstante algunas actividades, como por ejemplo la instalación o la reparación/remodelación de infraestructuras subterráneas (gas, luz, agua, etc), labores de jardinería incluyendo la reposición de



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 68/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

arbolado, etc, implican la remoción del suelo y la alteración de la secuencia de materiales, pudiendo disponer en superficie la contaminación que se hallaba anteriormente en profundidad e inaccesible.

Por todo ello, la profundidad a considerar debe ser conservadora, como mínimo de 2m por defecto, que es la profundidad a la que suelen ubicarse la mayoría de las infraestructuras lineales subterráneas, aunque podría ser mayor en función de la profundidad del saneamiento de la zona que podría llegar a los 4m. Para trabajos de construcción se debe contemplar la totalidad de la columna del suelo.

### 5.3.1.3. CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN AIRE

Los escenarios de exposición en aire ocurren como consecuencia de:

- Exposición en exteriores:
  - La volatilización de compuestos químicos desde un medio contaminado (suelo y/o agua) hacia la atmósfera.
  - La suspensión de partículas del suelo, debido a su movilización por el viento.
- Exposición en interiores:
  - La volatilización de compuestos químicos desde un medio contaminado (agua/suelo) hacia la superficie y su entrada en un espacio cerrado a través de las grietas de la solera.
  - La volatilización de compuestos químicos por el uso de aguas contaminadas en el interior del edificio (ej. ducha, cocina, etc.)
  - El transporte de partículas o vapores generados en el exterior al interior de edificios

La determinación de las concentraciones de exposición para estos escenarios se puede realizar a través de mediciones directas, de modelizaciones o de una combinación de ambas. Cabe contemplar las siguientes posibilidades:

- a) Mediciones directas del aire en el punto de exposición, bien en exteriores o en el interior de edificios.
- b) Mediciones de aire ambiente en las zonas de emisión, ya sea en exteriores o en el subsuelo, y modelización de la dispersión atmosférica o la migración subterránea hasta el receptor.
- c) Las medidas del aire ambiente pueden realizarse sobre partículas (en exteriores) y/o vapores (en exteriores o en el subsuelo). Las medidas de la fase gaseosa del suelo por otro lado, pueden llevarse a cabo en profundidad junto al foco de contaminación, junto a la cimentación de los edificios o bajo la misma.
- d) Simulación de las emisiones y modelización de la dispersión atmosférica y/o la acumulación en interiores.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 69/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Los datos de una medición podrán ser de aplicación para la evaluación de riesgos siempre y cuando sea representativa en el espacio y en el tiempo, los niveles de fondo no sean superiores a los relacionados con el foco de contaminación evaluado y las emisiones relacionadas con el foco de contaminación no sean inferiores a los límites de detección analíticos.

En emplazamientos con posible inhalación de volátiles en espacios cerrados, en los que exista certeza de presencia de olores (p.ej. quejas o denuncias vecinales, etc.), se llevarán a cabo medidas directas de inmisión en el interior de los edificios, ya que como se apuntó en apartados anteriores, algunas vías de exposición a partir de p.ej. infraestructuras subterráneas, no pueden ser correctamente modelizadas.

Para más detalles sobre la realización de medidas del aire ambiente o de la fase gaseosa del suelo, consultar la “Guía para la investigación de un suelo potencialmente contaminado”.

Si se dispone de las concentraciones existentes directamente en el punto de exposición, ya sea en exteriores o en el interior de un espacio cerrado, dichas medidas pueden introducirse directamente como concentración en el aire (CA) en el cálculo de la concentración promediada de exposición (fórmula del Anexo I), y ésta ser empleada para el cálculo del riesgo (apdo. 8.1 de este documento).

En caso de disponer de concentraciones de contaminantes en puntos intermedios de la ruta de migración, deberán emplearse éstas a partir del punto apropiado del cálculo matemático del modelo que se vaya a emplear para modelizar su evolución hasta el punto de exposición.

Ante la falta de datos analíticos en el punto de exposición, o como complemento a las mediciones en puntos intermedios, las concentraciones de exposición pueden ser estimadas mediante el empleo de modelos. Existen tres grupos de modelos:

- Modelos para la simulación de las emisiones de un compuesto procedente del subsuelo (suelo y/o agua subterránea) y su ascenso por la zona no saturada. Existen varios tipos, como por ejemplo:

Modelo de volatilización ASTM desde suelo superficial

Modelo de volatilización Q/C de la EPA desde suelo superficial

Modelo de volatilización de Johnson & Ettinger desde el subsuelo o las aguas subterráneas

- Modelos de dispersión atmosférica de las partículas y vapores en superficie (p.e. modelo caja), que permiten evaluar el impacto recibido por receptores ubicados más allá de la fuente de contaminación.
- Modelos de acumulación de vapores en interiores, que evalúan la concentración de vapores orgánicos que a través de las grietas y fracturas de la solera y/o cimentaciones llegan a un espacio cerrado. Por ejemplo:

Modelo de volatilización de Johnson & Ettinger desde el subsuelo o desde las aguas subterráneas hacia el interior de edificios

Modelo de flujo másico desde las aguas subterráneas hacia el interior de edificios.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 70/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Modelos de volatilización a partir de la fase gaseosa del suelo o de las aguas subterráneas hacia el interior de edificios, contemplando el fenómeno de la biodegradación (Bio vapor, PVIScreen).

También pueden ser empleados con este fin los factores genéricos de atenuación determinados por EPA a partir de las concentraciones de las aguas subterráneas o de la fase gaseosa del suelo.

Existen modelos para la simulación de la volatilización y la dispersión de los contaminantes, tanto en exteriores como en interiores, que requieren numerosos parámetros de entrada, cuya elección deberá ser adecuadamente justificada y adaptados a cada caso particular.

En las tablas adjuntas se resumen los parámetros más importantes empleados por estos modelos:

**Tabla 17: Variables principales empleadas por los modelos de transporte de contaminantes en fase gaseosa**

| Parámetro                          | Descripción   | Observaciones  |
|------------------------------------|---|--|
| Constante de la Ley de Henry (H)   | Estimación de la volatilización desde el agua (subterránea o contenida en los poros del suelo)  | Propiedad del compuesto, independiente del medio.  |
| Coefficientes de Difusión Efectiva | Estimación de la difusión a través de los medios de transferencia:<br>- agua subterránea – suelo<br>$(D_{ws}^{eff})$<br>- grietas en cimientos<br>$(D_{crack}^{eff})$<br>- zona no saturada<br>$(D_s^{eff})$<br>- franja capilar<br>$(D_{cap}^{eff})$ | Los coeficientes de difusión efectiva están limitados principalmente por las características del medio, aunque también dependen de las propiedades físico-químicas de los compuestos. La ecuación genérica es:<br>$D^{eff} = D_{aire} \frac{\theta_{aire\ medio}^{3.33}}{\theta_T^2} + \frac{D_{agua}}{H} \frac{\theta_{agua\ medio}^{3.33}}{\theta_T^2}$<br>Es fundamental seleccionar de forma adecuada los parámetros limitantes para la difusión de los contaminantes, tales como el contenido volumétrico de agua en los poros o el espesor de la franja capilar. |
| Porcentaje de grietas en cimientos | Establece el porcentaje de grietas existentes en los cimientos de una edificación   | Los modelos son particularmente sensibles a este parámetro. A medida que se incrementa el número de grietas, aumenta la capacidad de difusión del contaminante y consecuentemente el nivel de riesgo por inhalación de vapores para un receptor dado.  |



| Parámetro  | Descripción   | Observaciones  |
|--|---|--|
| Contenido volumétrico de agua en los poros del suelo<br>( $\theta_{\text{aire medio}}$ ) | Establece para una porosidad dada, el volumen de la misma que está lleno de agua.     | La presencia de agua en los poros del suelo limita notablemente la difusión de los contaminantes ya que actúa a modo de tapón de las vías preferenciales de movilización de vapores.               |
| Espesor de la franja capilar   | Establece la profundidad máxima de la franja capilar                                  | Propiedad del medio. Teniendo en cuenta que el contenido volumétrico de agua en la franja capilar es superior al del suelo, a mayor espesor de la franja capilar, menor difusión de contaminantes. |
| Dimensiones del modelo "caja"  | Ancho y largo del modelo caja empleado para el cálculo de las emisiones en exteriores | A mayor volumen considerado mayor dilución y menor concentración de exposición.  |
| Intercambio de aire en interiores  | Frecuencia de movilización del aire de un espacio cerrado                             | A mayor tasa, mayor dilución y menor concentración de exposición.  |

\* Esta tabla no recoge todos los parámetros requeridos por los modelos, sino solamente aquellos que son más críticos para los resultados de la modelización.

A continuación se describen las principales características e hipótesis simplificadoras que se consideran en estos modelos.

#### 5.3.1.3.1 Modelo de volatilización superficial ASTM

El modelo definido en la norma ASTM se utiliza para modelar el flujo de vapores y la emisión de partículas desde el suelo superficial. Mediante este modelo se obtiene un factor de volatilización y un factor de emisión de partículas que relaciona la concentración de contaminante en el suelo con la concentración en el aire.

Las hipótesis simplificadoras que se consideran para este modelo son las siguientes:

- Concentración de contaminante en el subsuelo constante durante el tiempo que dura la exposición y distribuida uniformemente en el suelo afectado.
- Equilibrio lineal entre fase adsorbida, disuelta y vapor en el suelo.
- Difusión en régimen permanente hasta la superficie del suelo.
- No se producen pérdidas de contaminante mientras se difunde hacia la superficie (p.ej. por biodegradación).



- Mezcla de las partículas en la “zona de respiración” de la atmósfera situada justo encima del foco de contaminación (modelo de la caja).
- Valor por defecto de la velocidad de emisión de partículas Pe.

El valor considerado por defecto para el flujo de emisión de partículas, aplicado a todo tipo de emplazamientos y de condiciones climáticas, es escasamente conservador, determinando concentraciones significativamente inferiores a los resultados experimentales de partículas en suspensión procedentes del suelo disponibles en Andalucía, motivo por el cual, de emplear este modelo, debe usarse el factor 1/PEF derivado experimentalmente que se comenta a continuación.

#### 5.3.1.3.2 Modelo de volatilización superficial Q/C de la EPA

El modelo Q/C de la US EPA se utiliza para modelar el flujo de vapores y la emisión de partículas desde el suelo superficial. Mediante este modelo se obtiene un factor de volatilización y un factor de emisión de partículas que relaciona la concentración de contaminante en el suelo con la concentración en el aire.

La principal diferencia con los modelos recogidos en la norma ASTM está en que no emplea el modelo de la caja para modelar la mezcla de los vapores que se volatilizan desde el suelo o las aguas subterráneas o de las partículas emitidas con el aire ambiente, sino que se calcula un factor Q/C que depende de las condiciones meteorológicas de la zona y de la rugosidad y cubierta vegetal del terreno.

Este modelo presenta el inconveniente de que emplea valores tabulados Q/C derivados de las condiciones climáticas de EEUU, que pueden no ser representativos de la climatología andaluza. La concentración de partículas en suspensión que se obtiene se acerca no obstante algo más que en el modelo ASTM a los datos experimentales disponibles, sin llegar a poder equipararse. Por tal motivo, al emplear este modelo, en lo que respecta a la propagación de la contaminación particulada, debe usarse el factor 1/PEF derivado experimentalmente que se comenta a continuación.

#### 5.3.1.3.3 Volatilización de partículas a partir de PEF experimentales

La alternativa más realista al empleo exclusivo de modelos como ASTM o Q/C para la evaluar la exposición a los contaminantes particulados movilizados desde el suelo, es la medición real y representativa de la concentración de partículas en suspensión PM10 en el emplazamiento, con independencia de que se pueda o no medir los contaminantes en esas partículas muestreadas.

Entre otros aspectos, estos modelos únicamente contabilizan la suspensión de partículas desde el suelo debida a causas atmosféricas, y no por ejemplo por causas antrópicas (tránsito de vehículos, labores agrícolas, etc.).



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 73/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

El inconveniente de las medidas reales es que también pueden incorporar otras fuentes antrópicas de partículas no relacionadas con el suelo (p.ej. emisiones atmosféricas), por lo que su uso puede quedar limitado en entornos urbanos e industriales.

Si no se dispone de dichas medidas reales o su aplicación es limitada, debe acudir al valor de PEF determinado a partir de los registros experimentales diarios de partículas en suspensión PM10, para el período 2010-2017, de cuatro estaciones de la Red de Vigilancia y Control de la Calidad del Aire de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible, ubicadas en zonas rurales, y de las que se tiene mayor grado de certidumbre de no estar influenciadas ni por el tráfico ni por la actividad industrial, considerándose representativas de los valores de fondo que cabe encontrar en un emplazamiento cualquiera de Andalucía.

Estos registros han sido previamente depurados, de acuerdo a la metodología establecida al efecto por el Ministerio de Medio Ambiente, para restar el efecto del aporte natural de partículas procedente del continente africano, partículas que no tienen su origen en la removilización de los suelos del área circundante a las estaciones, y que por tanto no deben ser tenidas en cuenta en los cálculos.

Asimismo, se ha tenido en cuenta únicamente la fracción de estas partículas que se corresponde con partículas procedentes del suelo (fracción mineral o crustal), más aquella fracción cuyo origen no ha podido ser determinado con certeza (fracción indeterminada), eliminando fracciones cuyos orígenes claramente no guardan relación con la movilización desde el suelo (materia carbonosa, inorgánica secundaria y aerosoles marinos). La cuantificación de estas fracciones se ha determinado a partir de los estudios de caracterización química llevados a cabo en dos de las estaciones reseñadas por el Departamento de Geología de la Universidad de Huelva, y que quedan recogidos en el documento "Estrategia andaluza de calidad del aire" (Consejería de Medio Ambiente, borrador 2018).

El intervalo de valores resultante, obtenido a partir de los valores mínimo y máximo de la UCL95 de la concentración de partículas PM10 determinada en las cuatro estaciones rurales, y aplicándoles el valor mínimo y máximo del porcentaje de la fracción crustal e indeterminada disponible, es el siguiente:

**Tabla 18: Valores experimentales del factor de emisión de partícula (PEF) determinados para Andalucía**

| 1/PEF (Kg/m3)           |                       | PEF (m3/Kg)             |                       |
|-------------------------|-----------------------|-------------------------|-----------------------|
| Valor menos conservador | Valor más conservador | Valor menos conservador | Valor más conservador |
| 6,5E-9                  | <b>1,7E-8</b>         | 1,6E+8                  | <b>5,8E+7</b>         |

Para los ACR a realizar en Andalucía, se adoptará como factor PEF o 1/PEF (según las unidades empleadas) el más conservador de ellos (en negrita), pudiendo contemplar en el análisis de incertidumbres el valor opuesto menos conservador.



#### 5.3.1.3.4 Modelo de volatilización de Johnson & Ettinger

El modelo de Johnson & Ettinger se utiliza para modelar el flujo de vapores desde el subsuelo o las aguas subterráneas contaminadas hasta la superficie, ya sea en exterior o interior de edificios. Mediante este modelo se obtiene un factor de volatilización que relaciona la concentración de contaminante en el suelo o las aguas subterráneas con la concentración en el aire.

Las hipótesis simplificadoras que se consideran en el modelo de Johnson & Ettinger son las siguientes:

- Concentración de contaminante en el subsuelo o agua subterránea constante durante el tiempo que dura la exposición.
- Concentración de contaminante distribuida uniformemente en el suelo afectado.
- Equilibrio lineal entre fase adsorbida, disuelta y vapor en el suelo.
- Equilibrio entre fase disuelta en agua subterránea y fase vapor (volatilización desde agua subterránea).
- Difusión en régimen permanente de la fase vapor hasta la superficie del suelo.
  - En la zona no saturada, para volatilización desde subsuelo a aire ambiente exterior.
  - En zona no saturada y cimientos, para volatilización desde subsuelo a espacios cerrados.
  - En zona no saturada y zona capilar, para volatilización desde agua subterránea a aire ambiente exterior.
  - En zona no saturada, zona capilar y cimientos, para volatilización desde agua subterránea a espacios cerrados.
- No se producen pérdidas de contaminante mientras se difunde hacia la superficie (p.ej. por biodegradación).
- Se limita la cantidad máxima que puede volatilizarse a la cantidad de contaminante que hay inicialmente en el suelo.
- Mezcla perfecta en el aire ambiente (modelo de la caja) y en el aire del interior del edificio.
- Valores por defecto de velocidad de renovación del aire en el interior de edificios y de la fracción de grietas en los cimientos.

Este modelo ha sido el más ampliamente utilizado hasta la fecha, y es necesario sobre todo en la modelización de la volatilización de contaminantes a partir de la matriz suelo, aunque presenta algunas limitaciones que deben ser tenidas en cuenta, y que pueden ser superadas con el uso de otras herramientas.

En primer lugar plantea el inconveniente de que las condiciones de equilibrio en el subsuelo no suelen darse, lo que origina normalmente una sobrevaloración en el cálculo final del riesgo.

Para la volatilización de vapores desde el subsuelo hacia espacios exteriores debe considerarse si a igualdad o similitud de concentraciones analíticas en el perfil del suelo, el modelo de Johnson & Ettinger



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 75/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

determina mayores riesgos que el modelo empleado para el suelo superficial, lo cual no tendría lógica, siendo en ese caso prudente adoptar los resultados obtenidos con este último modelo.

Para evitar asumir dichas condiciones de equilibrio puede llevarse a cabo un muestreo directo de la fase gaseosa del suelo adicional al muestreo de suelos, al menos en fase de detalle de la investigación, empleando el modelo a partir de ese punto de la ruta de migración de la contaminación.

Existe algún software comercial que permite el uso del modelo de J&E a partir de concentraciones de gas del suelo, por ejemplo RISC, aunque también puede hacerse uso de las hojas de cálculo desarrolladas por EPA ("Johnson and Ettinger Model Spreadsheet Tool") de difusión gratuita. Las hojas de EPA solo permiten el uso de concentraciones de partida en las aguas subterráneas o en la fase gaseosa del suelo, es decir, han dejado de contemplar la modelización a partir de concentraciones en el suelo, y en la biblioteca de contaminantes, al menos en su versión actual, contemplan hidrocarburos del petróleo concretos pero no fracciones completas. Permiten eso sí contemplar la existencia en el perfil de hasta tres niveles litológicos diferentes con sus correspondientes permeabilidades al vapor.

El modelo también presenta otras dos limitaciones adicionales para dos tipos de sustancias contaminantes: hidrocarburos del petróleo y compuestos organoclorados.

Al no contemplar biodegradación, el modelo J&E puede sobreestimar el riesgo de sustancias que presentan un elevado potencial de este tipo de atenuación natural, principalmente los compuestos hidrocarbonados del petróleo (PHCs), y especialmente los más volátiles o ligeros. Para evitarlo, puede hacerse uso de modelos matemáticos que contemplen la biodegradación como los que se comentan más adelante (Biovapor y PVIScreen), aunque dadas sus incertidumbres, requerirán normalmente llevar a cabo, en una fase detallada (nivel III) de la evaluación de riesgos, un estudio experimental de intrusión de vapores con objeto de medir la concentración de los gases del suelo en las proximidades de la fuente (en profundidad), la base del edificio (medidas junto a, o bajo cimentación) y si fuera necesario en el aire del interior de la edificación (medidas interiores).

Por el contrario, los compuestos organoclorados presentan un escaso potencial de degradación a través de la zona no saturada. En caso de que existan fuentes contaminantes de este tipo de sustancias en profundidad, el modelo de Johnson & Ettinger podría sobreestimar la atenuación de estos compuestos a su paso por la zona no saturada y subestimar por tanto sus riesgos.

Para evitarlo, se pueden aplicar de forma paralela al modelo de J&E las siguientes opciones:

- a) Emplear simultáneamente el modelo de volatilización de flujo másico que se comenta en el siguiente apartado, y contemplar el rango de valores de riesgo obtenidos en el análisis de incertidumbres
- b) Aplicar factores de atenuación conservadores experimentalmente determinados para compuestos clorados por la EPA, que se citan en posterior apartado, bien a partir de las concentraciones halladas en las aguas subterráneas, bien a partir de concentraciones medidas en la fase gaseosa del suelo, normalmente en una investigación y ACR de detalle (nivel III), e igualmente tener en cuenta sus conclusiones en el análisis de incertidumbres.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 76/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

En caso necesario también puede llevarse a cabo la medición de vapores en el interior del edificio.

En cualquier caso, los estudios de caracterización de los contaminantes en la fase gaseosa del suelo deben prolongarse en el tiempo con el fin de conocer la repercusión de las diferentes condiciones atmosféricas (presión, temperatura, humedad).

#### 5.3.1.3.5 Modelo de volatilización de flujo másico

El modelo de flujo másico se utiliza para modelar el flujo de vapores desde las aguas subterráneas hacia espacios cerrados, obteniéndose un factor de volatilización que relaciona la concentración de contaminante en las aguas subterráneas con la concentración en el aire interior.

En este modelo, el flujo está dominado por el transporte vertical a través de las aguas subterráneas, despreciándose el efecto de la zona no saturada y los cimientos.

Las hipótesis simplificadoras que se consideran en el modelo de flujo másico son las siguientes:

- Equilibrio entre fase disuelta en agua subterránea y la fase vapor (ley de Henry).
- La zona no saturada y los cimientos del edificio no afectan al transporte de vapor, y no hay pérdidas de contaminante en esta zona ni en los alrededores del edificio.
- El flujo vertical en las aguas subterráneas es el factor limitante del transporte de vapor desde las aguas subterráneas hasta el aire interior.
- Mezcla perfecta en el aire interior del edificio.

#### 5.3.1.3.6 Factores genéricos de atenuación a la intrusión de vapores

EPA ha llevado a cabo un estudio estadístico sobre el histórico de resultados disponibles en los estudios de intrusión de vapores de compuestos clorados en edificios residenciales (931 edificios en 41 emplazamientos). Concretamente ha analizado la relación de las concentraciones halladas en las aguas subterráneas y en la fase gaseosa del suelo, tanto en muestreos exteriores profundos cercanos a la fuente como en muestreos bajo solera, respecto a las concentraciones halladas en el interior de los correspondientes edificios, eliminando en estas últimas los posibles efectos debidos a valores de fondo.

Estas relaciones de concentraciones se conocen como factores de atenuación para la intrusión de vapores, y caracterizan la reducción que experimentan las concentraciones de contaminantes gaseosos, desde diferentes medios de partida o puntos intermedios de la ruta de migración de los vapores hasta su llegada al interior de los edificios, debidas a su paso por la zona no saturada y a la mezcla con el volumen de aire existente en el interior del edificio. Es inversamente proporcional a la dilución producida en los vapores, es decir, a menor valor del factor de atenuación, mayor dilución se produce respecto a la concentración inicial.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 77/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Si se parte de concentraciones de gas del suelo en la fuente o bajo la cimentación, el factor de atenuación se expresa directamente como la ratio entre la concentración en el interior del edificio y la concentración en el gas del suelo.

$$\alpha_{sg} = \frac{C_{ia}}{C_{sg}}$$

donde:

$\alpha_{sg}$ : factor de atenuación a la intrusión de vapores desde la fase gaseosa

$C_{ia}$ : concentración en el interior del edificio ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$C_{sg}$ : concentración en la fase gaseosa del suelo a una profundidad dada, cerca de la fuente o bajo solera ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Si se parte de concentraciones en el agua subterránea, éstas deben ser traducidas a concentraciones en la fase gas asumiendo equilibrio entre las fases mediante la siguiente expresión:

$$\alpha_{gw} = \frac{C_{ia}}{C_{gw} \cdot 1000 \cdot HLC}$$

donde:

$\alpha_{gw}$ : factor de atenuación a la intrusión de vapores desde las aguas subterráneas

$C_{ia}$ : concentración en el interior del edificio ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

$C_{gw}$ : concentración en las aguas subterráneas someras ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )

HLC: Constante de la Ley de Henry corregida a la temperatura del agua subterránea (adimensional).

1000 es un factor de conversión de unidades ( $\text{L}/\text{m}^3$ ).

En base a estas comparaciones se han establecido factores de atenuación experimentales y conservadores, basados en los percentiles superiores (Percentil 95) de cada conjunto de datos, de las concentraciones de los contaminantes desde el medio y nivel de profundidad considerado inicialmente hacia el interior de los edificios.

Con estos factores de atenuación es posible realizar una primera estimación conservadora pero ajustada a la realidad, de las concentraciones esperables en el interior de los edificios a partir de las concentraciones originales en el agua subterránea o en la fase gaseosa del suelo, así como en sentido inverso, calcular niveles genéricos de referencia en estos medios que satisfagan la ausencia de riesgos inadmisibles en el interior de los edificios.

Son empleados por EPA para decidir en qué casos acometer investigaciones de mayor detalle en la evaluación de intrusión de vapores en edificios, y pueden ser empleados igualmente en nuestras evaluaciones de riesgo en conjunción con el empleo de los modelos de Johnson & Ettinger o de flujo másico.

Los factores de atenuación se han calculado en base a resultados de parámetros organoclorados y en viviendas residenciales, pero la EPA contempla su uso para cualquier tipo de sustancia volátil, incluyendo



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 78/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

los hidrocarburos, los aditivos de los combustibles hidrocarburados (MTBE, ETBE, EDB, 1,2-DCA,..), mercurio, etc, así como también en edificios comerciales, ya que en éstos los factores de atenuación deben ser menores y por tanto los factores derivados a partir de edificios residenciales seguirían siendo conservadores.

Debe tenerse en cuenta que estos factores, al estar basados en compuestos organoclorados, no reflejan el efecto de la biodegradación, que sería importante en el caso de los hidrocarburos del petróleo (PHCs). Para estas sustancias los factores de atenuación reales deben ser significativamente menores, por lo que si se está llevando a cabo un análisis de mayor detalle, es recomendable para estos compuestos el empleo de modelos que contemplen el efecto de la biodegradación o la medida experimental de la misma.

Los factores de atenuación establecidos son los siguientes:

**Tabla 19: Factores genéricos de atenuación de vapores hacia el interior de edificios**

| Medio de muestreo  | Factor de atenuación (adimensional) |
|--|-------------------------------------|
| Fase gaseosa del suelo bajo solera   | 0,03                                |
| Fase gaseosa del suelo cercana a la fuente                                   | 0,03                                |
| Aguas subterráneas   | 0,001                               |
| Aguas subterráneas en terrenos limosos y arcillosos* con continuidad lateral | 0,0005                              |

\* Arcilla, arcilla limosa, franco-arcillo-limosa y limo (clasificación USDA)

Los factores de atenuación en las aguas subterráneas y la fase gaseosa cercana a la fuente son aplicables únicamente en el caso de que la fuente de afección y las aguas subterráneas se encuentren, respectivamente, a más de 1,5 m de profundidad bajo la base de la cimentación.

El factor de atenuación en la fase gaseosa cercana a la fuente se ha igualado al de la fase gaseosa bajo la solera, al no disponer la EPA de suficiente número de datos concluyentes.

Los factores de atenuación de las aguas subterráneas en suelos finos, sólo debe aplicarse en caso de que exista un nivel de las litologías reseñadas interpuesto entre la fuente y la cimentación de los edificios, con suficiente espesor, y con continuidad lateral en todo el emplazamiento en estudio, desde la fuente hasta distancias significativamente mayores que los edificios más distantes considerados en el estudio.

Los factores de atenuación para aguas subterráneas solo deben ser empleados en emplazamientos o sectores de los mismos en los que únicamente exista afección a partir de las aguas subterráneas.

No existen factores de atenuación a partir de la matriz suelo. Si en un escenario dado coexiste afección en la zona no saturada y en las aguas subterráneas, se debe proceder al muestreo de la fase gaseosa del suelo y a la aplicación de los factores de atenuación correspondientes.



Estos factores no deben ser tenidos en cuenta en los siguientes supuestos, en los cuales puede existir una importante componente de migración de los contaminantes por advección, mucho más efectiva que la difusión existente normalmente en los estudios de intrusión de vapores en base a los cuales se derivan los factores de atenuación:

- Vertederos, en los cuales las elevadas cantidades generadas de metano generan una importante componente de migración de los contaminantes por advección.
- Compuestos volátiles liberados y acumulados en espacios cerrados.
- Fugas de contaminantes volátiles a partir de tuberías de distribución a presión.

Tampoco deben ser tenidos en cuenta si existen vías preferentes de movilización de contaminantes hacia el interior de las viviendas (saneamientos o zanjas que atraviesan la zona de afección, estratificación vertical, etc.), en cuyo caso se recomienda muestrear directamente el aire del interior del edificio.

Estos factores pueden ser empleados en nuestras evaluaciones de riesgo de la siguiente forma:

- a) Para evaluar inicialmente los resultados de riesgo obtenidos exclusivamente a partir de las aguas subterráneas, pudiendo ser en estos casos una alternativa a los modelos de Johnson & Ettinger y flujo másico, sobre todo en presencia de clorados en profundidad, donde el primero de los modelos pudiera ser poco conservador.
- b) Para contrastar los resultados de riesgo obtenidos a partir de muestreos de detalle de la fase gaseosa del suelo (cercano a la fuente, junto a cimentación o bajo solera), mediante el modelo de Johnson & Ettinger.

Estos factores de atenuación deben aplicarse sobre las concentraciones determinadas en el muestreo para obtener la concentración esperable en el interior del edificio, y aplicar la misma como concentración en el aire (CA) en el cálculo de la concentración promediada de exposición (fórmula del Anexo I), y posteriormente de los riesgos (apdo. 8.1).

Este último paso puede hacerse automáticamente si la aplicación informática empleada en su caso para la cuantificación de los riesgos permite la introducción manual de estos factores de atenuación o directamente las concentraciones estimadas en el interior del edificio, ofreciendo los resultados de riesgo sin hacer uso del modelo de Johnson & Ettinger habitualmente empleado. También puede hacerse uso para tal fin de la hoja de cálculo "Vapor Intrusion Screening Level (VISL) Calculator", o del calculador "on line" de estos VISLs, ambos de acceso libre en la web de la EPA, en cuyo caso habrá que modificar no obstante los criterios de riesgo cancerígenos establecidos por el RD 9/2005 y actualizar en su caso los parámetros de toxicidad y exposición aplicables.

#### 5.3.1.3.7 Modelos de volatilización e intrusión en espacios cerrados con biodegradación (BIOVAPOR Y PVISCREEN)

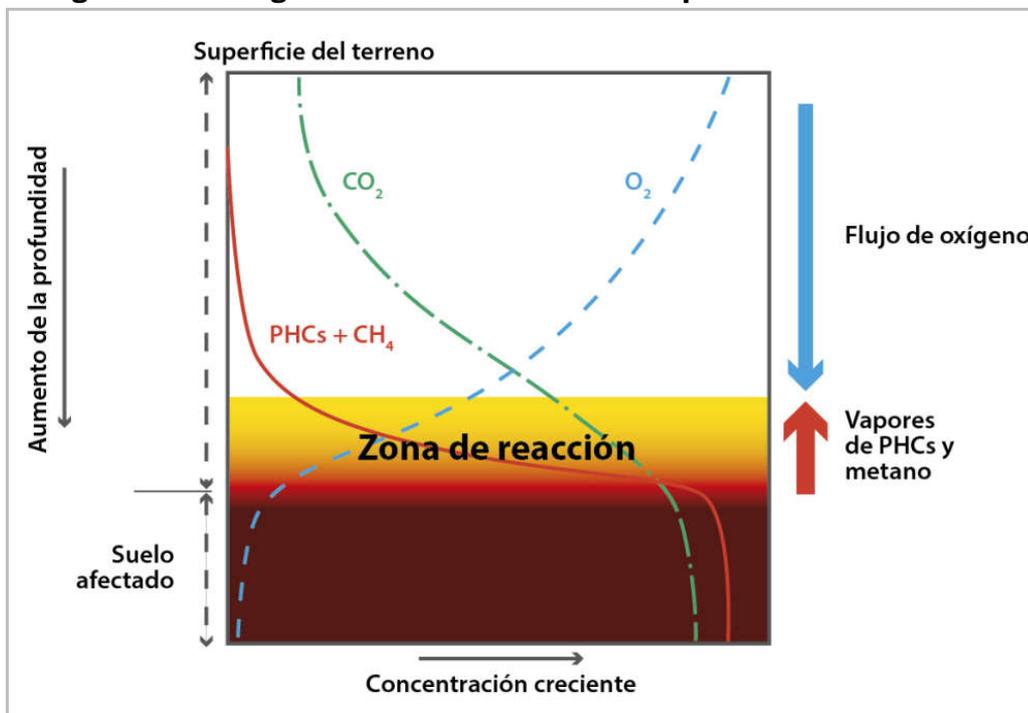
El modelo BIOVAPOR, desarrollado por el American Petroleum Institute (API), modeliza la volatilización de hidrocarburos del petróleo (PHCs) a través de la zona no saturada desde las aguas subterráneas o desde



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 80/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

la fase gaseosa del suelo cercana a la fuente, y su intrusión en el interior de edificios, partiendo en líneas esenciales del modelo de Johnson & Ettinger, pero contemplando la biodegradación de estos compuestos en la franja superficial más próxima al nivel del terreno, como consecuencia de la acción bacteriana y el aporte de oxígeno atmosférico en esos primeros niveles.

**Figura 10: Biodegradación de hidrocarburos del petróleo en zona aerobia**



Fuente: Technical Guide For Addressing Petroleum Vapor Intrusion At Leaking Underground Storage Tank Sites. EPA 2015.

Existiría por tanto un primer nivel del terreno aeróbico donde se produciría la reducción significativa de los vapores de hidrocarburos que ascienden desde zonas más profundas impactadas. Las concentraciones de hidrocarburos en la fase gaseosa del suelo se incrementarían progresivamente en profundidad, de manera proporcional a la disminución de oxígeno, hasta llegar a una zona anaeróbica donde la biodegradación sería mucho menor y a efectos prácticos despreciable, y donde tendría cabida una degradación anaerobia con la producción fundamentalmente de metano.

En la formulación matemática del modelo se emplean tasas de biodegradación de primer orden establecidas a partir de ensayos de laboratorio e investigaciones de campo incluidas en una publicación científica (De Vaull, 2007). Estas tasas suelen ser datos de tendencia central, no percentiles inferiores, por lo que no pueden considerarse conservadoras.

La biodegradación queda condicionada por la profundidad que alcance la zona aeróbica, y por la tasa base de respiración de oxígeno del subsuelo.

El modelo permite contemplar tres supuestos para establecer las condiciones limitantes del oxígeno:



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 81/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

- a) Concentración constante a nivel superficial del suelo. Se emplea excepcionalmente cuando el terreno no está pavimentado bajo el edificio a considerar, y no existen barreras a la percolación del oxígeno. Se puede asumir esta concentración igual al contenido de oxígeno atmosférico o bien ser medido.
- b) Flujo de oxígeno atmosférico constante bajo la pavimentación. Se emplea cuando existe cimentación bajo el edificio, y la aplicación lo estima en base a las características de dicha cimentación (fracción de grietas, etc.)
- c) Especificar la profundidad de la zona aeróbica, cuando se han podido llevar a cabo medidas de oxígeno a lo largo del perfil de subsuelo.

La tercera es la opción más deseable, ya que sería la más ajustada a la realidad. En las dos opciones anteriores el modelo calcula esta profundidad en base a la concentración de oxígeno o el flujo de aire asumidos por defecto aplicando un balance de masas entre los aportes supuestos y las demandas existentes (demanda de base y por los hidrocarburos presentes).

La tasa base de respiración representa la demanda de oxígeno del suelo en ausencia de contaminación por hidrocarburos, y suele calcularse en función del contenido de carbono orgánico del suelo aunque también podría medirse experimentalmente.

Cuando no se especifica en base a medidas reales de campo la profundidad de la zona aeróbica, es esencial cuantificar todos los contaminantes existentes en la fase gaseosa del suelo que pudieran demandar oxígeno, ya que de lo contrario el balance de masas no se llevaría a cabo de forma adecuada al infravalorar las demandas, sobreestimando la profundidad aeróbica y subestimando por tanto los vapores que alcanzarían los bajos del edificio bajo estudio y los riesgos resultantes.

Ello implica determinar analíticamente no sólo los hidrocarburos y los aditivos contemplados para la evaluación de riesgos por su toxicidad, sino también otros compuestos demandantes de oxígeno, como butano, pentano, y en general todos los hidrocarburos comprendidos en el rango C4-C10, así como el etanol presente en algunas gasolinas y el metano generado en la degradación anaerobia de los hidrocarburos. La cuantificación alternativa de estos compuestos a partir de los análisis de otros parámetros y la aplicación de algoritmos matemáticos basados en la composición teórica de algunas mezclas de hidrocarburos, no se considera representativa del emplazamiento bajo estudio.

Este modelo precisa por tanto una caracterización adecuada del perfil de oxígeno en el subsuelo o una cuantificación precisa de todas las sustancias químicas presentes demandantes de oxígeno para que sus predicciones sean fiables. Cuando la fuente se ubica en zona no saturada necesita mediciones directas de los contaminantes en la fase gaseosa del suelo, ya que no es posible partir de las concentraciones en la matriz suelo. Emplea por otro lado tasas de biodegradación bibliográficas de tendencia central no necesariamente representativas del emplazamiento, por lo que presenta incertidumbres que deben ser caracterizadas. En estas condiciones no se considera una herramienta definitiva en la valoración de riesgos, aunque sí puede emplearse en una evaluación de riesgos exploratoria para caracterizar el intervalo de valores de riesgo posibles por intrusión de vapores de hidrocarburos exclusivamente a partir de las aguas subterráneas, en conjunción con otros modelos como p.ej. el de Johnson & Ettinger o el de flujo másico, que son más conservadores al no contemplar el fenómeno de la biodegradación.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 82/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

EPA ha desarrollado un modelo similar a Biovapor, denominado PVIScreen, que posibilita un análisis automático de la incertidumbre de tipo Monte Carlo. El programa no emplea una medida de tendencia central para la tasa de biodegradación, sino que utiliza rangos de valores posibles basados en los mismos estudios de partida adoptados por Biovapor (De Vaull 2007 y 2011), y permite que el usuario seleccione para el resto de los parámetros de entrada del modelo tanto valores fijos como rangos de valores, de especial utilidad estos últimos para aquellos parámetros de difícil cuantificación en el emplazamiento (tasa de intercambio de aire del edificio, humedad y porosidad de la zona no saturada, anchura de las fracturas de la solera, caudal del flujo advectivo de aire en el subsuelo hacia el interior del edificio, etc).

PVIScreen realiza con estos posibles datos de partida numerosas simulaciones de cálculo, ofreciendo curvas de probabilidad acumulada de los diferentes resultados obtenidos para la concentración en el interior de la vivienda, así como el valor más probable, pudiendo conocer el porcentaje de probabilidad de que se supere el valor normativo u objetivo establecido.

El modelo, al igual que Biovapor, puede usarse partiendo de concentraciones analíticas en las aguas subterráneas o directamente en la fase gaseosa del suelo, pero no de concentraciones en los suelos.

EPA contempla el uso del modelo PVIScreen como una herramienta adicional para la toma de decisiones respecto al riesgo de intrusión de vapores en espacios cerrados, junto con el análisis de la separación lateral y vertical entre la base del edificio y la fuente de la contaminación, y con las primeras medidas de vapores del suelo incluidas en la estrategia de investigación recomendada por EPA para los emplazamientos con depósitos enterrados de hidrocarburos del petróleo (PHCs), y que consisten en una doble medida de vapores del suelo: en profundidad, cercana a la fuente, y a nivel más somero junto a la cimentación, lo más cerca posible a la edificación.

A partir los resultados de estos pares de muestras, podría realizarse una estimación representativa del factor de atenuación en las concentraciones de los diferentes contaminantes del gas del suelo, desde la fuente hasta el interior de la vivienda. Una vez conocidos, en el modelo Biovapor se podrían ajustar las tasas de biodegradación teóricas para que los factores de atenuación calculados coincidan con los determinados experimentalmente, calibrando de esta manera el modelo con las características reales del emplazamiento.

Con el par de muestras reseñado no estaría contemplada la atenuación producida en el último paso de la intrusión de vapores, desde los bajos de la solera (caracterizada en esta ocasión de manera aproximada mediante las muestras junto a la cimentación) hasta el interior de la vivienda, es decir el paso por la cimentación del edificio. Si el modelo Biovapor no los aporta por separado, los factores de atenuación determinados experimentalmente para el paso por la zona no saturada se pueden multiplicar por el factor de atenuación conservador que EPA considera para los compuestos clorados (ver apartado anterior) desde las concentraciones bajo la solera hacia el interior de la vivienda ( $\alpha=0,03$ ), ya que en el paso por las grietas de la cimentación y la posterior mezcla con el aire de la edificación no se produciría biodegradación a efectos prácticos, por lo que el comportamiento de los contaminantes clorados y los PHCs debería ser muy similar en esta última etapa de la intrusión.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 83/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

El cálculo final de los riesgos resultantes a partir de los factores de atenuación establecidos puede llevarse a cabo a través del modelo Biovapor, o bien de la aplicación informática empleada en la evaluación global de riesgos cuando ésta permite su introducción de forma manual.

Si mediante este análisis no se garantiza la ausencia de riesgos por intrusión de vapores, EPA recomienda el muestreo del aire en el interior de la vivienda junto con el muestreo bajo solera, siendo recomendable asimismo el muestreo del aire del exterior de la vivienda. Las concentraciones en el interior de la vivienda pueden emplearse directamente en la fórmula del cálculo de la concentración promediada de exposición, y posteriormente ésta en el cálculo del riesgo, tal como se ha comentado con anterioridad. El muestreo bajo la cimentación y en el exterior servirían para confirmar la intrusión de vapores y el origen de las concentraciones halladas en el interior de la vivienda, de acuerdo a los criterios indicados en el apartado de la evaluación de la calidad del aire y la fase gaseosa del suelo del documento reconocido “Guía para la investigación de un suelo potencialmente contaminado”.

Más detalles sobre los procedimientos de muestreo posibles de la fase gaseosa del suelo, pueden obtenerse en el documento reconocido citado.

#### 5.3.1.3.8 Modelo de caja

El modelo de la caja se emplea para modelar la mezcla de los vapores que se volatilizan desde el suelo o las aguas subterráneas con el aire ambiente (exterior de edificios).

Las hipótesis simplificadoras que se consideran en el modelo de la caja son las siguientes:

- Mezcla perfecta del aire dentro de la zona de “respiración” del aire ambiente exterior (“caja”).
- El viento ventila la caja con una velocidad constante.
- Se desprecia la dispersión vertical de los contaminantes fuera de la caja.
- No se producen pérdidas de contaminante en la atmósfera (p.ej. por deposición o fotólisis).
- El receptor se considera situado en el borde de la caja, soplando el viento en su dirección.
- La longitud de la caja será la longitud del foco de contaminación (área de suelo afectada) en la dirección predominante del viento. Si no se conoce dicha dirección, se tomará como hipótesis más conservadora la mayor dimensión del foco.
- Sólo sirve para receptores in situ (situados sobre el foco de contaminación).

#### 5.3.1.3.9 Modelo de dispersión lateral gaussiano

El modelo de dispersión gaussiana tridimensional se emplea para modelar la dispersión lateral de los contaminantes en el aire ambiente a favor de los vientos, es decir, hacia los receptores off-site.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 84/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Las hipótesis simplificadoras que se consideran en este modelo son las siguientes:

- La altura de la zona del foco es equivalente a la zona de respiración ambiental (2m por defecto).
- La fuente de contaminación atmosférica se considera puntual, y se le asigna el flujo másico de vapores que se emiten en todo el área de suelo afectado.
- El receptor “off-site” está localizado directamente en la dirección del viento durante todo el periodo de exposición.
- El modelo supone que el viento sopla en línea recta y con una velocidad constante desde la fuente hasta el receptor durante el periodo de exposición. Se debe adoptar por tanto la velocidad del viento media anual de la zona objeto de estudio.
- Se emplean valores por defecto para los coeficientes de dispersión, asociados a la estabilidad atmosférica C, correspondiente a atmósferas ligeramente inestables.

#### 5.3.1.4. CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN AGUA SUPERFICIAL

La estimación de la concentración en el PDE en el agua superficial puede establecerse a partir de muestreos del agua o bien mediante una combinación de muestreos y de modelización. Siempre que sea posible muestrear en los puntos de exposición (ej. zonas de pesca o baño, tomas de agua potable, etc.), el uso de mediciones deberá prevalecer sobre el empleo de modelos de transporte.

No obstante, en el uso de mediciones para establecer las concentraciones de exposición se deberán tener en cuenta:

- Representatividad temporal; el transporte de la contaminación puede variar notablemente con los cambios estacionales en caudal, temperatura y profundidad de las aguas superficiales. Es importante por ello, que las campañas de muestreo tengan en consideración estas variables, de modo que las muestras sean representativas de una exposición a corto y largo plazo.
- Representatividad espacial; la concentración de un contaminante puede variar notablemente con la profundidad así como lateralmente. En general, la concentración en la zona de mezcla del contaminante con las aguas superficiales será significativamente mayor a la concentración aguas abajo, donde los efectos de dispersión y dilución ya han sido efectivos. Consecuentemente, será necesario correlacionar las muestras con su ubicación en el cauce, tanto en profundidad como lateralmente.
- Limitación por límites de detección para contaminantes con potencial para la bioacumulación; puede ser necesario llevar a cabo evaluaciones de riesgos con concentraciones por debajo de los límites de detección. Es recomendable en los casos relacionados con aguas superficiales llevar a cabo muestreos de confirmación en sedimentos o biota en estos casos.
- Contribución de otras fuentes; en general, las aguas superficiales reciben numerosos aportes que contienen múltiples sustancias contaminantes. Es importante disponer de muestras aguas arriba del punto afectado que permitan confirmar el nivel de fondo.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 85/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

No obstante, en determinadas situaciones puede ser conveniente emplear modelos de transporte para la estimación de las concentraciones de exposición, al menos en una primera fase exploratoria de la evaluación de riesgos.

Una primera aproximación aunque básica es la aplicación del modelo de caja, según el cual se calcula un factor de dilución en base a la ratio entre el caudal de descarga subterráneo y el caudal del curso superficial.

Existen otros métodos analíticos y modelos más complejos para la simulación del transporte de contaminantes en aguas superficiales, que incorporan algunos de ellos las reacciones químicas y biológicas y las interacciones con sedimentos. En general, el factor limitante para el uso de modelos más complejos es la disponibilidad de datos.

#### 5.3.1.5. CONCENTRACIÓN EN EL PDE EN LA INGESTA DE ALIMENTOS

La estimación de la concentración en alimentos puede establecerse con muestreos o bien mediante modelos o algoritmos matemáticos. Siempre que sea posible muestrear, el uso de mediciones deberá prevalecer sobre el empleo de modelos.

Antes de entrar a comentar las estrategias de muestreo y modelización, conviene aclarar previamente tres conceptos básicos asociados al almacenamiento y metabolización de sustancias químicas por los organismos vivos:

- Bioconcentración: acumulación de un compuesto químico en un organismo en concentraciones superiores a las encontradas en el medio que le rodea y al que está expuesto. La bioconcentración refleja sólo la acumulación desde el medio, sin tener en consideración la entrada a través de alimentos. El factor de bioconcentración (BCF) proporciona una medida de la tendencia de una sustancia en agua a acumularse en el tejido de los peces u otros organismos. Este factor, multiplicado por la concentración del contaminante en el agua, proporciona una estimación de la concentración de contaminante en el pescado, facilitando el análisis de la exposición a estos alimentos.
- Bioacumulación: incremento progresivo de la concentración de una sustancia química en un organismo como consecuencia de una mayor capacidad de acumulación que de metabolización. La bioacumulación es el resultado de la acumulación de pequeñas concentraciones no tóxicas en el organismo hasta alcanzar concentraciones tóxicas. Incluye una acumulación tanto desde el medio como a través de la alimentación. Así se define el “potencial de bioacumulación”, como la capacidad de un organismo vivo de concentrar una sustancia obtenida directamente del medio que lo rodea o indirectamente a través de la comida.
- Biomagnificación: secuencia de procesos en un ecosistema a través de los cuales se incrementan las concentraciones de compuestos tóxicos en los niveles tróficos superiores.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 86/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA1XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

En cuanto al muestreo y/o la modelización para esta vía de exposición, cabe realizar los siguientes comentarios en función del tipo de alimento a considerar:

- Marisco y Pescado: si bien el uso de datos medidos es mejor en la determinación de la concentración en marisco y pescado, es importante una cuidadosa valoración del plan de muestreo y análisis, de modo que las campañas recojan las especies más representativas, se seleccionen los órganos o vísceras a analizar y que los límites de detección sean adecuados. Ante la ausencia de mediciones directas, se deberá valorar por un lado si el compuesto puede bioconcentrarse (ej. a través de la ingesta de agua) o se bioacumula (ej. a través de la ingesta de alimentos, sedimentos y agua).

Por ejemplo, los compuestos orgánicos volátiles de bajo peso molecular no tienden a bioacumularse. Otros compuestos tienden a acumularse solo en determinadas especies, como por ejemplo, los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs), que se acumulan en moluscos pero no en peces, ya que estos son capaces de metabolizarlos rápidamente.

Para todos los compuestos que se bioconcentren en especies acuáticas se utiliza el factor de bioconcentración (BCF) para estimar la concentración de exposición en condiciones de estado estacionario. Los factores de bioconcentración pueden obtenerse de la bibliografía, o en su defecto, derivarse a partir de ecuaciones de regresión basadas en el coeficiente de partición octanol/agua (Kow).

- Plantas: las plantas pueden estar expuestas a la contaminación a través del aire, el suelo y el agua. En general, se recomienda la toma de muestras. Si bien existen algunos modelos publicados para la estimación de las concentraciones acumuladas en tejidos vegetales, el número de incertidumbres asociadas es normalmente muy elevado.
- Animales terrestres: si no se dispone de muestras de tejido, la estimación de la contaminación en la carne, los huevos y la leche debe realizarse mediante el empleo de los coeficientes de transferencia y la ingesta total y diaria de cada alimento. Es importante tener en consideración todas las fuentes de contaminación a las que puede acceder el animal (ingesta de plantas, agua, suelo, sedimentos, inhalación de vapores).

### 5.3.2. CONCENTRACIÓN EN EL PUNTO DE EXPOSICIÓN EN PRESENCIA DE FASE LIBRE

En presencia de fase libre móvil, como se ha indicado en los primeros apartados del documento, la evaluación de riesgos queda dificultada puesto que al constituir un foco activo de contaminación, sus conclusiones no serían definitivas o robustas en el tiempo, ya que las condiciones del medio podrían empeorar, y además se incumplen las premisas necesarias para la aplicación de los modelos de propagación de la contaminación más utilizados, y en particular los de volatilización y los de transporte en disolución por las aguas subterráneas.

La forma apropiada de proceder en estos casos sería retirar previamente el foco y la fase libre, que han de ser eliminados para evitar la introducción de sustancias prohibidas a las aguas subterráneas, hasta



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 87/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA1XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

alcanzar niveles de afección inferiores a las concentraciones indicativas de fase libre de la US EPA y del CRCCARE australiano (ver “Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados”), y evaluar los riesgos sobre las concentraciones remanentes.

Si se deseara proseguir no obstante la evaluación de riesgos con los datos recabados de investigaciones realizadas en presencia de fase libre, para decidir la solución técnica más idónea para la remediación global del emplazamiento, no solo la retirada de fase libre, se tendrían que solventar las dificultades técnicas que la misma ofrece, y en particular:

- El foco o los focos de la afección deben haber sido identificados y eliminados.
- Se debe demostrar que la pluma de fase libre se ha delimitado, y se haya en estado estacionario o en regresión.
- Para evaluar los riesgos por vías de exposición indirectas, debe disponerse de concentraciones de los contaminantes en las aguas subterráneas y el gas del suelo en contacto con la fase libre, o bien en un punto ubicado entre la fase libre y los posibles receptores, de manera que se evite esa parte de la modelización.

Para delimitar la fase libre en todas las direcciones debe disponerse de una red piezométrica suficientemente extensa, y haber constatado mediante controles periódicos realizados en dicha red, durante más de un ciclo anual completo, que los espesores de fase libre y las concentraciones existentes se mantienen o se reducen.

Para la evaluación de los riesgos por vías indirectas, en lo que a las aguas subterráneas se refiere, se debe disponer de controles en los piezómetros exteriores de la red antes mencionada, aguas abajo de la pluma de fase libre, con concentraciones propias de fase disuelta.

En lo que se refiere al gas del suelo, debería disponerse igualmente de varias campañas de medida del gas del suelo, que cubran al menos un ciclo anual completo (ver indicaciones al respecto establecidas en la Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados), en profundidad junto a la fuente en las zonas de mayor acumulación de fase libre, y si hubiera edificaciones, junto a la cimentación, bajo la solera o incluso en el interior de las mismas.

Existe una alternativa teórica a estas campañas de mediciones, consistente en adoptar de manera conservadora las máximas concentraciones posibles, tanto en las aguas como en la fase vapor del suelo. Para ello, se deben utilizar en aguas la solubilidad de cada contaminante, y en la fase vapor la máxima cantidad de gas de una sustancia de acuerdo a la ley de gases ideales.

$$C_{max, gw} = S$$

$$C_{max, v} = \frac{P_v \times MW}{R \times T} \times 1E+09$$

$C_{max, gw}$  : Concentración máxima teórica esperable en las aguas subterráneas (mg/L)

S: Solubilidad del compuesto individual puro (mg/L)

$C_{max, v}$  : Concentración máxima teórica esperable en la fase vapor ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

PV: Presión de vapor del compuesto (atm)



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 88/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

MW: Peso molecular del compuesto (g/mol)  
R: Constante de gas universal (0,0821 L\*atm/mol\*K)  
T: Temperatura (°K)  
1E+09: Factor de conversión de unidades de g/l a µg/m³ (µg\*L/g\*m³)

En el caso bastante probable de que la fase libre sea una mezcla de varios compuestos, se puede contemplar la reducción en la presión de vapor o la solubilidad de los hidrocarburos cuando están presentes otros compuestos de su misma naturaleza. Para ello es necesario conocer la fracción molar de cada compuesto dentro de la mezcla de hidrocarburos, a mayor fracción molar mayor será su presión de vapor y solubilidad en detrimento del resto de compuestos del grupo.

Multiplicando la fracción molar del compuesto a la solubilidad (Ley de Raoult) se obtiene la solubilidad efectiva, mientras que si la aplicamos a la máxima concentración de vapor obtendremos la concentración efectiva de vapor aplicando el mismo principio.

$$C_{max, gw} = X \times S \qquad C_{max, v} = X \times \frac{P_v \times MW}{R \times T} \times 1E+09$$

X: Fracción molar del compuesto "i" en la fase libre (-)

La fracción molar de cada compuesto queda determinada por la fracción másica del compuesto dentro de la fase libre y la ratio entre los pesos moleculares de la fase libre y del compuesto puro.

$$X = \frac{C_{i\ napl} \times MW_{\ napl}}{\rho_{\ napl} \times MW_i} = M_{Fi} \times \frac{MW_{\ napl}}{MW_i}$$

Ci napl: Concentración del compuesto "i" en la fase libre (mg/L)  
MW napl: Peso molecular medio de la fase libre (g/mol)  
ρ napl: Densidad de la fase libre (mg/L)  
Mwi: Peso molecular del compuesto "i" (g/mol)  
Mfi: Fracción másica del compuesto "i" dentro de la fase libre (-)

Existen valores bibliográficos para el peso molecular medio de diferentes mezclas de hidrocarburos, y aunque también existen para la fracción másica de cada compuesto en dicha mezcla, es más representativo obtener este valor de analíticas específicamente llevadas a cabo sobre la fase libre del emplazamiento.

Hay que tener en cuenta que la fracción másica de cada compuesto individual en la fase libre puede cambiar dentro del mismo emplazamiento en el espacio así como en el tiempo, lo cual supone una limitación o dificultad a esta aproximación. Puede variar en el espacio debido a la existencia de varios focos de afección simultáneos con diferente composición (por ejemplo gasolina y diésel), o a la pérdida preferente de los compuestos más volátiles conforme la fase libre avanza en profundidad o en la distancia. También puede variar en el tiempo por la pérdida preferente de esos mismos compuestos más



volátiles conforme se produce el envejecimiento del producto liberado. Es preciso disponer de medidas representativas de la composición de la fase libre, y valorar su posible evolución en el tiempo en el análisis de incertidumbres.

Esta alternativa de emplear las máximas concentraciones teóricas ha sido empleada tradicionalmente para las aguas subterráneas. Para los vapores del suelo es menos frecuente, y aunque la fórmula es utilizada por EPA para evaluar qué compuestos pueden ser de interés para la intrusión de vapores, realmente no es empleada en la evaluación de riesgos, para lo cual EPA es partidaria de chequear las distancias laterales y verticales respecto a la zona afectada y efectuar medidas experimentales de los vapores del suelo. Si es empleada no obstante por algunas otras fuentes, como por ejemplo API (2005), la agencia ambiental británica a través de CL:AIRE (2014), la agencia de protección ambiental italiana APAT (2008), el CRC CARE australiano (2011) o el departamento de protección ambiental de Pensilvania (2019).

Las máximas concentraciones disueltas determinadas de esta forma para las aguas subterráneas podrían ser empleadas como concentraciones de partida en el modelo Doménico o equivalente, para evaluar los riesgos indirectos off site a partir de las aguas subterráneas.

Las solubilidades y solubilidades efectivas no deben ser empleadas como concentraciones características de las aguas subterráneas para cualquier vía de exposición, y en particular para la vía de inhalación de vapores en las inmediaciones de la ubicación del foco, ya que la fase libre, sea residual o móvil, contribuye a la emanación de vapores hacia el subsuelo, y en proporciones aún más significativas que la fase disuelta según la última guía de intrusión de vapores de la U.S. EPA (EPA, 2015).

Según esa misma guía así como la del CRCCARE australiano, aún no diferenciándose netamente en los piezómetros una fase libre móvil, concentraciones en los suelos o en las aguas subterráneas por encima de unos determinados niveles, que se incluyen en el documento "Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados", indicativos también de la presencia de fase libre (p.ej. LNAPL residual), actúan y tienen el mismo potencial de intrusión de vapores que una fase libre móvil físicamente observable.

Para la evaluación de la inhalación de vapores en espacios abiertos o cerrados de receptores ubicados en superficie, en zonas situadas sobre o próximas lateralmente a áreas con presencia de fase libre o concentraciones indicativas de fase libre, bien sea en los suelos bien en las aguas subterráneas, se ha de recurrir a las concentraciones medidas experimentalmente en el gas del suelo o a las máximas concentraciones teóricas esperables en esa fase vapor a partir de la ley de gases ideales, las cuales pueden ser empleadas como concentraciones de partida en el modelo de Johnson & Ettinger de EPA, o en alguna otra aplicación que aplique este modelo, con o sin biodegradación, a partir de las concentraciones en el gas del suelo (p.ej. Biovapor, PVIScreen, RISC,...).

Alguna aplicación para la evaluación de riesgos (RBCA Tool Kit), tiene en cuenta las concentraciones totales obtenidas en los suelos o las aguas subterráneas a la hora de calcular los riesgos, con independencia de que se superen las concentraciones de saturación en suelos o la solubilidad en aguas, ofreciendo un resultado que es únicamente orientativo, ya que no se cumplen las premisas de los modelos empleados. Sin embargo, en la evaluación de riesgos a la inversa para establecer valores objetivo, no tiene en cuenta valores objetivo que superen esa concentración de saturación ni el límite de



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 90/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

solubilidad o la solubilidad efectiva en caso de emplear la Ley de Raoult, por lo que solo tienen en cuenta los riesgos que puede aportar la fase disuelta o las concentraciones en el suelo hasta la concentración de saturación. Esta valoración de riesgos a la inversa solo sería válida en caso de llevar a cabo una remediación del emplazamiento que consiguiera rebajar las concentraciones hasta niveles de contaminación inferior a las solubilidades o solubilidades efectivas contempladas y la concentración de saturación en suelos.

Por otro lado, para las vías de exposición directas, por ejemplo la ingestión y contacto dérmico con suelos superficiales afectados, o la ingestión de aguas subterráneas en pozos ubicados dentro de la zona afectada con fase libre, se deben emplear las concentraciones totales determinadas, que son a las que estarían expuestos esos receptores, y que no se ven influenciadas por las limitaciones de los modelos de transporte.

### 5.3.3. TASA DE CONTACTO

La tasa de contacto determina la cantidad de medio contaminado al que queda expuesto un receptor por unidad de tiempo. La elección del valor más apropiado de tasa de contacto debe estar claramente justificada, por la enorme repercusión que tiene sobre la cuantificación de la exposición.

Caso de disponerse de datos estadísticos de la población expuesta, se deberá emplear el percentil 95, o en su defecto el percentil 90, salvo excepciones como en la superficie de piel expuesta, para la que se adopta el percentil 50 en consonancia con el peso medio del cuerpo. Si no se dispone de datos estadísticos deberá recurrirse al empleo de datos bibliográficos de reconocido prestigio y que se adapten a las condiciones del emplazamiento. Actualmente las mejores fuentes existentes para estos datos son las siguientes:

- Exposure factors handbook y Exposure factors handbook - Highlights (EPA 2011)
- Child exposure factors handbook (EPA 2008)
- Dermal exposure assessment: principles and applications (EPA 1992).
- Risk assessment guidance for Superfund. Volume I. Human health evaluation manual. Supplemental guidance: standard default exposure factors (EPA 1991)
- Exposure factors sourcebook (American Industrial Health Council 1994)
- Exposure factors sourcebook for european populations (with focus on UK DATA) (ECETOC 2001).
- Australian Exposure Factor Guidance (2012).
- Guía Metodológica – Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas, IHOBE 1998.
- Guía de Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas 2001-2006, Comunidad de Madrid

En la tabla adjunta se definen las distintas tasas de contacto en función de las vías de exposición.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 91/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

**Tabla 20: Tasas de contacto a contemplar por vía de exposición**

| Vía de Exposición  | Tasa                                    | Descripción  | Tipo de Actividad   |
|--|---|--|---|
| Inhalación de vapores y partículas   | Tasa de inhalación                      | Volumen de aire inspirado por unidad de tiempo (m <sup>3</sup> /h o m <sup>3</sup> /día) | <ul style="list-style-type: none"> <li>• En reposo (ej. dormir)</li> <li>• Actividades sedentarias (ej. estar sentado o de pie sin moverse)</li> <li>• Actividades ligeras (ej. caminar entre 2 – 5 km/h)</li> <li>• Actividades moderadas (ej. caminar rápido entre 5 – 7 km/h o correr despacio)</li> <li>• Actividades pesadas (ej. correr)</li> </ul> |
| Ingestión de suelo<br>Ingestión de agua<br>Ingestión de sedimentos<br>Ingestión de alimentos | Tasa de ingestión <sup>(a)</sup>        | Masa de agua, suelo, sedimentos o alimentos ingeridos por unidad de tiempo (g/día)       | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ingestión de agua potable:<br/>Clima caliente<br/>Clima templado<br/>Clima frío</li> <li>• Ingestión de suelo accidental o deliberada (niños)</li> <li>• Ingestión de sedimentos</li> <li>• Ingestión de alimentos</li> </ul>  |
| Contacto dérmico agua (uso del agua, baño, natación)<br>Contacto dérmico con suelo           | Tasa de contacto dérmico <sup>(b)</sup> | Superficie de piel expuesta al medio contaminado (cm <sup>2</sup> )                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Exposición al suelo: todo el cuerpo o partes del cuerpo</li> <li>• Exposición al agua: todo el cuerpo (baño, natación) o partes del cuerpo</li> </ul>  |

En la siguiente tabla se incorporan valores por defecto extraídos de varias de las fuentes indicadas para receptores residenciales e industriales estándar, así como otro tipo de receptores con tasas de contacto más específicas y que suelen ser de utilidad en algunos emplazamientos.



**Tabla 21: Valores por defecto para los parámetros de exposición**

| Factor de exposición                                 | Unidades     | Residente estándar<br>Niño/Joven/Adulto  | Trabajador<br>estándar<br>Int/Ext | Paseante y<br>Deportista<br>Joven/Adulto | Usuario zona verde<br>Niño/Joven/Adulto | Zona escolar<br>Niño / Joven | Trabajador<br>construcción | Trabajador<br>agrícola |
|--|--------------|--|-----------------------------------|--|---|------------------------------|----------------------------|------------------------|
| Tiempo promedio cancerígenos                         | años         | 78   | 78                                | 78                                       | 78                                      | 78                           | 78                         | 78                     |
| Tiempo promedio no cancerígenos                      | años         | 6 / 12 / 30  | 25                                | 12 / 30                                  | 6 / 12 / 30                             | 6 / 12                       | 1                          | 25                     |
| Peso corporal  | Kg           | 15 / 35 / 70   | 70                                | 35 / 70                                  | 15 / 35 / 70                            | 15 / 35                      | 70                         | 70                     |
| Duración exposición                                  | años         | 6 / 12 / 30  | 25                                | 12 / 30                                  | 6 / 12 / 30                             | 6 / 12                       | 1                          | 250                    |
| Frecuencia exposición                                | días/año     | 350  | 250                               | 130                                      | 210                                     | 180                          | 250                        | 25                     |
|  | h / día      | 24   | 8                                 | 2  | 4                                       | 6                            | 8                          | 3                      |
| Superficie corporal expuesta                         | cm2/día      | 1676 / 3270 / 5700   | 3300                              | 6280 / 10190                             | 3097 / 7060 / 11515                     | 2776 / 6280                  | 3300                       | 3300                   |
| Factor de adherencia dermal                          | mg/cm2       | 0,2 / 0,2 / 0,07   | 0,2                               | 0,2 / 0,4                                | 0,4/0,5                                 | 0,2                          | 0,3                        | 0,3                    |
| Tasa de ingestión accidental de suelo                | mg/día       | 200 / 200 / 100  | 50/100                            | 200 / 100                                | 200 / 100                               | 200                          | 330                        | 480                    |
| Tasa de ingestión de agua potable                    | l/día        | 1 / 1,4 / 2,9  | 1,5                               | -  | -                                       | -                            | 2,9                        | 2,9                    |
| Tiempo de exposición por baño                        | hora/ evento | 1 / 3 / 3  | -                                 | -  | -                                       | -                            | 0,5                        | 0,5                    |
| Frecuencia de baño                                   | eventos/año  | 12   | -                                 | -  | -                                       | -                            | 250                        | 250                    |
| Tasa de ingestión accidental de agua durante el baño | l/hora       | 0,12 / 0,12 / 0,07   | -                                 | -  | -                                       | -                            | -                          | -                      |
| Superficie corporal expuesta durante baño            | cm2          | 4787 / 10810 / 19200   | -                                 | -  | -                                       | -                            | 3300                       | 3300                   |
| Tasa de ingestión de frutas/verduras aéreas          | Kg/día       | 0,003 / 0,006 / 0,006 <sup>1</sup><br>0,016 / 0,032 / 0,032 <sup>2</sup>       | -                                 | 0,012                                    | 0,006 / 0,012 / 0,012                   | -                            | -                          | 0,012                  |
| Tasa de ingestión de alimentos de raíz               | Kg/ día      | 0,0008 / 0,0015 / 0,0015 <sup>1</sup><br>0,0038 / 0,0075 / 0,0075 <sup>2</sup> | -                                 | -  | -                                       | -                            | -                          | 0,0045                 |

1 Escenario residencial con pequeño huerto 2 Escenario agrícola

En referencia a estas tasas de contacto, se realizan a continuación algunas consideraciones:

- En escenarios no industriales, la evaluación de riesgos no cancerígenos se hará sobre el grupo de edad más sensible de entre los que puedan estar presentes. Así pues, en un escenario residencial tipo y en una zona verde, el receptor para estos riesgos no cancerígenos será el niño (0-6 años), mientras que para una actividad deportiva será el adolescente (6-12 años), y para un centro escolar dependerá de su naturaleza (infantil, primaria o secundaria).
- En esos mismos escenarios, las evaluaciones de riesgos cancerígenos tendrán en cuenta las tasas de contacto asignadas a las diferentes etapas de la vida humana, ponderadas en función de la duración de cada una de estas etapas respecto al total contemplado.
- El tiempo de vida medio se adopta en función del recomendado por EPA "Exposure factors handbook".
- El peso corporal para niños y adolescentes se ha calculado como media ponderada entre los diferentes intervalos de edad contemplados por EPA "Exposures factors handbook". Para los adultos, la media aritmética de los valores medios para hombres y mujeres del documento ECETOC "Exposure factors sourcebook for european populations" es de 73,65. No obstante las constantes toxicológicas se derivan normalmente para pesos corporales de 70 Kg (EPA "Exposure factors handbook"), por lo que para evitar realizar ajustes, y dada la escasa diferencia, se mantiene en 70 Kg.
- Las superficies corporales expuestas se han extraído o calculado a partir de la información recogida en los documentos EPA "Supplemental guidance for developing SSLs" y "Child exposure factors handbook" y del documento ECETOC "Exposure factors sourcebook for european populations".

Para un receptor residencial tipo se ha considerado la superficie combinada de cabeza, brazos y manos. Para un escenario industrial solamente se han tenido en cuenta brazos y manos. Para un paseante/deportista se toman en consideración cabeza, brazos, manos y piernas, para el usuario de zonas verdes cabeza, brazos, manos, piernas y pies, y finalmente para el bañista se considera la superficie corporal completa.

- Los factores de adherencia dermal son los recogidos en el documento EPA "Supplemental guidance for developing SSLs", salvo para el receptor deportista y el usuario de zona verde, que se apartan del escenario residencial tipo, para los que se han adoptado los valores recogidos en el documento EPA "Exposure factors handbook" para el deporte en exteriores y las actividades con suelo respectivamente.
- Las tasas de ingestión accidentales de suelo provienen de los documentos EPA "Exposure factors handbook" (P95 para niños), "Supplemental guidance for developing SSLs" y "Standard default exposure factors". Para el receptor industrial se diferencian tasas según sea el trabajo en exteriores o interiores.

Las tasas de ingestión de agua potable para receptores residenciales se han calculado a partir de los datos reflejados (P95) en el documento EPA "Exposure factors handbook", ponderados según los diferentes intervalos de edad contemplados. Se han preferido los datos EPA a los aportados en el documento ECETOC "Exposure factors sourcebook for european populations" por



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 94/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

considerarlos más representativos por tamaño de las encuestas, diversidad geográfica, período temporal y actualidad.

Para el trabajador industrial/comercial estándar, ante la ausencia de datos específicos, se adopta un valor similar a la mitad del valor para los adultos residenciales, considerando que la ingesta de agua es voluntaria y no accidental como en el caso de los suelos, y que la tasa puede ser más o menos proporcional al tiempo. Considerando un período hábil de 16 horas para la ingesta de agua para el receptor residencial, durante las 8 horas del período laboral las tasas pueden ser aproximadamente la mitad.

Para los trabajadores agrícola y de la construcción, se adoptan las mismas tasas diarias que para el adulto residencial, ya que para este tipo de trabajos con mayor grado de actividad, es de esperar que las tasas de ingestión sean mayores que para un receptor industrial.

- Las tasas de ingestión accidental de agua durante el baño, están basadas en el documento EPA "Child exposure factors handbook". Estas tasas se han asociado al receptor residencial, pero podrían aplicarse a algún otro receptor en función de las circunstancias del emplazamiento (p.ej. usuario de instalación deportiva, zona de baño, etc.)
- Para la adopción de las tasas de ingestión de frutas/verduras y alimentos de raíz, se han tomado en consideración los datos de ingesta media anual per cápita de alimento para Andalucía, de la Base de Datos de Consumo en Hogares elaborada por el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, y para el período 2004-2016.

Estas tasas son establecidas por el Ministerio dividiendo el consumo total anual de cada alimento por la población de la Comunidad Autónoma. Debido al reducido tamaño de la población infantil de 0-6 años respecto al resto, las tasas de ingesta de los adolescentes y adultos no difiere significativamente de los datos medios anuales globales.

Para la particularización de tasas para la edad infantil, se han empleado tasas iguales al 50% de la dicha tasa general, tomando como referencia al modelo holandés CSOIL que emplea ese mismo porcentaje, así como a un artículo en la materia (Serra Sister P. y Tortajada E., 2000) donde se indican tasas de consumo infantil de frutas en torno al 60% de las tasas de consumo para un adulto y del 64% respecto a las tasas de consumo global.

Se han tenido en cuenta cuatro grupos de alimentos: patata, frutas y aceitunas, hortalizas y legumbres. Las ingestas resultantes, en peso húmedo, se han extrapolado a peso seco para equipararlas con los factores de bioconcentración y con la expresión de las concentraciones en suelo, empleando para ello los siguientes factores de conversión extraídos del documento US EPA Soil Screening Guidance: Technical Background Document Appendix G y de Bastin S., Henken K. (1997) "Water content of fruits and vegetables": patata (0,21), frutas (0,15), aceitunas (1,0), hortalizas (0,085) y legumbres (1,0).

Se han considerado dos escenarios posibles con tasas de ingestión muy diferenciadas.

El primer escenario es de tipo residencial en el que se dispone de un pequeño huerto, que es capaz de proporcionar únicamente el 10% de la tasa de ingesta anual de frutas, aceitunas y hortalizas de sus habitantes.

El segundo escenario es de tipo agrícola, con elevada disponibilidad de terreno, en el que diferentes tipos de cultivos pueden proporcionar hasta un 50% de las ingestas anuales de frutas,



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 95/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

aceitunas, hortalizas, legumbres y patatas de los propietarios y trabajadores de la explotación así como de sus familias.

Las fracciones de autoconsumo del 10% y el 50% (porcentaje de alimento potencialmente contaminado que se incorpora junto con otros alimentos procedentes de otras zonas diferentes al emplazamiento en la dieta total del individuo), se han extraído de documento en la materia del Consejo de Ministros en Medio Ambiente canadiense (CCME) precisamente para un receptor de tipo residencial y agrícola, y estarían en consonancia con la fracción de autoconsumo genérica (30%) recomendada en el documento EPA “Standard default exposure factors” y por las agencias ambientales sueca y noruega.

Debido a que se parte de consumos totales anuales divididos por la población total, las tasas obtenidas son en realidad medias anuales aunque traducidas a consumos diarios proporcionales, que ya integran períodos estacionales de mayor y menor consumo, días a lo largo del año en que no se consume el alimento, etc. Por tanto, estas tasas deben ser empleadas normalmente con frecuencias de exposición anuales completas (365 días/año), y son susceptibles de ser rebasadas por algunos individuos, lo que deberá tenerse en cuenta en el análisis de incertidumbres.

- Las tasas de inhalación de aire no se especifican puesto que en principio, de acuerdo a las recomendaciones de la EPA en este campo, no deberían emplearse en los cálculos, ya que la cantidad de contaminante que penetra por el tracto respiratorio, no es una simple función de la tasa de inhalación y el peso del cuerpo humano. Por ello no se trabaja con dosis sino con concentraciones recibidas y de referencia, contemplando en la derivación de estas últimas (al menos en IRIS) entre otros, factores de seguridad que extrapolan los resultados obtenidos en ensayos animales de una duración determinada, a exposiciones continuas (de 24 horas). Es lo que se denomina en EPA “Metodología Dosimétrica de Inhalación”.

No obstante, en caso de que las constantes toxicológicas inhalatorias empleadas no procedan de IRIS y no se tenga constancia de que en su derivación se haya adoptado una metodología equiparable a la de EPA, o sobre todo cuando se hayan calculado a partir de dosis de referencia inhalatorias asumiendo tasas de inhalación por defecto de 20 m<sup>3</sup>/día y pesos corporales de 70 Kg, sí puede ser conveniente ajustar la evaluación realizada mediante una tasa inhalatoria apropiada al receptor considerado.

En general esto sólo será preciso para aquellos receptores cuyas tasas de inhalación se diferencien sustancialmente del valor por defecto de 20 m<sup>3</sup>/día, valor que en su momento estableció la EPA como una estimación razonable para caracterizar al individuo razonablemente más expuesto en la mayoría de las situaciones posibles.

En la siguiente tabla se sintetizan valores de percentiles superiores de tasas inhalatorias publicados por EPA (Exposure factors handbook), para actividades de corta duración y a largo plazo, y para diferentes patrones de actividad. Los valores aportados por EPA se han agrupado en los 3 grupos de edad habitualmente considerados en evaluaciones de riesgos (niños 0-6 años, adolescentes 6-12 años y adultos), estimándose para cada grupo la media ponderada en el tiempo de los valores asignados por EPA en los diferentes intervalos.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 96/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

**Tabla 22: Tasas de inhalación agudas y crónicas**

| Tasa de inhalación crónica (m3/día) P95         |        |                    |                  |                    |                |
|---|--------|--------------------|------------------|--------------------|----------------|
| Niños   | 12,9   |                    |                  |                    |                |
| Adolescentes                                    | 16,6   |                    |                  |                    |                |
| Adultos   | 19,9   |                    |                  |                    |                |
| Tasa de inhalación de corta duración (m3/h) P95 |        |                    |                  |                    |                |
|   | Reposo | Actitud sedentaria | Actividad ligera | Actividad moderada | Alta actividad |
| Niños   | 0,35   | 0,35               | 0,85             | 1,61               | 2,90           |
| Adolescentes                                    | 0,38   | 0,38               | 0,90             | 1,74               | 3,54           |
| Adultos   | 0,42   | 0,42               | 0,96             | 2,15               | 4,29           |

Teniendo en cuenta un receptor residencial con una actividad de 8 horas de reposo y 16 h de actividad ligera, así como un trabajador industrial/comercial con 8 h de actividad moderada, los percentiles superiores de inhalación del receptor adulto, tanto residencial como industrial, e incluso el adolescente no se diferencian significativamente del valor diario por defecto (20 m3).

Sí puede haber diferencias más importantes por ejemplo por exceso para la población infantil, o por defecto para trabajadores en exteriores para los que EPA cita específicamente tasas a corto plazo conservadoras (P99) de 3,9 m3/h, y específicas para los trabajadores de la construcción entre 3,66 m3/h (P99) y 4,26 m3/h (P95) según diferentes estudios.

En estos casos, y fundamentalmente para cuando se haya derivado la Concentración de referencia (RfC) a partir de una Dosis de referencia (RfD), exclusivamente para la exposición a esos contaminantes, se podrían ajustar las exposiciones alterando proporcionalmente el tiempo de exposición de la siguiente forma:

$$EF = \frac{EF_o \cdot IR \frac{m^3}{\text{día}}}{20 m^3 / \text{día}}$$

donde:

EF: Frecuencia de exposición resultante ajustada

EFo: Frecuencia de exposición inicial

IR: Tasa de inhalación diaria del receptor considerado.



#### 5.3.4. FRECUENCIA Y DURACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

La frecuencia y la duración de la exposición se emplean para estimar el tiempo total de la exposición.

Caso de disponerse de datos estadísticos sobre los hábitos de la población expuesta y en particular de los tipos de receptores considerados, se deberá emplear el percentil 95, o en su defecto el percentil 90.

Algunos valores de frecuencia y duración de exposición se ofrecen en las guías de análisis de riesgos del País Vasco y de la Comunidad de Madrid, sin embargo, en la mayor parte de los casos rara vez se cuenta con esta información y sobre todo con valores del percentil 95, por lo que deberá realizarse una estimación conservadora pero razonable de la exposición.

En general, la metodología de evaluación de riesgos emplea para los receptores estándar una estimación de la duración de la exposición residencial en un mismo hogar de 6/12/30 años (según etapa vital) y la comercial/industrial en un mismo lugar de trabajo de 25 años.

Al igual que con las tasas de contacto, los riesgos no cancerígenos en escenarios no industriales se evaluarán teniendo en cuenta la duración de la exposición del receptor de edad más sensible (niños > adolescentes > adultos), y para los riesgos no cancerígenos un media ponderada de las correspondientes al perfil de edades que cabe esperar en ese escenario.

Estos valores están basados en percentiles superiores de los hábitos de la población norteamericana, y no constan en la actualidad valores equiparables para la población europea y española en particular, aunque los datos que ofrece ECOTOC en su documento "Exposure factors sourcebook for european populations", muestran que los hábitos de la población laboral española puede diferenciarse de los valores americanos, ya que más del 18% de esta población permanece en el mismo puesto de trabajo durante 20 años o más, no aportándose el porcentaje para un mayor número de años, pero constatándose que estas ratios son muy superiores (un 10% aproximadamente) a las registradas en EEUU para ese mismo número de años, y superiores también aunque en menor medida a la del resto de países europeos.

Por tanto, a falta de datos estadísticos concluyentes, puede ser prudente incrementar esa duración de la exposición al menos en el apartado de incertidumbres del ACR, considerando duraciones de exposición industriales/comerciales mayores a las contempladas (en Reino Unido por ejemplo contemplan 49 años).

La frecuencia de exposición, al menos para los receptores estándar, presenta un menor grado de incertidumbre, estableciéndose generalmente en 350 días/año y 250 días/año para usos residenciales y comerciales respectivamente. Este último parámetro podría ajustarse razonablemente a 230 días/año para contemplar el periodo vacacional, tal como se refleja en la encuesta mencionada en la Guía de análisis de riesgos del País Vasco, siempre y cuando se contemple igualmente una duración de la exposición más conservadora como se apuntaba anteriormente.

En la tabla anterior se han indicado otras duraciones y frecuencias de exposición para receptores diferentes a los estándar, pero que pueden ser de utilidad en algunas evaluaciones de riesgos.



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 98/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA1XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

Para el paseante y el deportista al aire libre se adopta la duración de exposición de un receptor residencial de edad adolescente y adulta, y una frecuencia basada en los intervalos superiores indicados para actividades deportivas en ambientes exteriores e interiores (al aire libre o en instalaciones deportivas abiertas o cubiertas) en la Guía de análisis de riesgos de la Comunidad de Madrid.

Para el trabajador agrario se considera una duración de exposición comercial estándar y una frecuencia basada en los intervalos superiores indicados para este tipo de actividades en la Guía de análisis de riesgos de la Comunidad de Madrid.

Para el usuario de zona verde se considera una duración de exposición de un receptor residencial estándar (incluyendo niños), y una frecuencia basada en los intervalos superiores contemplados para actividades recreativas en la Guía de análisis de riesgos de la Comunidad de Madrid.

Para el usuario de zona escolar se considera la duración de exposición de un receptor residencial infantil y adolescente (emplear según tipo de centro escolar), y una frecuencia basada en los intervalos superiores contemplados para actividades escolares en la Guía de análisis de riesgos de la Comunidad de Madrid. El análisis de la exposición para el trabajador de estos centros escolares seguiría patrones similares a los de un trabajador estándar.

Para el trabajador de la construcción se considera una duración de exposición de 1 año, pues es el valor que se suele adoptar por defecto para este tipo de receptores, no obstante, se deberá adecuar a la realidad si existieran proyectos constructivos concretos planificados para el emplazamiento analizado. La frecuencia de exposición sería la habitual de un receptor comercial estándar. A este receptor se le han asignado unos valores de duración y frecuencia de exposición específicas de “baño”, que en realidad corresponderían al contacto dérmico con aguas subterráneas en caso de realizarse trabajos en el subsuelo hasta profundidades inferiores al nivel freático. Sus valores están basados en los recomendados para esta exposición en la Guía de análisis de riesgos de la Comunidad de Madrid.

Para algunos de los receptores no estándar contemplados se han asignado frecuencias de exposición diarias y horarias, ya que su actividad no se prolonga durante toda la jornada diaria o laboral. Igual puede ocurrir con otros receptores urbanos o comerciales no estándar presentes en un emplazamiento dado y no contemplados en este documento.

Sus exposiciones pueden ser diferentes a las de un receptor que vive o trabaja las 24 u 8 horas diarias de un receptor residencial o comercial estándar, aunque su estimación entraña dificultades.

Para las vías por contacto directo, la ingesta accidental de suelo y la absorción dérmica no se reducen linealmente con un menor tiempo de exposición, puesto que estos inputs tienen una componente fuerte de aleatoriedad. Las tasas de contacto se normalizan a períodos diarios pero no son linealmente dependientes del tiempo. Por tanto no es posible ajustar las dosis recibidas en función de un mayor o menor número de horas diarias de exposición.

Para las vías inhalatorias la dosis recibida sí es proporcional al tiempo de exposición. La exposición se valorará aplicando el procedimiento EPA (RAGS Vol1 Part F), de la siguiente forma:



|              |                                |   |               |
|--------------|--------------------------------|---|---------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 99/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |               |

- Clasificar primero la exposición como aguda, subcrónica o crónica, entendiendo como tales, aproximadamente, lo siguiente:

Aguda: exposiciones pocos días, 24h o menos. Las exposiciones agudas se reservan para exposiciones que, aunque se puedan repetir con cierta periodicidad, duran pocas horas y no tienen una gran continuidad en el tiempo. P.ej. la de un paseante o deportista al aire libre.

Subcrónica: exposiciones que van desde los 30 días hasta un 10% de la vida humana (7 años aprox.). Serían exposiciones continuadas pero que no se prolongan muchos años. P.ej. la de un trabajador de la construcción.

Crónica: exposiciones que se prolongan más de un 10% de la esperanza de vida humana.

- Calcular las concentraciones de exposición introduciendo una pequeña modificación en la fórmula de cálculo tradicional, introduciendo el término "Tiempo de exposición" para contemplar tiempos horarios en lugar de diarios, y trabajar con tiempos promedios también expresados en horas en lugar de en años.

$$EC = \frac{CA \cdot ET \cdot EF \cdot ED}{AT}$$

Donde:

EC: Concentración de exposición ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

CA: Concentración del contaminante en aire ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

ET: Tiempo de exposición (h/día)

EF: Frecuencia de exposición (días/año)

ED: Duración de exposición (años)

AT: Tiempo promedio. ED para no cancerígenos y duración de la vida (78 años) para cancerígenos, expresados en horas ( $n^\circ$  años \* 365 días/año \* 24 horas/día).

Esto es equivalente a emplear la fórmula tradicional (sin el término ET y expresando AT en días al multiplicar los años correspondientes por 365), y reducir EF al número de días completos de 24 horas que resultan en una exposición en horas equivalente al de ET y EF.

$$EF_{24h} = \frac{ET \cdot EF}{24}$$

En caso de exposiciones agudas, y si se dispone de la correspondiente constante toxicológica aguda, se puede emplear directamente la concentración determinada en el aire del punto de exposición, sin necesidad de aplicar la fórmula.

Si la constante toxicológica no procede de IRIS y no se tiene constancia de que se hayan empleado factores de seguridad para contemplar la exposición continua, y sobre todo cuando se haya derivado a partir de una dosis de referencia, el término AT se adoptará igual a la duración de la



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 100/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

jornada habitual de cada receptor, es decir, de 24 h/día para el receptor residencial y de 8 h/día para el receptor industrial/comercial.

Esto equivale de emplear la fórmula tradicional, a reducir EF a días completos de 8h (la jornada laboral) y no de 24h para el receptor trabajador.

$$EF_{8h} = \frac{ET \cdot EF}{8}$$

- Elegir la constante toxicológica aguda, subcrónica o crónica según corresponda.  
El inconveniente es que en muchos casos sólo se dispone actualmente de la constante crónica.  
Si no se dispone de la constante aguda, es mejor tratar la exposición como subcrónica y emplear la constante también subcrónica, y en su defecto la constante crónica con carácter conservador.
- Se procede al cálculo de los riesgos conforme al procedimiento habitual partiendo de la concentración de exposición y la constante toxicológica.

#### 5.3.5. PESO DEL CUERPO HUMANO

Para el cálculo de la dosis, el valor de peso del cuerpo humano deberá ser el peso promedio durante el periodo de exposición. Así por ejemplo, si la exposición ocurre solamente durante la infancia, deberá emplearse el peso promedio de un niño/niña durante la infancia.

En algunos escenarios, la exposición ocurre a lo largo de toda la vida, con una mayor exposición durante la infancia. En estos casos, el cálculo de la dosis deberá realizarse como la suma promediada en relación al tiempo, de las dosis para los distintos grupos de edad. Cada una de estas dosis será calculada de acuerdo a la tasa y peso específico para dicho grupo de edad.

Para aquellos escenarios donde las tasas de contacto frente al peso del cuerpo se mantengan más o menos constantes, se utiliza por convenio un peso del cuerpo humano de 70 kg. Para el peso de la población infantil y adolescente se usará un peso promedio de 15 y 35 kg respectivamente.

En el caso del peso del cuerpo se emplea el valor promedio y no el percentil 95 como ocurre al elegir las tasas de contacto. Esto es así, porque se considera que de esta forma se garantiza el cálculo de la dosis máxima razonable. La combinación de una tasa de contacto en el percentil 95 con un peso en el percentil 5 no se considera razonable, porque es poco probable que la persona más pequeña tenga la mayor tasa de contacto. Tampoco se combina el percentil 95 de tasa de contacto con el percentil 95 de peso, porque dicha combinación no representa la máxima exposición posible, ya que es posible que una persona de menor peso tenga una tasa de contacto por unidad de masa mayor que una persona más gruesa.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 101/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

### 5.3.6. PERÍODO DE EXPOSICIÓN PROMEDIO

Las evaluaciones de riesgos asociadas a la gestión de emplazamientos contaminados persiguen habitualmente evaluar los efectos en el ser humano de una exposición a largo plazo a los contaminantes. Esta exposición se conoce como “exposición crónica”, y requiere:

- El empleo de datos toxicológicos crónicos.
- La normalización de la dosis de acuerdo a un periodo de exposición crónico. Para compuestos no cancerígenos, este periodo será igual a la duración de la exposición. Para compuestos cancerígenos, la dosis se prorratea durante toda la vida (78 años según las últimas recomendaciones EPA).

El prorrateo de la exposición promedio para compuestos cancerígenos parte de la hipótesis de que estos compuestos pueden generar efectos adversos a cualquier dosis. Esto es, que no existe una dosis umbral por debajo de la cual no habría ningún efecto sobre el individuo expuesto.

Así, se asume que una exposición intensa durante un periodo corto de vida es equivalente a una exposición leve durante toda la vida. Esta hipótesis no es siempre válida, en particular para determinados compuestos cancerígenos en los que se observa una variación en el grado de afección en dosis altas o bajas. En estos casos concretos puede ser necesario recurrir a un toxicólogo para establecer el periodo de exposición promedio más idóneo.

Para los efectos cancerígenos, el periodo de exposición promedio es de 78 años, es decir, toda la vida, ya que asume que los efectos cancerígenos se producen durante toda la vida, aun cuando la duración de la exposición a los mismos sea menor.

Para efectos distintos a los cancerígenos, el periodo promedio de exposición es igual a la duración de la exposición, ya que se asume que los efectos solamente se producen durante el periodo de tiempo que el receptor está expuesto al contaminante.

## 6. ANÁLISIS TOXICOLÓGICO

Los objetivos del análisis toxicológico son:

- Demostrar el potencial de cada compuesto para generar un efecto adverso sobre la salud humana.
- Proporcionar una estimación sobre la relación entre la dosis de exposición y la probabilidad y severidad del efecto adverso generado sobre el individuo.

Se trata de una etapa crítica en el proceso de evaluación de riesgos, por lo que es fundamental que sus resultados sean adecuadamente documentados y justificados.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 102/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

### 6.1. FUENTES DE DATOS TOXICOLÓGICOS

En la actualidad existen diversas bases de datos toxicológicas de reconocido prestigio internacional. Estas bases de datos recogen valores toxicológicos ya tratados, que pueden ser directamente utilizados en los algoritmos del ACR. Teniendo en cuenta que la toxicidad de muchos compuestos sigue en proceso de estudio es importante que los datos toxicológicos se actualicen con frecuencia. Cabe destacar por su relevancia las siguientes bases de datos:

**Tabla 23: Fuentes de valores para las constantes toxicológicas**

|                     |   |
|---------------------|---|
| IRIS (USA)          | <p>Integrated Risk Information System</p> <p>Base de datos de la agencia norteamericana de medio ambiente (US EPA). Cuenta con datos verificados de RfD y SF así como información toxicológica actualizada de numerosos compuestos químicos. IRIS es la fuente prioritaria de la US EPA en la gestión de emplazamientos contaminados en el marco del programa Superfund.</p>  |
| PPRTV (USA)         | <p>Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund.</p> <p>Los valores PPRTVs se han desarrollado específicamente para el programa Superfund de la EPA, pero no han sido objeto de la revisión y el consenso requeridos para ser incluidos en IRIS.</p>   |
| HEAST (USA)         | <p>Health Effects Assessment Summary Tables. También se publican por USEPA, pero tienen un paso menos de comprobación que IRIS.</p> <p>Las tablas HEAST recopilan información toxicológica actualizada incluyendo entre otros parámetros las RfD y los SF de numerosos compuestos químicos. Es importante destacar, que dicha información no está necesariamente verificada, por lo que HEAST deberá ser empleado si y solo si IRIS no dispone de datos para el compuesto evaluado.</p> <p>Las tablas HEAST resumen la información de cinco fuentes toxicológicas: “Health Effects Assessments (HEAs)”, Health and Environmental Effects Documents (HEEDs)”, “Health and Environmental Effects Profiles (HEEPs)”, “Health Assessment Documents (HADs)” y los “Ambient Air Quality Criteria Documents (AAQCDs)”.</p> |
| OMS                 | <p>La organización mundial de salud pública referencias toxicológicas para las vías de inhalación e ingestión.</p>  |
| CalEPA (California) | <p>La agencia de protección del medio ambiente del Estado de California mantiene una base de datos toxicológicos, revisada con frecuencia. Los valores se presentan en el mismo formato que los incluidos en IRIS o HEAST.</p>  |



|                        |   |
|------------------------|---|
| ATSDR                  | La agencia para el control de las sustancias químicas de Estados Unidos presenta también valores toxicológicos para un gran número de sustancias.   |
| TRRP (Texas)           | El estado de Texas, en el programa de reducción de riesgo (Texas Risk Reduction Programme) dispone de una amplia selección de valores toxicológicos   |
| IARC                   | La agencia internacional de la investigación del cáncer contiene información actualizada sobre el potencial cancerígeno de los compuestos.  |
| CLEA (UK)              | El Reino Unido ha derivado para algunos contaminantes valores toxicológicos propios. Se denominan HCV (Health Criteria Value). Están disponibles en la página web de CLEA.  |
| RIVM (Holanda)         | El ministerio de medio ambiente de Holanda derivó valores toxicológicos propios, empleados para establecer los niveles de intervención de suelos y aguas subterráneas. Se denominan MPR (Máximo Permissible Risk Levels). |
| IUCLID (Unión Europea) | Es una base de datos desarrollada en el marco del proyecto Reach. Recopila para cada contaminante datos de ensayos toxicológicos.   |

Es importante que el analista de riesgos conozca los conceptos básicos asociados con la derivación de los valores toxicológicos, de modo que se garantice su correcta aplicación.

La información toxicológica de las sustancias químicas se obtiene a través de estudios epidemiológicos (estudios en seres humanos) o toxicológicos (estudios en animales). Ambos tipos de estudios proporcionan información útil en la determinación del riesgo de la exposición para el ser humano.

Los estudios epidemiológicos identifican la correlación entre una sustancia tóxica y un efecto observado para una determinada población. Aunque dicha asociación puede ser evidente, la relación dosis-efecto raramente puede llegar a definirse con estos estudios, debido al elevado número de factores no controlados. Sin embargo, proporcionan evidencia directa de la afección para el ser humano.

Los estudios toxicológicos, por su parte, se desarrollan en ambientes controlados, donde se introduce una cantidad específica de una sustancia tóxica en un organismo o en una muestra de tejido, célula, etc. (in vitro) y se cuantifica el efecto que desencadena. Al controlar el resto de variables que afectan a la respuesta del animal de ensayo (vía de exposición, duración de exposición y frecuencia de la exposición), se puede establecer fácilmente la relación dosis-respuesta. No obstante, al ser ensayos en ambientes controlados, distan de las condiciones normales de exposición y, al realizarse sobre animales es necesario extrapolar los datos a los seres humanos.

La agencia ambiental americana EPA prioriza los valores toxicológicos a emplear según la siguiente jerarquía:



- IRIS.
- PPRTV
- Otros: incluyendo ATSDR, CalEPA, HEAST, ....

Estas fuentes se ofrecen conjuntamente y según esta jerarquía en la base de datos RAIS (Risk Assessment Information System) dependiente de la Oficina de Gestión Ambiental del Departamento de la Energía (DOE) estadounidense, y que se encuentra disponible y fácilmente descargable en una página web específica.

Esta base de datos se considera prioritaria para llevar a cabo la evaluación de riesgos pues incorpora los valores de mayor prestigio y consenso (IRIS) a la vez que aporta valores aún no confirmados en IRIS pero que están en estudio, de manera que se puedan contemplar, aún con incertidumbres, evaluaciones de riesgos para determinados parámetros y vías de exposición que de otra forma se obviarían. Esta base de datos debe complementarse con las otras fuentes citadas en aquellos casos en que RAIS no ofrezca valores, o dichos valores tengan un mayor grado de incertidumbre (Cal EPA, HEAST, etc. fuentes del tercer nivel de la jerarquía EPA) y existan valores de otras fuentes, por ejemplo europeas, que puedan ofrecer valores con similares grados de confianza.

Las bibliotecas de datos toxicológicos de los software empleados en las evaluaciones de riesgos, deben revisarse con objeto de adecuarlas al criterio recogido. Por otro lado, también deben revisarse con cierta periodicidad las fuentes toxicológicas empleadas, tanto RAIS como las fuentes originarias de partida (IRIS, PPRTV, ATSDR, TRRP, etc.), ya que con alguna frecuencia se renuevan las constantes toxicológicas de algunos parámetros.

## 6.2. PARÁMETROS TOXICOLÓGICOS

En las evaluaciones de riesgos se emplea frecuentemente como nivel de exposición aceptable, la dosis diaria de un agente que se estima no causaría un efecto adverso sobre la salud del individuo expuesto.

En la siguiente tabla se resumen los parámetros toxicológicos utilizados en los ACR, tal como los proporcionan las bases de datos descritas con anterioridad.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 105/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

Tabla 24: Constantes toxicológicas a emplear

| Parámetro | Descripción   | Unidades  |
|-----------|---|---|
| RfD       | <b>Dosis diaria de referencia</b> para una exposición por <b>ingestión o adsorción dérmica</b> de un compuesto tóxico <b>no cancerígeno</b> .   | $\frac{mg_{\text{compuesto}}}{kg_{\text{peso}} \text{ día}}$                |
| RfC       | <b>Concentración de referencia</b> para una exposición por <b>inhalación</b> de un compuesto tóxico <b>no cancerígeno</b> .   | $\frac{mg_{\text{compuesto}}}{m^3_{\text{aire}}}$ @ b24hr/día               |
| SF        | <b>Factor de pendiente</b> o límite superior de la probabilidad de respuesta por unidad de dosis administrada por <b>ingestión o adsorción dérmica</b> y a lo largo de la vida para un compuesto <b>cancerígeno</b> . | $\left(\frac{mg_{\text{compuesto}}}{kg_{\text{peso}} \text{ día}}\right)^1$ |
| URF       | <b>Factor de unidad de riesgo</b> o límite superior de la probabilidad de respuesta por unidad de dosis administrada por <b>inhalación</b> y a lo largo de la vida, para un compuesto <b>cancerígeno</b> .            | $\left(\frac{\mu g_{\text{compuesto}}}{m^3_{\text{aire}}}\right)^1$         |

Como se comentó con anterioridad, para la vía oral y dérmica se trabaja con dosis de referencia (RfDo y RfDd) para los efectos no cancerígenos y con factores de pendientes (SFo y SFd), que son la inversa de una dosis, para los efectos cancerígenos.

Sin embargo para la vía inhalatoria estas dosis y su inversa, se expresan como concentración de referencia (RfC) y como factor unitario de riesgo (URF) respectivamente, realizándose tradicionalmente la conversión mediante la adopción de un peso corporal del receptor y una tasa de inhalación estándar, los cuales son absorbidos por el valor de toxicidad.

La relación entre las RfD y las RfC y entre los SF y los URF se establece del siguiente modo:

$$RfD \left( \frac{mg_{\text{compuesto}}}{kg_{\text{peso}} \text{ día}} \right) = RfC \left( \frac{mg_{\text{compuesto}}}{m^3_{\text{aire}}} \right) \frac{1}{70 kg_{\text{peso}}} 20 \frac{m^3_{\text{aire}}}{\text{día}}$$

$$SF \left( \frac{mg_{\text{compuesto}}}{kg_{\text{peso}} \text{ día}} \right)^1 = URF \left( \frac{\mu g_{\text{compuesto}}}{L_{\text{agua}}} \right)^1 \frac{10^3 \mu g_{\text{compuesto}}}{1 mg_{\text{compuesto}}} 70 kg_{\text{peso}} \frac{1}{2 L_{\text{agua}} / \text{día}}$$

$$SF \left( \frac{mg_{\text{compuesto}}}{kg_{\text{peso}} \text{ día}} \right)^1 = URF \left( \frac{\mu g_{\text{compuesto}}}{m^3_{\text{aire}}} \right)^1 \frac{10^3 \mu g_{\text{compuesto}}}{1 mg_{\text{compuesto}}} 70 kg_{\text{peso}} \frac{1}{20 m^3_{\text{aire}} / \text{día}}$$



Los datos toxicológicos para la ruta de exposición dérmica normalmente no se han establecido, sino que han de estimarse por extrapolación ruta a ruta, desde la oral que está bien caracterizada.

EPA ha establecido en su documento “RAGS E: Supplemental guidance for dermal risk assessment”, el cálculo de las constantes dermales a partir de las orales mediante las siguientes expresiones:

$$RfDd = RfDo \cdot ABS_{GI}$$

$$SFd = \frac{SFo}{ABS_{GI}}$$

donde:

RfDd: Dosis de referencia dermal (mg/Kg-día)

RfDo: Dosis de referencia oral (mg/Kg-día)

ABS<sub>GI</sub>: Coeficiente de absorción gastrointestinal (adimensional)

SFd: Factor de pendiente dermal (mg/Kg-día)<sup>-1</sup>

SFo: Factor de pendiente oral (mg/Kg-día)<sup>-1</sup>

El factor de absorción gastrointestinal se puede encontrar en las mismas bases de datos que aportan las constantes fisico-químicas, y oscila entre 0 y 1. Para aquellos compuestos para los que este factor no está calculado, se recomienda emplear un factor igual a 1.

En los siguientes apartados se ofrecen las constantes toxicológicas a emplear más apropiadas, y los criterios seguidos para su selección (jerarquía de datos, agrupamientos o segregación de parámetros, etc.), para dos grupos de compuestos de análisis muy frecuente en estudios de calidad del suelo: los hidrocarburos del petróleo y los metaloides. Estas constantes se establecen en función de los parámetros toxicológicos vigentes en el momento de la última revisión del presente documento. El analista de riesgos deberá contrastar y actualizar en su caso dichos valores en función de la evolución de los valores toxicológicos disponibles en la fuentes de referencia, respetando las directrices seguidas en su definición.

### 6.2.1. DERIVADOS DEL PETRÓLEO

Los productos que se derivan del petróleo son mezclas complejas que contienen un número elevado de hidrocarburos. La evaluación toxicológica de estas mezclas reviste complejidad, ya que cada compuesto individual posee sus propias características toxicológicas y medioambientales, no existiendo sin embargo dicha información para todos los compuestos. Además, una vez que se produce un derrame en el medio ambiente, estos productos pueden sufrir cambios en la composición como resultado de procesos físicos, químicos y biológicos.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 107/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

Para estimar los riesgos potenciales que los hidrocarburos pueden provocar en la salud humana se han desarrollado diversas aproximaciones. Entre las de mayor difusión:

- Para los riesgos cancerígenos se debe realizar una evaluación individual del parámetro con sus constantes toxicológicas propias. En caso de que se sepa o se sospeche el carácter carcinogénico de algún compuesto pero no su constante, se suelen utilizar indicadores, compuestos para los que sí se conoce esa constante y que poseen estructuras químicas y propiedades muy similares, por ejemplo el benzo(a)pireno para los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) de medio y alto peso molecular.
- El riesgo no cancerígeno se calcula de acuerdo con una serie de fracciones de hidrocarburos, donde uno o varios compuestos subrogan, esto es, representan la toxicidad de toda la fracción. No obstante también pueden existir compuestos específicos que sobresalen de la toxicidad media del grupo y que deberán ser analizados de forma individual.

Los hidrocarburos pueden dividirse en grupos o fracciones de acuerdo a sus características de transporte y toxicidad. El Departamento de Protección Ambiental de Massachussets (MaDEP) en 1994 y el Grupo de criterios de trabajo en TPH (TPHCWG) en 1997, realizaron los estudios básicos iniciales para sostener esta división. MaDEP identificó 6 rangos de cadenas de carbono y el TPHCWG estableció 13, basadas en un índice de carbonos equivalentes. Posteriormente el Instituto Americano del Petróleo (API) definió 14 y la Agencia ambiental británica (UK-EA) 16, aunque la metodología que goza de mayor aceptación e implantación ha sido la del TPHCWG. Todas ellas distinguen entre el comportamiento de cadenas aromáticas y alifáticas y desarrollan los estudios para asignar a cada fracción los datos de toxicidad.

Las investigaciones de campo deben proporcionar datos adecuados para poder realizar las evaluaciones de riesgos de estas cadenas de forma segregada y conforme a la metodología empleada (preferentemente TPHCWG). Algunas determinaciones analíticas que no discriminan todas las fracciones, desde las cadenas más ligeras y volátiles a las más pesadas, o que no diferencian entre fracciones alifáticas y aromáticas, como por ejemplo Orgánicos Rango Gasolina (GRO) y Rango Diesel (DRO), aceites minerales por IR, etc. no son adecuadas a tal efecto. Los métodos que emplean técnicas de separación de componentes aromáticos y alifáticos, y utilizan cromatografía de gases para poder discriminar fracciones en todo el rango resultan los adecuados.

No obstante, dentro de este grupo existen diferentes métodos analíticos posibles, diferenciándose por ejemplo por el tipo de pretratamiento aplicado a la muestra (limpieza o "clean-up"), existiendo pequeñas diferencias en cuanto a la inclusión o no de determinados tipos de compuestos en algunas de las fracciones, p. ej. PAHs, MTBE, etc. Se debe tener claro este tipo de aspectos para tomar decisiones correctas durante la evaluación de riesgos.

La base de datos IRIS no posee actualmente constantes toxicológicas para cadenas de hidrocarburos, por lo que tradicionalmente se han empleado en estas evaluaciones otras fuentes toxicológicas alternativas, incluyendo la propia publicación del TPHCGW. La EPA no obstante sí que ha incorporado en 2009 valores EPA provisionales (PPRTV), que según la jerarquía de fuentes recomendada con anterioridad debe prevalecer.

En la siguiente tabla se ofrece un resumen de las constantes sistémicas y cancerígenas ofrecidas actualmente por las principales fuentes consultadas. La agrupación de fracciones se ha realizado



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 108/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

siguiendo criterios de toxicidad, distinguiendo entre cadenas ligeras, medias y pesadas, tanto para alifáticos como aromáticos. En la evaluación de riesgos será preciso dividir internamente estas agrupaciones en un mayor número de fracciones, de acuerdo a sus diferentes características físico-químicas y de movilidad.

Entre las distintas fuentes existen aparentes diferencias en los intervalos toxicológicos adoptados para los compuestos aromáticos, entre otros aspectos porque en algunos casos se sigue realmente una división por números de carbonos reales en lugar de por equivalentes de carbono como teóricamente se indica (p.ej. TPHCGW), ofreciéndose aquí la correspondencia más aproximada, tomando como base la clasificación de EPA PPRTV, que contempla tanto el número de carbonos reales como el número de carbonos equivalentes.

El número equivalente de carbonos es un índice que se usa para realizar una clasificación gradual de los hidrocarburos en base a sus características físico-químicas. Se calcula en función del tiempo de retención del compuesto en una columna de cromatografía de gases para la determinación del punto de ebullición, normalizado respecto al de n-alcános. Representa el número de átomos de carbono que un n-alcáno imaginario debería tener para presentar un punto de ebullición exactamente igual al del compuesto en cuestión. Este índice presenta una correlación lineal con algunas de las propiedades físico-químicas de los hidrocarburos, y de ahí su utilidad y empleo en la clasificación de hidrocarburos en fracciones, aunque en lo que respecta a las propiedades toxicológicas, la división de los TPH se realiza como se ha indicado anteriormente en intervalos más groseros sin cambios graduales.

El número equivalente de carbonos se diferencia del real cuanto mayor sea el número de carbonos de los compuestos, y en mayor medida para los aromáticos que para los alifáticos.

A falta del establecimiento de valores toxicológicos EPA IRIS, se usarán por defecto los valores propuestos por EPA PPRTV (en negrita en la tabla adjunta), pudiéndose en el análisis de incertidumbres valorar la influencia que tendría en el resultado el empleo de otras fuentes de menor jerarquía según EPA, especialmente para los valores catalogados por EPA PPRTV como de screening (valores con mayor incertidumbre), entre los que se incluyen las constantes inhalatorias cancerígenas para las fracciones alifáticas, las cuales podrían ser obviadas en dicho análisis de incertidumbres al no existir otras fuentes alternativas.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 109/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

Tabla 25: Constantes toxicológicas disponibles según diversas fuentes para TPHs

| Fracciones | RfDo<br>(mg/Kg-día) |            |                                |                      |               | RfC<br>(mg/m <sup>3</sup> ) |             |                               |                      |               | SfO<br>(mg/kg-día) <sup>-1</sup> | URF<br>(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> |               |                      |                      |
|------------|---------------------|------------|--------------------------------|----------------------|---------------|-----------------------------|-------------|-------------------------------|----------------------|---------------|----------------------------------|---|---------------|----------------------|----------------------|
|            | n°C                 | n° EC      | EPA PPRTV<br>2009              | TRRP<br>2014         | MADEP<br>2003 | TPHCWG<br>1997              | RVM<br>2001 | EPA<br>PPRTV<br>2009          | TRRP<br>2014         | MADEP<br>2003 |                                  |   | ATSDR<br>1999 | TPHCWG<br>1997       | RVM<br>2001          |
| Alifáticos | C5-C8               | EC5-EC8    | <b>0,06</b> <sup>7</sup>       | 0,06 <sup>7</sup>    | 0,04          | 5,0/0,06/2,0 <sup>6</sup>   | 2,0         | <b>0,6/0,7</b> <sup>8</sup>   | 0,67/18 <sup>2</sup> | 0,2           | 0,6                              | 18,4                                      | 18,4          | EPA<br>PPRTV<br>2009 | EPA<br>PPRTV<br>2009 |
|            | C9-C18              | EC>8-EC16  | <b>0,01</b> <sup>10</sup>      | 0,1                  | 0,1           | 0,1                         | 0,1         | <b>0,1</b> <sup>10</sup>      | 0,5                  | 0,2           | 0,3                              | 1,0                                       | 1,0           | -                    | -                    |
|            | C19-C32             | EC>16-EC35 | <b>3,0</b>                     | 2,0/1,6 <sup>1</sup> | 2,0           | 2,0                         | 2,0         | -                             | -                    | -             | -                                | -   | -             | -                    | -                    |
| Aromáticos | C6-C8               | EC6-EC<9   | <b>Individual</b>              | 0,1                  | Individual    | 0,2                         | 0,2         | <b>Individual</b>             | 1,9                  | Individual    | Individual                       | 0,4                                       | 0,4           | <b>Individual</b>    | <b>Individual</b>    |
|            | C9-C16              | EC9-EC<22  | <b>0,004/0,03</b> <sub>3</sub> | 0,04                 | 0,03          | 0,04                        | 0,04        | <b>0,003/0,1</b> <sub>4</sub> | 0,2                  | 0,05          | 0,002                            | 0,2                                       | 0,2           | -                    | -                    |
|            | C17-C32             | EC22-EC35  | <b>0,04</b> <sup>5</sup>       | 0,03                 | 0,03          | 0,03                        | 0,03        | -                             | -                    | -             | -                                | -   | -             | -                    | -                    |

En negrita valores a adoptar por defecto

En subrayado valores EPA PPRTV de screening

C: fracciones según número real de carbonos de los compuestos

EC: fracciones según el número equivalente de carbonos

PPRTV: EPA Provisional Peer Reviewed Toxicity Values incluidos en RAIS

TRRP: Texas Risk Reduction Program – Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ)

TPHCWG: Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group

RVM: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Instituto de Salud Pública y Medio Ambiente holandés)

MADEP: Massachusetts Department of Environmental Protection

ATSDR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry

1. Valor de 1,6 mg/kg-día para derrames de aceite mineral y de 2,0 mg/kg-día para el resto
2. Valor de 0,67 adoptado del hexano como subrogante cuando se presume >53% de n-hexano en la fracción, y 18 mg/m<sup>3</sup> que es el valor que adjudica TPHCWG para hexano comercial en el resto de casos.
3. Valor adoptado del 2-metilnaftaleno como subrogante si no se cuantifican por separado naftalenos y trimetilbencenos. En caso contrario se adopta valor menos conservador procedente de la nafta de alto punto de inflamación.
4. Valor adoptado del naftaleno como subrogante si no se cuantifican por separado naftaleno y trimetilbencenos. En caso contrario se adopta valor menos conservador procedente de la nafta de alto punto de inflamación.
5. Valor adoptado del fluoranteno como subrogante
6. Valor de 5,0 mg/kg-día en condiciones normales con <53% Hexano (hexano comercial). En derrames de hexano altamente concentrado se emplea 0,06 mg/kg-día para el contenido de hexano y 2,0 para el resto.
7. Valores adoptados del derivado por HEAST (1997) para hexano, en ausencia de valor correspondiente para hexano comercial (mezcla de n-hexano y otros compuestos del grupo). Existe valor PPRTV sub-crónico de 0,3 mg/Kg-día.
8. Valor adoptado del derivado por PPRTV para hexano comercial cuando el hexano sea <53% de su fracción, y en caso contrario se adoptaría el valor del hexano (0,7 mg/m<sup>3</sup>).
9. Valor adoptado del hexano comercial como subrogante
10. Valores adoptados en base a estudios sobre mezclas y solventes alifáticos correspondientes a este intervalo de carbonos, con un contenido en aromáticos inferior al 1%.

Como se ha apuntado, desde el punto de vista de su comportamiento físico-químico, cabe realizar una mayor división de estas fracciones en base a su número de equivalentes de carbono.

Los métodos analíticos de fraccionamiento empleados en las muestras de la investigación, en cuanto a la amplitud de los intervalos y las unidades en que vienen expresados (carbonos reales o equivalentes), deben guardar una congruencia con los intervalos de toxicidad que se vayan posteriormente a adoptar en la evaluación de riesgos. Por regla general se emplea con ligeras adaptaciones la clasificación del TPHCWG, esta vez sí expresada en su totalidad en números equivalentes de carbono.

A cada fracción analítica se le deben asociar las constantes toxicológicas del grupo correspondiente en el que se incluyen. Se establece en las siguientes tablas la equivalencia de algunos de los sistemas de clasificación más habitualmente empleados por los laboratorios y la clasificación toxicológica de EPA PPRTV que debe emplearse por defecto.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 111/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

**Tabla 26: Equivalencia fracciones analíticas y toxicológicas de EPA PPRTV para TPHs**

| Tipo fracción | Fracción analítica 1 | Fracción toxicológica EPA PPRTV             | Fracción analítica2 | Fracción toxicológica EPA PPRTV                                   |
|---------------|----------------------|---|---------------------|---|
| Alifáticos    | >EC5-EC6             | C5-C8                                       | >EC5-EC6            | C5-C8   |
|               | >EC6-EC8             | EC5-EC8                                     | >EC6-EC8            | EC5-EC8   |
|               | >EC8-EC10            | C9-C18<br>EC>8-EC16                         | >EC8-EC10           | C9-C18<br>EC>8-EC16   |
|               | >EC10-EC12           |   | >EC10-EC12          |   |
|               | >EC12-EC16           |   | >EC12-EC16          |   |
|               | >EC16-EC21           | C19-C32                                     | >EC16-EC21          | C19-C32   |
|               | >EC21-EC35           | EC>16-EC35                                  | >EC21-EC35          | EC>16-EC35  |
| Aromáticos    | >EC5-EC7             | Evaluación individual<br>Benceno C6 / EC6,5 | EC6-EC8             | Evaluación individual<br>Benceno C6 / EC6,5<br>Tolueno C7/ EC7,58 |
|               | >EC7-EC8             | Evaluación individual<br>Tolueno C7/ EC7,58 |                     |   |
|               | >EC8-EC10            | C9-C16<br>EC9-EC<22                         | >EC8-EC10           | C9-C16<br>EC9-EC<22   |
|               | >EC10-EC12           |   | >EC10-EC12          |   |
|               | >EC12-EC16           |   | >EC12-EC16          |   |
|               | >EC16-EC21           | C17-C32<br>>EC22-EC35                       | >EC16-EC21          | C17-C32<br>>EC22-EC35   |
|               | >EC21-EC35           |   | >EC21-EC35          |   |

6.2.1.1. FRACCIÓN ALIFÁTICA LIGERA (C5-C8, EC5-EC8)

Para las cadenas alifáticas ligeras los diferentes valores existentes entre las diferentes fuentes obedecen a la consideración de los valores del hexano, del heptano, o del hexano comercial (un mezcla de < 53% de n-hexano con otros compuestos del grupo), en orden de valores más a menos conservadores, y a la consideración de una RfC para el hexano comercial más elevada que a la que ahora deriva EPA con sus valores PPRTV.

EPA PPRTV recomienda para esta fracción el uso de la RfC determinada en sus estudios para el hexano comercial (0,6 mg/m<sup>3</sup>) cuando la proporción de hexano en la fracción sea inferior al 53%, y en caso contrario la RfC de IRIS para hexano (en la actualidad 0,7 mg/m<sup>3</sup>), que son en todo caso valores muy



similares. Existe RfC provisional también de EPA PPRTV para el heptano, otro de los compuestos de la fracción, de 0,4 mg/m<sup>3</sup>, que estaría en ese mismo orden de magnitud.

En el caso de la constante oral, no existen estudios consistentes para hexano comercial, por lo que se debe acudir a valores para hexano. Existe una constante PPRTV subcrónica para hexano, pero para una exposición crónica el valor recomendable y que aparece en la base de datos RAIS es la RfDo de HEAST (0,06 mg/Kg).

EPA PPRTV considera que la RfC para hexano de TPHCGW, y por consiguiente la correspondiente RfDo, derivada de la primera por extrapolación ruta a ruta, están establecidas por métodos inconsistentes con la práctica actual de la U.S. EPA.

Incorpora asimismo un valor de screening cancerígeno por inhalación (1,9E-07 (µg/m<sup>3</sup>)-1) derivado para el hexano comercial, que hasta ahora no había sido contemplada por ninguna otra fuente.

#### 6.2.1.2. FRACCIÓN AROMÁTICA LIGERA (C6-C8, EC6-EC<9)

Para las cadenas aromáticas ligeras, EPA PPRTV, basándose en MADEP, recomienda la cuantificación de los riegos separadamente para cada uno de los compuestos que componen el grupo: benceno, tolueno, etilbenceno, xilenos y en menor medida estireno, ya que existen constantes toxicológicas sistémicas y cancerígenas bien definidas en IRIS para estos compuestos.

**Tabla 27: Constantes toxicológicas a emplear para BTEX (TPH aromáticos EC6-EC<9)**

|             | C / EC           | RfDo<br>(mg/Kg-día) | RfC<br>(mg/m <sup>3</sup> ) | SFo<br>(mg/kg-día) <sup>-1</sup> | URF<br>(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> |
|-------------|------------------|---------------------|-----------------------------|----------------------------------|---|
| Benceno     | C6 / EC6,5       | 0,004               | 0,03                        | 0,055                            | 7,8E-06                                   |
| Tolueno     | C7 / EC7,58      | 0,08                | 5,0                         | -                                | -   |
| Etilbenceno | C8 / EC8,5       | 0,1                 | 1,0                         | 0,011 <sup>1</sup>               | 2,5E-06 <sup>1</sup>                      |
| Xilenos     | C8 / EC8,61-8,81 | 0,2                 | 0,1                         | -                                | -   |
| Estireno    | C8 / EC8,83      | 0,2                 | 1,0                         | -                                | -   |

<sup>1</sup> Todas las constantes proceden de IRIS salvo las dos señaladas que proceden de Cal EPA.

Las concentraciones determinadas en los ensayos individuales de benceno y tolueno deberían ser congruentes con las obtenidas para las fracciones analíticas aromáticas >EC5-EC7 y >EC7-EC8 respectivamente. Estos resultados no deberían mostrar diferencias significativas más allá de las achacables a las incertidumbres analíticas de los métodos empleados. Sin embargo, si llegaran a producirse a mayores niveles, por ejemplo por una falta de homogeneidad entre los recipientes de la muestra debido a la inmiscibilidad de estas sustancias, se aplicarán en la evaluación de riesgos de estos



compuestos las concentraciones más conservadoras. Sobre dichas concentraciones, sean individuales o por fracciones, se cuantificarán los correspondientes riesgos cancerígenos del benceno.

Los valores de etilbenceno, xilenos y estireno, podrán por otro lado sustraerse de la concentración obtenida para la fracción analítica >EC8-C10, con objeto de no cuantificar doblemente sus riesgos, siempre y cuando las concentraciones sean congruentes, es decir, que la concentración de la fracción sea netamente superior a la suma de estos compuestos. Los riesgos cancerígenos del etilbenceno serán en todo caso incorporados a la evaluación de riesgos.

#### 6.2.1.3. FRACCIÓN ALIFÁTICA MEDIA (C9-C18, EC>8-EC16)

Para la fracción alifática media, EPA ha derivado valores PPRTV más conservadores en base a estudios sobre compuestos mezclas (más representativo que sobre compuestos individuales), por lo que serán estos los valores a considerar.

La dosis oral de referencia (RfDo de 0,01 mg/kg), que es de un orden de magnitud inferior a la de otras fuentes, y la constante cancerígena por inhalación (URF de  $4,5E-06$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>), son valores catalogados como de screening, con una mayor incertidumbre. No ocurre lo mismo con la concentración de referencia por inhalación (RfC de 0,1 mg/m<sup>3</sup>), que es de un orden de magnitud similar a la de otras fuentes.

#### 6.2.1.4. FRACCIÓN AROMÁTICA MEDIA (C9-C16, EC9-EC<22)

Para la fracción aromática media, EPA también deriva valores PPRTV en general algo más conservadores en base a estudios sobre un compuesto mezcla de nafta con alto punto de inflamación, que si bien su composición se encuentra en el intervalo bajo de la fracción, resulta representativa del conjunto en comparación con las constantes toxicológicas derivadas a nivel individual. La dosis de referencia oral es considerada por PPRTV como valor de screening, si bien es prácticamente idéntica a la establecida por otras fuentes para la fracción.

Sobresalen de estos valores ciertos compuestos individuales, sobre todo naftalenos y derivados del benceno, que EPA recomienda analizar y evaluar separadamente del resto, o en caso contrario, se adoptarían de forma conservadora las constantes toxicológicas de algunos de estos compuestos para todo el grupo.

Los compuestos que se citan en el perfil toxicológico de TPH de EPA PPRTV, y que en función de sus constantes toxicológicas no cancerígenas actualizadas siguen destacando respecto a los valores de la nafta adoptados como referencia para el grupo, son los que se citan en la siguiente tabla:



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 114/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

**Tabla 28: Constantes toxicológicas no cancerígenas críticas para TPH aromáticos EC9-EC<22**

|  | RfDo<br>(mg/Kg-día) | Fuente | RfC<br>(mg/m <sup>3</sup> ) | Fuente |
|--|---------------------|--------|-----------------------------|--------|
| Naftaleno                              | 2,0E-02             | IRIS   | <b>3,0E-03</b>              | IRIS   |
| 1- Metilnaftaleno                      | 7,0E-02             | ATSDR  | -                           | -      |
| 2- Metilnaftaleno                      | <b>4,0E-03</b>      | IRIS   | -                           | -      |
| 1,2,3-Trimetilbenceno                  | 1,0E-02             | IRIS   | 6,0E-02                     | IRIS   |
| 1,2,4-Trimetilbenceno                  | 1,0E-02             | IRIS   | 6,0E-02                     | IRIS   |
| 1,3,5-Trimetilbenceno                  | 1,0E-02             | IRIS   | 6,0E-02                     | IRIS   |
| Nafta de alto PI<br>(valor subrogante) | <b>3,0E-02</b>      | PPRTV  | <b>1,0E-01</b>              | PPRTV  |

En subrayado valor de screening de EPA PPRTV

El naftaleno forzosamente se ha de cuantificar de forma segregada, pues CalEPA ha derivado una constante carcinógena por inhalación, que ha de contemplarse aparte con criterio conservador. El 1-Metilnaftaleno, en función de la última dosis oral establecida por ATSDR, no posee actualmente constantes no cancerígenas relevantes respecto al grupo, aunque no obstante sí que se ha establecido para él constante cancerígena oral que motivaría, al igual que en el caso del naftaleno, su análisis segregado.

**Tabla 29: Constantes toxicológicas cancerígenas para naftaleno**

|                   | Sfo<br>(mg/Kg-día) | Fuente | URF<br>(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> | Fuente  |
|-------------------|--------------------|--------|---|---------|
| Naftaleno         | -                  | -      | 3,4E-05                                   | Cal EPA |
| 1- Metilnaftaleno | 2,9E-02            | PPRTV  | -   | -       |

Pero no sólo se deben cuantificar el naftaleno y el 1-metilnaftaleno, sino también los otros compuestos citados, pues todos poseen RfC de uno o dos órdenes de magnitud inferiores a la de la nafta de alto punto de inflamación.

Si se analizaran y evaluaran de forma segregada estos compuestos, sus masas podrán ser sustraídas de la concentración de la fracción que se evalúa conjuntamente, empleando en ese caso las constantes toxicológicas de la nafta de alto punto de inflamación (RfDo de 0,03 mg/Kg y RfC de 0,1 mg/m<sup>3</sup>).



Si no se analizan el conjunto de esos compuestos de manera individual, se emplearán como constantes toxicológicas de la fracción la RfDo del 2-Metilnaftaleno (0,004 mg/Kg) y la RfC del naftaleno (0,003 mg/m<sup>3</sup>), aun cuando este último compuesto se haya evaluado aparte.

En este grupo se incluyen asimismo algunos otros PAHs, aparte del naftaleno, de bajo peso molecular, con constantes no cancerígenas algo menos restrictivas que las establecidas para la nafta de alto punto de inflamación, o en ocasiones sin constante sistémica derivada, y sin evidencias de carcinogenicidad.

Estos compuestos son:

- Acenaftileno
- Acenafteno
- Fluoreno
- Fenantreno
- Antraceno
- Pireno

Estos PAHs, dependiendo del método analítico empleado, se pueden cuantificar conjuntamente con la fracción aromática media (EC9-EC<22), y por tanto no sería necesario evaluar sus riesgos no cancerígenos adicionalmente de forma individual. No obstante, si en el futuro se publicaran constantes no cancerígenas más restrictivas o cambiara su valoración carcinogénica, sería precisa su cuantificación y valoración por separado.

#### 6.2.1.5. FRACCIÓN ALIFÁTICA PESADA (C19-C32 EC>16-EC35)

Para la fracción alifática pesada (EC>16-EC35), el valor de RfDo de EPA PPRTV (3,0 mg/Kg) no es el más conservador, aunque la diferencia es pequeña, y por seguir un criterio homogéneo se adoptará igualmente.

Este valor se ha establecido en base a diversos aceites minerales, aunque parece no corresponden a aceites lubricantes, p.ej, de automoción. En casos en que la contaminación proceda de aceites lubricantes, se adoptará con criterio conservador para la fracción alifática pesada el valor RfDo de 1,6 mg/Kg-día que emplea TRRP.

#### 6.2.1.6. FRACCIÓN AROMÁTICA PESADA (C17-C32 EC22-EC35)

Para la fracción aromática pesada, el valor de RfDo de EPA PPRTV (0,04 mg/Kg) no es igualmente el más conservador, aunque la diferencia es en este caso aún menor, siendo muy similar al empleado por las otras fuentes. Está basado en la RfDo IRIS del fluoranteno.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 116/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

Aparte del fluoranteno y del benzo(g,h,i)perileno, se incluyen en este grupo un conjunto de PAHs (cPAHs) de medio y alto peso molecular, que están clasificados como carcinógenos (grupo B2), pero para los que en la actualidad no se dispone de constantes toxicológicas cancerígenas orales ni inhalatorias a excepción de uno de ellos, el benzo(a)pireno, el cual se toma como parámetro indicador del grupo, y en base a él, EPA asigna valores de Sfo y URF al resto de cPAHs en función de su factor de toxicidad equivalente (TEF), o también llamado de forma más genérica factor de potencia relativa (RPF), que es el potencial carcinogénico de dicho PAH respecto al del benzo(a)pireno.

La base de datos RAIS proporciona los valores de Sfo y URF de estos PAHs, que han sido recientemente renovados tras la actualización del informe IRIS sobre la toxicología del benzo(a)pireno. También incluye constantes cancerígenas (oral e inhalatoria) procedentes de CalEPA para otro PAH de la fracción que inicialmente no se clasifica como cPAH (el benzo(j)fluoranteno).

Los valores que actualmente refleja RAIS para estos compuestos son los siguientes.

**Tabla 30: Constantes toxicológicas cancerígenas para cPAHs (EC22-EC35)**

|                        | Sfo<br>(mg/Kg-día) <sup>-1</sup> | URF<br>(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> |
|------------------------|----------------------------------|---|
| Benzo(a)antraceno      | 0,1                              | 6,0E-05                                   |
| Criseno                | 0,001                            | 6,0E-07                                   |
| Benzo(b)fluoranteno    | 0,1                              | 6,0E-05                                   |
| Benzo(k)fluoranteno    | 0,01                             | 6,0E-06                                   |
| Benzo(j)fluoranteno    | 1,2                              | 1,1E-04                                   |
| Benzo(a)pireno         | 1,0                              | 6,0E-04                                   |
| Dibenzo(a,h)antraceno  | 1,0                              | 6,0E-04                                   |
| Indeno(1,2,3-cd)pireno | 0,1                              | 6,0E-05                                   |

Estos compuestos poseen por tanto cada uno de ellos sus constantes carcinógenas, y deben ser evaluados segregadamente del resto en lo que a los efectos cancerígenos se refiere.

En lo que respecta a los efectos no cancerígenos, la reciente actualización del informe toxicológico IRIS del benzo(a)pireno incluye para este compuesto tanto dosis de referencia oral como concentración de referencia inhalatoria. La RfDo es dos órdenes de magnitud inferior a la establecida para la fracción en base a la RfDo del fluoranteno, mientras que no se establece en EPA PPRTV ni en ninguna otra fuente RfC para la fracción, por lo que los efectos no cancerígenos del benzo(a)pireno deben ser evaluados de forma segregada.



**Tabla 31: Constantes toxicológicas no cancerígenas establecidas por EPA IRIS para benzo(a)pireno**

|                | RfDo<br>(mg/Kg-día) | RfC<br>(mg/m <sup>3</sup> ) |
|----------------|---------------------|-----------------------------|
| Benzo(a)pireno | 3,0E-04             | 2,0E-06                     |

Para el resto de cPAHs, la única constante toxicológica no cancerígena disponible hasta el momento es la RfDo del fluoranteno que se asigna a toda la fracción, por lo que los efectos no cancerígenos de estos cPAHs deben ser evaluados junto con la evaluación del conjunto de la fracción aromática EC22-EC35.

*6.2.1.7. FRACCIONES MUY PESADAS (EC>35-EC44 Y EC>44)*

Las fracciones identificadas hasta el momento son las tradicionalmente estudiadas en emplazamientos donde se manipulan hidrocarburos refinados (gasolinas, gasóleos, fuel, aceites minerales, etc.)

Algunos emplazamientos contaminados con crudo de petróleo sin refinar pueden contener además de estas fracciones, hasta un 50-60% de fracciones más pesadas (EC>35). Otros hidrocarburos obtenidos como residuo del proceso de destilación fraccionada empleado para la obtención de los productos refinados, o incluso los hidrocarburos destilados más pesados pueden igualmente contener una proporción más o menos importante de estos hidrocarburos más pesados (betunes, fueloil pesados empleados en embarcaciones, etc.).

En presencia de este tipo de productos más pesados, la evaluación de riesgos debe contemplar también las fracciones más pesadas, aun cuando la información disponible sobre las características de estas fracciones sea más limitada.

A falta de información más actualizada según la jerarquía de fuentes toxicológicas establecida, el documento "Risk-Based Decision-Making for Assessing Petroleum Impacts at Exploration and Production Sites" (PERF-US.DOE), que luego es tomado como base para un documento API de temática muy similar, propone las constantes físico-químicas y toxicológicas para la estimación de riesgos causados por estas fracciones más pesadas.

**Tabla 32: Constantes toxicológicas para fracciones de TPHs muy pesadas (EC35-EC>44)**

|                             | RfDo<br>(mg/Kg-día) | RfDd<br>(mg/Kg-día) | RfC<br>(mg/m <sup>3</sup> ) |
|-----------------------------|---------------------|---------------------|-----------------------------|
| Alifáticos EC>35-EC44       | 20                  | -                   | -                           |
| Aromáticos EC>35-EC44       | 0,04                | -                   | -                           |
| Alifáticos+Aromáticos EC>44 | 0,04 / 0,08         | 0,8                 | -                           |



Para los compuestos alifáticos EC>35-EC44 este documento deriva una RfDo oral de 20 mg/Kg-día a partir de estudios toxicológicos con ceras y aceites minerales de alto peso molecular. Esta constante también es empleada por el RIVM holandés para la fracción EC>35.

Para los compuestos aromáticos EC>35-EC44 no se dispone de semejantes estudios, y PERF-U.S.DOE propone el mismo criterio conservador que en su día empleó TPHCWG, que ante la ausencia de RfDo para el intervalo de aromáticos pesados C>16-C35, empleó de manera conservadora la RfDo del pireno, PAH con un peso molecular inmediatamente por debajo de dicho intervalo.

En la actualidad EPA PPRTV sí que ha caracterizado toxicológicamente el intervalo aromático C17-C32 (EC>22-EC35), por lo que aplicando el mismo criterio que TPHCWG y que PERF-U.S. DOE, se adoptaría en este caso la RfDo de dicho intervalo EC>22-EC35 (0,04 mg/Kg-día) al siguiente intervalo de mayor peso molecular EC>35-EC44.

Para la fracción EC>44, PERF-U.S.DOE dispone de estudios toxicológicos dermales con residuos de la destilación a vacío, incluyendo tanto fracciones alifáticas como aromáticas, proponiendo una RfD dermal de 0,8 mg/Kg-día, y por extrapolación ruta a ruta, una RfD oral de 0,08 mg/Kg-día. No obstante, al no ser la extrapolación ruta a ruta recomendable según las últimas publicaciones de EPA, se propone con criterio conservador la adopción alternativa de la RfDo del pireno, en nuestro caso sería la misma que para el intervalo EC>35-EC44. Se podrían valorar ambas en el análisis de incertidumbres.

#### 6.2.1.8. ADITIVOS FRECUENTES DE LOS HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO REFINADOS

Otros compuestos que habitualmente han de considerarse en la evaluación de riesgos por hidrocarburos, concretamente en los emplazamientos donde se haya manipulado gasolina, son los aditivos oxigenados MTBE y ETBE, tanto sus efectos no cancerígenos como cancerígenos, por el carácter cancerígeno del MTBE y por poseer unas características físico-químicas (solubilidad en agua y baja tasa de degradación) que facilitan su aparición a grandes distancias de la fuente. Las constantes toxicológicas actualmente vigentes para estos parámetros se muestran a continuación, habiéndose actualizado recientemente la Sfo de ETBE durante su proceso de revisión externa:

**Tabla 33: Constantes toxicológicas a emplear actualmente para MTBE y ETBE**

|   | RfDo<br>(mg/Kg-día) | RfC<br>(mg/m <sup>3</sup> ) | Sfo<br>(mg/Kg-día) <sup>1</sup> | URF<br>(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> |
|---|---------------------|-----------------------------|---------------------------------|---|
| MTBE (C <sub>5</sub> H <sub>12</sub> O) | 0,01 <sup>1</sup>   | 3,0 <sup>2</sup>            | 1,8E-03 <sup>3</sup>            | 2,6E-07 <sup>3</sup>                      |
| ETBE (C <sub>6</sub> H <sub>14</sub> O) | 0,5 <sup>1</sup>    | 9,0 <sup>1</sup>            | 1,0E-03 <sup>1</sup>            | 8,0E-08 <sup>1</sup>                      |

1 Valor IRIS en fase de información pública

2 Valor IRIS

3 Valor CalEPA



Por otro lado, si se conoce la existencia de otros aditivos en proporciones no despreciables en los combustibles empleados en un emplazamiento, deben ser tenidas en cuenta en la evaluación de riesgos con sus correspondientes constantes toxicológicas si se dispone de ellas.

#### 6.2.1.9. FRACCIONAMIENTO VS RESULTADOS GLOBALES DE TPH

Al igual que ocurría con las concentraciones de benceno y tolueno y de las fracciones aromáticas ligeras, los valores de TPH volátil+extraíble totales no deberían diferir del sumatorio de las concentraciones obtenidas por fracciones alifáticas-aromáticas, más allá de las incertidumbres analíticas. No obstante si lo hicieran, se adoptará el valor de concentración más conservador, aunque éste sea el de TPH totales, en cuyo caso se calcularían las concentraciones de cada fracción partiendo de este resultado total y aplicando la misma proporción de fracciones obtenida en el ensayo de escisión alifáticos/aromáticos.

#### 6.2.2. METALES Y METALOIDES

Las constantes toxicológicas a emplear en las evaluaciones de riesgos de metales y metaloides son por defecto las que figuran en la siguiente tabla, y que, con las debidas actualizaciones, han servido de base para el establecimiento de los Niveles Genéricos de Referencia para estos compuestos en Andalucía.

Las constantes dérmicas no cancerígenas, ante la ausencia de datos oficiales, se establecieron por extrapolación ruta-ruta de acuerdo al procedimiento EPA referido con anterioridad en anteriores apartados del documento.

Para algunas de las constantes inhalatorias no cancerígenas (Sn, Pb, Zn y Tl) tampoco se dispone actualmente de factores toxicológicos establecidos, y aunque en principio no es un método muy ortodoxo, ya que el mecanismo de acción por una y otra vía pueden ser diferentes, se opta con criterio conservador establecer dosis de referencia inhalatorias provisionales basadas en la extrapolación directa a partir de las dosis de referencia orales, convertidas posteriormente a concentraciones de referencia asumiendo un peso corporal medio de 70Kg y una tasa respiratoria conservadora de 20 m<sup>3</sup>/día.

Los riesgos determinados para estos compuestos y por estas vías deben considerarse con las debidas reservas, haciendo mención a ello en el apartado de evaluación de incertidumbres. A medida que se vayan publicando RfC para estos compuestos, se irán empleando en sustitución de estas extrapolaciones orientativas.

En el caso del Cr y el Hg se indican constantes toxicológicas diferenciadas para las especies más y menos tóxicas; CrIII y CrVI en el caso del cromo y Hg elemental y Hg inorgánico no elemental en el caso del mercurio. La RfC del Hg inorgánico no elemental, ante la ausencia de constante toxicológica específica, se adopta de manera conservadora igual a la establecido para el Hg elemental. La evaluación de riesgos por inhalación de partículas de Hg inorgánico no volátil diferirá de los riesgos por inhalación de vapores de Hg elemental gracias a la diferencia en los factores físico-químicos de ambas especies que regulan el transporte de ambos contaminantes por el aire (Presión de vapor fundamentalmente).



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 120/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

**Tabla 34: Constantes toxicológicas a emplear para metales y elementos traza inorgánicos**

| Elemento | RfDo<br>(mg/kg-día)   | Fuente   | RfDd<br>(mg/kg-día)   | Fuente    | RfC<br>(mg/m <sup>3</sup> ) | Fuente    | Sfo<br>(mg/kg-día) <sup>-1</sup> | Fuente | Sfd<br>(mg/kg-día) <sup>-1</sup> | Fuente    | URF<br>(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> | Fuente |
|----------|-----------------------|----------|-----------------------|-----------|-----------------------------|-----------|----------------------------------|--------|----------------------------------|-----------|---|--------|
| Sb       | 4,00E-04              | IRIS     | 6,00E-05              | Ruta-ruta | 3,00E-04                    | ATSDR     |                                  |        |                                  |           |   |        |
| As       | 3,00E-04              | IRIS     | 3,00E-04              | Ruta-ruta | 1,50E-05                    | CalEPA    | 1,50E+00                         | IRIS   | 1,50E+00                         | Ruta-ruta | 4,30E-03                                  | IRIS   |
| Ba       | 2,00E-01              | IRIS     | 1,40E-02              | Ruta-ruta | 5,00E-04                    | IRIS      |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Be       | 2,00E-03              | IRIS     | 1,40E-05              | Ruta-ruta | 2,00E-05                    | IRIS      |                                  |        |                                  |           | 2,40E-03                                  | IRIS   |
| Cd       | 1,00E-03              | IRIS     | 2,50E-05              | Ruta-ruta | 1,00E-05                    | ATSDR     |                                  |        |                                  |           | 1,80E-03                                  | IRIS   |
| Co       | 3,00E-04              | PPRTV    | 3,00E-04              | Ruta-ruta | 6,00E-06 <sup>1</sup>       | PPRTV     |                                  |        |                                  |           | 9,00E-03                                  | PPRTV  |
| Cu       | 4,00E-02              | HEAST    | 4,00E-02              | Ruta-ruta | 1,00E-03                    | RIVM      |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Cr III   | 1,50E+00              | IRIS     | 2,00E-02              | Ruta-ruta | 6,00E-02                    | RIVM      |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Cr VI    | 3,00E-03              | IRIS     | 7,50E-05              | Ruta-ruta | 1,00E-04                    | IRIS      | 5,00E-01                         | NJEPA  | 2,00E+01                         | Ruta-ruta | 8,40E-02 <sup>2</sup>                     | RAIS   |
| Sn       | 6,00E-01              | HEAST    | 6,00E-01              | Ruta-ruta | 2,10E+00                    | Ruta-ruta |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Hg0      | 1,60E-04              | CalEPA   | 1,60E-04              | Ruta-ruta | 3,00E-04                    | IRIS      |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Hg inorg | 3,00E-04              | IRIS     | 2,10E-05              | Ruta-ruta | 3,00E-04 <sup>3</sup>       | IRIS      |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Mo       | 5,00E-03              | IRIS     | 5,00E-03              | Ruta-ruta | 4,00E-04                    | ATSDR     |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Ni       | 2,00E-02              | IRIS     | 8,00E-04              | Ruta-ruta | 9,00E-05                    | ATSDR     |                                  |        |                                  |           | 2,40E-04 <sup>4</sup>                     | IRIS   |
| Pb       | 3,50E-03              | OMS-RIVM | 3,50E-03              | Ruta-ruta | 1,20E-02                    | Ruta-ruta | 8,50E-03                         | CalEPA | 8,50E-03                         | Ruta-ruta | 1,20E-05                                  | CalEPA |
| Se       | 5,00E-03              | IRIS     | 5,00E-03              | Ruta-ruta | 2,00E-02                    | CalEPA    |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Tl       | 1,00E-05              | PPRTV    | 1,00E-05              | Ruta-ruta | 3,50E-05                    | Ruta-ruta |                                  |        |                                  |           |   |        |
| V        | 5,04E-03 <sup>5</sup> | RAIS     | 1,30E-04 <sup>6</sup> | Ruta-ruta | 1,00E-04                    | ATSDR     |                                  |        |                                  |           |   |        |
| Zn       | 3,00E-01              | IRIS     | 6,00E-02              | Ruta-ruta | 1,05E+00                    | Ruta-ruta |                                  |        |                                  |           |   |        |

1. Existen valores de 5E-04 en RIVM y 1E-04 en OMS (menos conservadores).
2. Valor sustituto, basado en el valor de cromo total usando una ratio 1:6 (x7). Existe valor propuesto (no oficial) en IRIS de 1,2E-02 (algo menos conservador).
3. Adoptado del valor establecido por IRIS para mercurio elemental ante la ausencia de constante específica.
4. Valor candidato en EPA/635/R-08/001F
5. Valor sustituto, basado en la RfDo de pentóxido de vanadio aplicando ajuste en función del peso molecular.
6. Extrapolación ruta-ruta empleando factor de absorción gastrointestinal actualizado de 0,026.

En caso de no disponer de resultados de especiación, y salvo que se demuestre mediante modelización geoquímica la imposibilidad de encontrar determinadas especies en el emplazamiento en base a sus características físico-químicas, se adoptarán los valores correspondientes a las especies más tóxicas, pudiendo contemplar en el análisis de incertidumbres el caso contrario.

## 7. BIODISPONIBILIDAD Y ESPECIACIÓN

En determinados casos, especialmente para metales y metaloides que pueden estar presentes bajo diversas formas químicas, es factible mejorar la cuantificación de la exposición y el análisis toxicológico, por los siguientes motivos:

- No todo el contaminante presente en los suelos se encuentra en forma realmente accesible y disponible para el posible receptor, dependiendo de la/s forma/s química en la/s que se encuentre (especiación), así como de las características de la vía de contacto con el posible receptor, variando por ejemplo si consideramos al receptor humano que ingiere el suelo, o el que está expuesto indirectamente p.ej. a través de las aguas subterráneas.
- La toxicidad puede depender igualmente de la especiación química en la que se encuentre el compuesto, y ésta a su vez depende de la mineralogía de partida a la que se asocia el contaminante y de las condiciones ambientales en las que se encuentra: pH, potencial redox, temperatura, materia orgánica (particulada y disuelta), etc.

Sería útil por tanto determinar la cantidad del metal disponible para las diferentes vías de exposición y receptores posibles, y la especiación en aquellos casos en que la toxicidad difiere significativamente de unas especies a otras.

Se presentan dos inconvenientes para el estudio de la disponibilidad y la especiación:

- Se requieren analíticas en ocasiones novedosas y en proceso de validación e implantación, por lo general con un mayor coste económico.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 122/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

- Con frecuencia no se dispone de constantes toxicológicas para las diferentes especies de un compuesto, provocando que la especiación no tenga mucha utilidad y que forzosamente se tengan que emplear las cantidades totales del elemento asumiendo hipótesis conservadoras

A continuación se describen no obstante algunos estudios de disponibilidad/especiación que en el estado actual de la técnica pueden llevarse a cabo para refinar la evaluación de riesgos.

## 7.1. BIODISPONIBILIDAD

Bajo el término biodisponibilidad se encierran varias acepciones del término que conviene diferenciar previamente.

- Disponibilidad ambiental: fracción de un contaminante liberado al medio por procesos de desorción, potencialmente disponible para los organismos. P.ej.: lixiviación de un contaminante en fase sólida hacia las aguas subterráneas.
- Biodisponibilidad ambiental o bioaccesibilidad: fracción de un contaminante disponible ambientalmente que un organismo adquiere a través de procesos fisiológicos de solubilización. P.ej. cantidad del arsénico que un individuo ha ingerido accidentalmente, que es solubilizado en el estómago y continúa en estado soluble a su paso por el tracto intestinal.
- Biodisponibilidad: fracción del contaminante bioaccesible que finalmente es metabolizado por el receptor y puede interactuar con los tejidos y órganos. Si la solubilidad es el principal factor que determina la absorción efectiva del compuesto por el individuo, la bioaccesibilidad es equiparable a la biodisponibilidad. Ejemplo: cantidad de arsénico soluble en el tracto intestinal que finalmente atraviesa su epitelio.

La norma ISO 17402 realiza las siguientes recomendaciones respecto a los métodos para evaluar la disponibilidad/biodisponibilidad en lo que a las vías de exposición relacionadas con la salud humana se refiere:

**Tabla 35: Recomendaciones para la evaluación de la disponibilidad/biodisponibilidad**

|                    | Indicaciones ISO 17402  |
|--------------------|---|
| Ingestión de suelo | Es posible evaluar la biodisponibilidad oral mediante métodos de extracción con base fisiológica, que simulen la extracción ácida estomacal y el tránsito por el intestino delgado, remitiendo al documento ISO 17924   |
| Contacto dérmico   | Hace referencia a la existencia de modelos que normalmente emplean concentraciones de partida en suelos, por lo que no suele hacerse evaluación de la disponibilidad. En caso de que estos modelos estén basados en las concentraciones del agua de poro, remite al uso de ensayos para simular su concentración. |



|  | Indicaciones ISO 17402   |
|--|--|
| Inhalación de partículas                 | <p>Podría realizarse una caracterización de la fracción respirable (fracción más fina) del suelo contaminado, que es la que por otro lado poseerá una mayor grado de concentración, aunque luego las partículas inhaladas por el receptor serán una mezcla de partículas contaminadas y otras exentas de contaminación procedentes de otras zonas, por lo que es preferible llevar a cabo medidas específicas en aire.</p> <p>Algunas otras fuentes sin embargo sugieren el desarrollo de métodos fisiológicos de extracción similares a los existentes por vía oral pero adaptados al sistema pulmonar, que por el momento no han sido desarrollados.</p> |
| Absorción por plantas                    | <p>Comenta la realización de ensayos sobre los tejidos, pero como el proceso de absorción puede precisar un tiempo elevado, es preciso realizar predicciones. Hace referencia para ello al uso de ensayos de extracción que usen soluciones neutras o acidificadas, no complejantes (p.ej. nitrato amónico y cloruro cálcico).</p> <p>Esta vía está contemplada no obstante más para evaluaciones de riesgos para ecosistemas que para salud humana.</p>   |
| Lixiviación hacia las aguas subterráneas | <p>Hace referencia al uso de ensayos de lixiviación de la serie ISO 21268, y en particular:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Ensayo de percolación ISO 21268-3 con relación L/S=0,1 para la estimación de la concentración del agua de poro</li> <li>- Ensayo de lixiviación ISO/TS 21268-4 para evaluar la influencia de posibles cambios en el pH del suelo.</li> </ul> <p>También hace referencia a ISO 18772 para la profundización en estos métodos, la cual contempla a su vez un test de columna de gran escala, y ensayos con lisímetros a más largo plazo, que permiten simulaciones más aproximadas a la realidad.</p>                |

En lo que respecta a las soluciones propuestas, la que actualmente registra un mayor grado de implantación y aplicabilidad es la evaluación de la biodisponibilidad oral humana.

#### 7.1.1. BIODISPONIBILIDAD ORAL

La norma ISO 17924 realiza un análisis de las alternativas existentes y de los requisitos que deben contemplar los métodos fisiológicos de extracción aplicables (jugos corporales a considerar, etapas, tiempos de extracción, control de pH, ratio líquido/sólido, etc.)



Los métodos fisiológicos deben en principio contemplar la fase estomacal y la intestinal, las cuales poseen diferente grado de participación en la biodisponibilidad:

- La fase gástrica, a pH 1-2,5 durante 1-2 horas, produce la disolución de los carbonatos, óxidos y sulfuros más lábiles, liberando los metales asociados a estas formas minerales.
- La fase intestinal, a pH 5,5-7 durante al menos 2 horas (hasta 10), disuelve la materia orgánica liberando los metales ligados a ella, y la solubilización de los metales catiónicos por complejación con los ácidos biliares, aunque provoca también la precipitación, por el aumento del pH y/o la presencia de fosfatos, de algunos de los metales disueltos en la etapa anterior, permitiendo su excreción sin absorción.

La incorporación de reactivos para simular la acción salival y la ingesta simultánea de alimento junto con el suelo, está contemplada opcionalmente o por defecto en algunos de esos métodos. La simulación de alimento (que en la realidad no tiene por qué coincidir con la ingesta accidental de suelo) no se considera una opción conservadora, ya que eleva el pH gástrico reduciendo la solubilización de los metales.

Estos tests aportan el resultado de la bioaccesibilidad, es decir, la cantidad de contaminante susceptible de entrar al sistema circulatorio del organismo. Este parámetro es muy variable para un mismo tipo de suelo dependiendo de las características del método fisiológico empleado, y para un mismo método también puede variar si se considera solamente la etapa gástrica o la etapa gastrointestinal completa, por lo que no debe ser empleado en la evaluación de riesgos sin existir previamente una consistente validación entre los resultados obtenidos en laboratorio y los valores de disponibilidad real (absorción), obtenidos a partir de ensayos sobre organismos vivos que se toman como referencia (cerdos, monos, etc.), más complejos y costosos de realizar

En estas validaciones se somete a dichos organismos a dosis orales crecientes de contaminantes, a partir tanto de suelo como de sustancias patrón de referencia más solubles, similares a las empleadas en la derivación de las constantes toxicológicas (RfDo ó Sfo) empleadas en los cálculos de riesgo, y se controla la concentración o acumulación de dichos contaminantes en determinados órganos diana (orina, riñón, hígado, etc.), estableciendo curvas dosis-respuesta en base a las cuales se calcula la biodisponibilidad. En paralelo, se realizan ensayos fisiológicos in vitro para determinar la bioaccesibilidad sobre las mismas muestras de suelo.

El resultado de la validación es la obtención de curvas de regresión del tipo que se indica a continuación.

$$RBA = a + b * IVBA$$

donde:

RBA: Biodisponibilidad relativa

IVBA: Bioaccesibilidad in vitro, que puede ser absoluta o bien relativa dependiendo del método.

La **Biodisponibilidad relativa (RBA)**, también llamado Factor de absorción relativa (RAF), consiste en la relación entre la biodisponibilidad del contaminante en el suelo y la biodisponibilidad del contaminante a partir del patrón de referencia empleado (normalmente una solución). Se trata concretamente de la



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 125/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

ratio entre las pendientes de las curvas dosis-respuesta obtenidas en los ensayos in vivo sobre las muestras de suelos y sobre el material de referencia.

Este parámetro contabiliza por tanto en el cálculo del riesgo no sólo la biodisponibilidad del metal a partir del suelo cuyos riesgos se quieren valorar, sino también la biodisponibilidad del metal a partir del material de referencia empleado en la derivación de las constantes toxicológicas, ya que en este proceso se trabaja con curvas dosis-respuesta partiendo de dosis administradas o ingeridas, no de dosis realmente absorbidas. Permite de esta forma poder comparar posteriormente en la cuantificación del riesgo, las dosis realmente absorbidas desde el suelo con las dosis de referencia traducidas a dosis absorbidas.

Mientras que ambas biodisponibilidades por separado adoptarán valores entre 0 (absorción nula) y 1 (todo el contaminante se absorbe), la relación entre ambos puede ser inferior a la unidad (la biodisponibilidad del suelo es menor que la forma soluble), igual a 1 (ambas biodisponibilidades son similares) o más raramente superior a la unidad (la biodisponibilidad del suelo es mayor que la forma soluble).

La **Bioaccesibilidad in vitro (IVBA)**, es la cantidad de contaminante solubilizada en el test y que estaría por tanto accesible para su incorporación al sistema circulatorio del organismo. Puede venir expresada en forma absoluta o relativa (IVRBA). En forma absoluta se expresa como fracción o porcentaje respecto a la concentración pseudototal del contaminante en el suelo. En forma relativa, al igual que en el caso anterior, se calcula como la ratio entre la accesibilidad determinada en el test in vitro del contaminante a partir del suelo y la accesibilidad de ese mismo test a partir de la forma soluble empleada como patrón de referencia.

La norma ISO 17924 recoge cinco métodos validados (los 5 primeros de la relación siguiente), a los que cabe incorporar, al menos, el método IVBA (In Vitro Bioaccesibilidad) de EPA, que es una variante del SBRC y el método UBM (Unified Bioaccesibilidad Method) de BARGE (Bioaccesibilidad Research Group of Europe) que es una variante del método RIVM:

**Tabla 36: Principales métodos validados para la evaluación de la biodisponibilidad oral**

| Método  | Fases incluidas                   | Metales contemplados |
|---|-----------------------------------|----------------------|
| PBET (Physiologically Based Extraction Test method)   | Gástrica<br>Intestinal opcional   | Pb, As               |
| SBET (Solubility Based Extraction Test desarrollado por el Solubility/Bioavailability Research Consortium (SBRC)) | Gástrica<br>Intestinal opcional   | Pb, As               |
| OSU-IVG (Ohio State University In Vitro Gastrointestinal method)  | Gástrica o<br>Intestinal          | Pb, As, Cd           |
| RIVM (Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente holandés)  | Salival, gástrica e<br>intestinal | Pb, Cd               |



| Método   | Fases incluidas                         | Metales contemplados |
|--|---|----------------------|
| DIN 19739 (Instituto de normalización alemán)                                  | Gástrica e intestinal, salival opcional | Pb, As, Cd, Ni       |
| IVBA (In Vitro Bioaccessibility Assay) – US EPA                                | Gástrica                                | Pb, As               |
| UBM (Unified Barge Method) - Bioaccessibility Research Group of Europe (BARGE) | Salival, gástrica e intestinal          | Pb, As, Cd           |

Estos dos últimos métodos (IVBA-EPA y UBM-BARGE) se consideran según las fuentes consultadas los métodos mejor validados. El método UBM-BARGE tiene una mayor aplicación en Europa, sus resultados de validación para As son sensiblemente mejores y también se ha validado satisfactoriamente para Cd en comparación con el método EPA.

#### 7.1.1.1. MÉTODO IVBA EPA

EPA ha validado la siguiente función lineal para Pb en base a 19 muestras de suelos, fundamentalmente mineros y de molienda, en el rango 1200-14000 mg/Kg, de la que se aporta el percentil 95 en figura adjunta.

**Tabla 37: Función de bioaccesibilidad/biodisponibilidad gástrica para Pb método EPA**

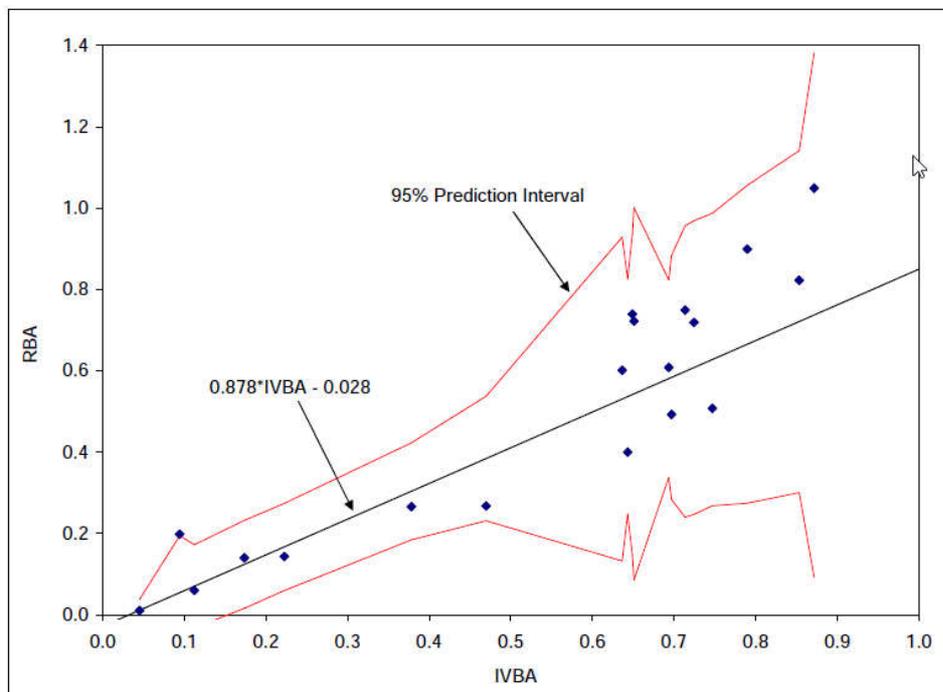
| Elemento | Fase fisiológica | Función                          | r <sup>2</sup> |
|----------|------------------|----------------------------------|----------------|
| Pb       | Gástrica         | $RBA = 0.878 \cdot IVBA - 0.028$ | 0,924          |

RBA: biodisponibilidad relativa

IVBA: bioaccesibilidad in vitro absoluta



**Figura 11: Representación función de bioaccesibilidad/biodisponibilidad gástrica para Pb método EPA**



Fuente: Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using in vivo and in vitro methods (EPA 2007)

El algoritmo de EPA trabaja directamente con bioaccesibilidades absolutas en contraste al método UBM-BARGE, porque el método EPA se centra únicamente en la correlación de la fase gástrica, siendo las bioaccesibilidades de las formas solubles para esta fase muy próximas a la unidad (100%), por lo que las bioaccesibilidades absolutas y las relativas son muy similares, siendo absorbidas las diferencias por la correlación efectuada con los resultados in vivo.

EPA contempla por otro lado, en base a la media geométrica prevista por el modelo IEUBK para la concentración de Pb en sangre de la población infantil expuesta a suelos contaminados con este elemento, una biodisponibilidad absoluta del 30%, que teniendo en cuenta una biodisponibilidad absoluta de Pb soluble del 50%, determinaría un valor de RBA por defecto para Pb del 60%.

Para As no llega a establecer una única función, existiendo validaciones parciales para determinados conjuntos de datos y organismos vivos empleados.

En base a los estudios realizados establece un valor por defecto de RBA para As del 60%, que obedece al percentil 95 del valor medio de RBA obtenido en los diferentes estudios. En la región X de la EPA sin embargo se estableció un valor de RBA de As del 78% (valor aplicado por RBCA Tool Kit) como valor central sobre un intervalo entre 56-111% que sobresale del resto de estudios disponibles.



Estos valores por defecto son empleados en las valoraciones iniciales de riesgo. Si los valores de riesgo obtenidos son similares a los máximos permitidos, se recomienda entonces la realización de ensayos de disponibilidad específicos del emplazamiento.

En principio estos valores son en general representativos para los resultados sobre los que se han obtenido los cálculos (fundamentalmente suelos mineros con elevadas concentraciones), aunque no se trata en realidad de límites superiores de estimación de RBA, sino un valor de tendencia central, especialmente en el caso del Pb.

Cabe la posibilidad como la propia EPA considera, de que a causa de las características de un emplazamiento dado (mineralogía, granulometría, especiación, etc), los resultados de biodisponibilidad fueran mayores que éstos.

#### 7.1.1.2. MÉTODO UBM-BARGE

El método UBM-BARGE ha validado las siguientes funciones lineales, tanto para fase gástrica como gástrico-intestinal, en base a 15 muestras de suelos de tres emplazamientos diferentes, correspondientes a terrenos mineros y de fundiciones.

**Tabla 38: Funciones de bioaccesibilidad/biodisponibilidad método UBM-BARGE**

| Elemento | Fase fisiológica | Función                   | r <sup>2</sup> | Sa   | Sb   |
|----------|------------------|---------------------------|----------------|------|------|
| Pb       | Gástrica         | IVRBA = 1,10 * RBA + 1,86 | 0,93           | 0,04 | 1,15 |
|          | Gastrointestinal | IVRBA = 1,09 * RBA + 1,09 | 0,89           | 0,04 | 1,16 |
| As       | Gástrica         | IVRBA = 1,00 * RBA - 0,01 | 0,98           | 0,03 | 0,59 |
|          | Gastrointestinal | IVRBA = 1,01 * RBA + 0,04 | 0,97           | 0,03 | 0,50 |
| Cd       | Gástrica         | IVRBA = 0,96 * RBA + 2,66 | 0,97           | 0,04 | 2,2  |
|          | Gastrointestinal | IVRBA = 0,94 * RBA + 1,43 | 0,91           | 0,04 | 2,08 |

IVRBA: bioaccesibilidad in vitro relativa (%)

RBA: biodisponibilidad relativa (%)

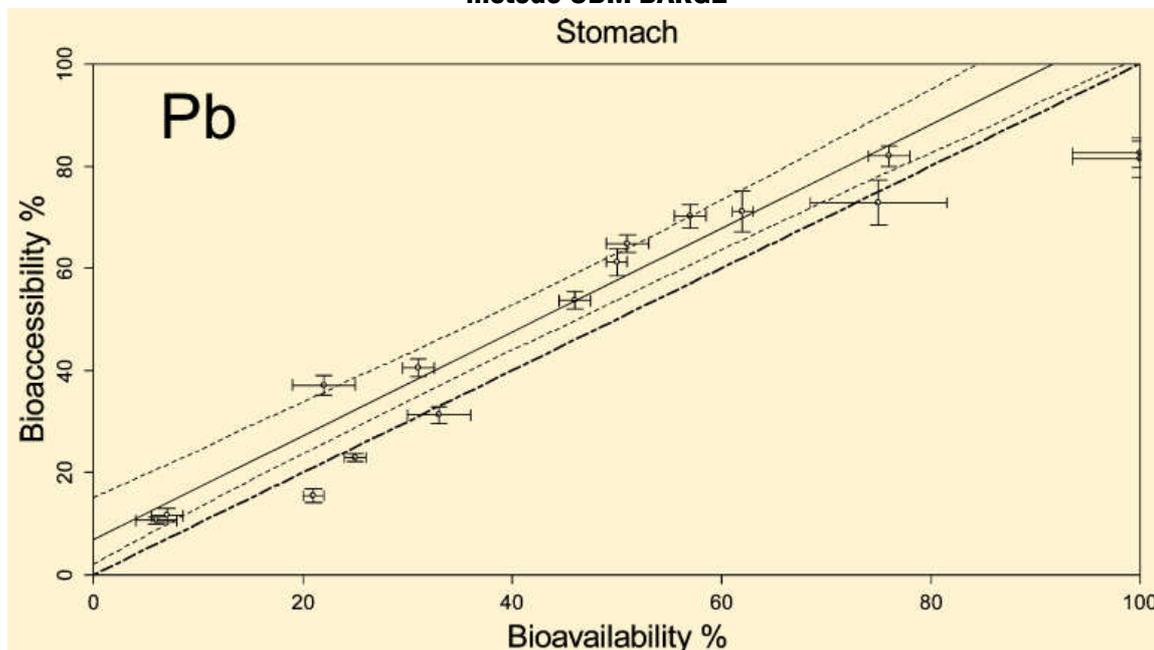
Sa: Desviación estándar de la pendiente

Sb: Desviación estándar de la ordenada en el origen

Fuente: Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb (Caboche J., 2009)



**Figura 12: Representación función de bioaccesibilidad/biodisponibilidad gástrica para Pb método UBM-BARGE**



Fuente: In vivo validation of the UBM to assess bioaccesibility of As, Sb, Cd y Pb in soils (Denys S. et al 2012)

Las funciones de este método, que están expresadas al contrario que en EPA tomando la bioaccesibilidad como ordenada, trabajan con bioaccesibilidades relativas (IVRBA).

La razón para ello es que las bioaccesibilidades gastrointestinales son bastante menores que las gástricas para Pb y Cd, debido en parte a la precipitación parcial de estos metales por la subida de pH en la fase intestinal.

Estas diferencias se obtienen tanto para la bioaccesibilidad a partir del suelo como a partir de los materiales de referencia, por lo que las bioaccesibilidades relativas (ratio de ambas) son similares entre la fase gástrica y gastrointestinal, y trabajando con ellas en la validación se pueden obtener curvas de regresión similares y pendientes próximas a la unidad en ambas fases.

La calidad de las correlaciones no obstante suele ser sensiblemente mejor o al menos equiparable si se considera únicamente la fase gástrica, por lo que una vez realizada la validación y la adecuación del procedimiento al proceso fisiológico completo, en su uso rutinario podría prescindirse de llevar a cabo la fase intestinal ya que con la fase gástrica se llegan a las mismas conclusiones de biodisponibilidad.

Las correlaciones obtenidas con este método permiten comprobar que para estos elementos, la bioaccesibilidad relativa es equiparable al valor de biodisponibilidad relativa, existiendo únicamente pequeñas diferencias entre ambos valores, por lo que se podría trabajar en evaluaciones de riesgos con estas bioaccesibilidades relativas.



Las bioaccesibilidades absolutas obtenidas en la validación para las formas solubles de referencia empleados, necesarias para traducir las bioaccesibilidades absolutas que se obtienen en los ensayos de rutina a realizar sobre las muestras de suelo a bioaccesibilidades relativas, son las siguientes:

**Tabla 39: Bioaccesibilidades absolutas de las formas de referencia (UBM-BARGE)**

| Elemento | Forma de referencia | Fase fisiológica | IVBA   |
|----------|---------------------|------------------|--------|
| Pb       | Acetato de Pb       | Gástrica         | 99 ± 2 |
|          |                     | Gastrointestinal | 65 ± 3 |
| As       | Arseniato de Na     | Gástrica         | 95 ± 3 |
|          |                     | Gastrointestinal | 92 ± 4 |
| Cd       | Cloruro de Cd       | Gástrica         | 98 ± 4 |
|          |                     | Gastrointestinal | 68 ± 3 |

IVBA: bioaccesibilidad in vitro absoluta en porcentaje (%) respecto al contenido total en la forma de referencia.

Fuente: Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb (Caboche J., 2009)

En el uso de las bioaccesibilidades relativas también deberán tenerse en cuenta, de forma conservadora, en la medida en que puedan determinarse, las incertidumbres analíticas en la cuantificación de las respectivas bioaccesibilidades absolutas (del suelo y de las formas de referencia).

A este respecto, durante la validación del método UBM-BARGE se identificaron las siguientes incertidumbres para la bioaccesibilidad, en base a los gráficos de control de reproducibilidad construidos con los resultados disponibles (50) sobre dos materiales de referencia (NIST SRM 2710 y 2711):

**Tabla 40: Incertidumbres en la determinación de la bioaccesibilidad (UBM-BARGE)**

| Elemento | Fase fisiológica | U IVBA |
|----------|------------------|--------|
| Pb       | Gástrica         | 10-15  |
|          | Gastrointestinal | 10-15  |
| As       | Gástrica         | 5-15   |
|          | Gastrointestinal | 10-15  |
| Cd       | Gástrica         | 10-20  |
|          | Gastrointestinal | 15-20  |

U IVBA: incertidumbre de la bioaccesibilidad in vitro absoluta en porcentaje (%).

Fuente: Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb (Caboche J., 2009)



7.1.1.3. PROPUESTA METODOLÓGICA PARA EVALUAR LA BIODISPONIBILIDAD ORAL

En las evaluaciones exploratorias de riesgos (nivel II), si no se dispone de ensayos in vitro, se asumirán biodisponibilidades relativas iguales a 1. Si se detectaran riesgos superiores a los permitidos, se puede contemplar como opción menos conservadora en el análisis de incertidumbre, los valores de biodisponibilidad por defecto propuestos por EPA (RBA del 60%).

Si los resultados de riesgo obtenidos con los valores de biodisponibilidad por defecto se encuentran relativamente próximos a los niveles de aceptabilidad del riesgo, se aconseja la realización de ensayos in vitro, especialmente si se trata de emplazamientos mineros donde no se ha procedido a una transformación metalúrgica del mineral.

El plan de muestreo para la caracterización de la biodisponibilidad debe ser representativo de las diferentes zonas consideradas en el ACR, las diferentes litologías o materiales de relleno causantes de los riesgos que se pretenden afinar, valores de pH y carbono orgánico del suelo registrados, etc.

En el estado actual de conocimiento sobre este tema, el método UBM-BARGE sería la opción más adecuada para valorar la disponibilidad oral mediante ensayos in vitro, ya que obtiene resultados bastante ajustados a los ensayos in vivo y se encuentra validado para un mayor número de parámetros.

El método IVBA de EPA también podría ser válido para el parámetro Pb.

Otros métodos podrían ser igualmente aceptables si las curvas determinadas en la correspondiente validación mostraran parecidos niveles de ajuste en cuanto a pendientes, ordenadas en origen y coeficientes de correlación, de manera que la biodisponibilidad pueda ser estimada directamente a partir de la bioaccesibilidad.

En cualquier caso, la aplicación directa de las curvas de correlación es discutible por varios motivos, entre los cuales estarían:

- Están basadas en muestras de una determinada mineralogía, fundamentalmente asociada a terrenos mineros o relacionados con la minería, desconociéndose su adecuación a otro tipo de muestras provenientes de otros contextos.
- Al igual que la mineralogía, otros factores locales podrían ejercer su influencia determinando valores mayores o menores de biodisponibilidad (p.ej. granulometría, pH).
- Están basadas en la extrapolación de los efectos sobre organismos vivos jóvenes sobre niños humanos. En el caso del Pb puede que en algunos casos la biodisponibilidad en adultos sea mayor que en niños.
- Las curvas describen valores de tendencia central. Habría que tener en cuenta las incertidumbres inherentes y adoptar valores más conservadores (percentiles superiores).

Por ello, en caso de disponer de valores de bioaccesibilidad in vitro, se debe adoptar para la evaluación de riesgos el valor más conservador de entre los siguientes:



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 132/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

- Valor de biodisponibilidad relativa (RBA) determinado por la curva de ajuste validada, pero considerando de manera conservadora la incertidumbre de sus parámetros característicos (pendiente y ordenada en origen), basándose para ello en los datos estadísticos ( $S_a$  y  $S_b$ ) aportados en la validación, así como la incertidumbre del valor de bioaccesibilidad absoluta (IVBA) o relativa (IVRBA) in vitro de partida empleada.
- Valor de bioaccesibilidad gástrica absoluta (IVBA) en caso de emplear método EPA, o bioaccesibilidad gástrica o gastrointestinal relativa (IVRBA) en caso de emplear método UBM, entendiéndose que éstas serán iguales o mayores a la biodisponibilidad. Se contemplará de forma conservadora la incertidumbre de este valor, pudiendo adoptar en su defecto los intervalos superiores determinados para este parámetro por la validación del método UBM-BARGE.

## 7.2. ESPECIACIÓN

Los metales y metaloides pueden presentarse bajo diferentes asociaciones químicas, dependiendo de la mineralogía de partida, las condiciones de pH y oxidación, etc, teniendo cada especie unas particulares características de movilidad y toxicidad.

Así por ejemplo, en el método de bioaccesibilidad UBM-BARGE mencionado con anterioridad, se determinaron intervalos de bioaccesibilidad inferiores para las fases minerales residuales, los sulfuros y los óxidos de hierro cristalinos, mientras que fueron significativamente mayores para los metales del complejo de cambio y los asociados a carbonatos y óxidos de hierro amorfos.

Con ligeras diferencias (debidas a la diferencias de pH del medio de transporte), la movilidad de los metales por lixiviación del agua de lluvia hacia las aguas subterráneas sigue un patrón parecido.

A continuación se citan algunos ejemplos sobre elementos de especial relevancia en contaminación minera:

### Arsénico

Es un metaloide de moderada abundancia en la corteza terrestre. Su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad dependen de la especie en la que se encuentre.

Si se asocia a sulfuros, suele ser muy estable, pero se puede removilizar en condiciones oxidantes ácidas. En condiciones oxidantes, el contenido disponible en arsénico en suelos y aguas superficiales está controlado por los óxidos de hierro y manganeso.

Las especies de arsénico más móviles son los iones arsenito y arseniato. Hay estudios que indican el diferente grado de toxicidad entre el arsenito ( $AsO_3^{-3}$ ) y el arseniato ( $AsO_4^{-3}$ ), pero parece que esta diferencia no es muy grande y aún no se han podido derivar valores diferenciales.

Las formas orgánicas de arsénico son mucho más biodisponibles, pero en general, se toleran bien por la biota, ya que se excretan, por lo que su toxicidad es baja (arsénico del pescado).



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 133/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

### **Plomo**

Los emplazamientos afectados por este metal son típicamente los de tipo minero y los que proceden de actividad industrial.

Tanto las formas orgánicas como inorgánicas de plomo suponen serios riesgos para todas las formas de vida. Las formas inorgánicas (típicas de actividades mineras) tienen baja solubilidad en agua, excepto en condiciones ácidas (apenas se ve modificado por el potencial redox).

Cuando se encuentra ligado a carbonatos o a los óxidos de Fe-Mn, el plomo está menos disponible, aunque si cambian las condiciones geoquímicas, pueden liberarse y pasar a formas iónicas de plomo, más móviles y biodisponibles.

Las partículas de plomo tienen especial toxicidad para el ser humano si llegan a inhalarse.

### **Mercurio**

El mercurio tiene tres estados de oxidación principales: elemental ( $Hg^0$ ), monovalente ( $Hg^+$ ) y bivalente ( $Hg^{2+}$ ). El mercurio elemental es considerablemente el más biodisponible, por su mayor solubilidad en los lípidos. Las formas bivalentes son disponibles por las plantas cuando son iónicas, pero si están combinadas con sulfuros son muy insolubles.

La metilación del mercurio (mediatizada por microbios en condiciones anóxicas) en el medio ambiente lleva a la formación de complejos orgánicos que son mucho más biodisponibles que las formas inorgánicas. Estas especies son también de los contaminantes más tóxicos de la biosfera.

### **Cadmio**

Es muy insoluble en condiciones reductoras, pero aumenta su movilidad y biodisponibilidad en ambientes ácidos oxidantes, donde evoluciona a hidróxido, carbonato o formas iónicas, según el sistema químico predominante.

La presencia de cloruros aumenta su movilidad, ya que forma complejos, aunque no parece incrementar su biodisponibilidad.

### **Cromo**

Es bien conocido el comportamiento diferencial entre cromo III y cromo VI. La especie trivalente es muy poco móvil y tóxica. De hecho es un microelemento esencial para muchos organismos. En cambio, el cromo hexavalente, que se acompaña con valores de potencial redox muy oxidantes, es un potente cancerígeno.

Existen diferentes técnicas analíticas implantadas o en fase de implantación para determinar la especiación química de los metales en las muestras de suelos, desde las extracciones selectivas tipo



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 134/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

Tessier o BCR, pasando por técnicas de separación como la cromatografía y detección por ICP-MS, hasta las técnicas más novedosas (p.ej. EMPA y XANES) aunque de aplicación práctica más limitada.

No obstante, también ha de disponerse de constantes toxicológicas diferenciadas para las diferentes especies, de manera que la especiación tenga su utilidad y aplicación en la evaluación de riesgos.

En el estado actual, por disponibilidad analítica y por establecimiento de constantes toxicológicas, y por la influencia que ejercen en los resultados de la evaluación de riesgos, la posibilidad de afinar el ACR mediante especiación se centra fundamentalmente en el Cr y el Hg. En el primero de los casos diferenciando entre Cr III y CrVI, y en el segundo discriminando entre Hg elemental volátil, mercurio orgánico (como metilmercurio) y el resto del mercurio (principalmente Hg+2, denominado mercurio inorgánico en el D 18//2015).

Como consecuencia del avance de las técnicas analíticas en especiación y el establecimiento de constantes toxicológicas, se podrán ir incorporando nuevos elementos.

Como se ha comentado anteriormente, las formas inorgánicas de AsIII y AsV presentan desigual toxicidad, a la vez que las formas orgánicas parecen mostrar menor toxicidad que las anteriores, por lo que sería posible afinar también en el futuro las evaluaciones de riesgos para este elemento por especiación si se dispusiera de constantes toxicológicas diferenciadas.

Respecto a la especiación de Cr y Hg cabe hacer las siguientes aclaraciones:

### **Cromo**

En el caso del cromo, existe la posibilidad de determinar analíticamente el CrVI en suelos sin complejidad, siendo la especie más tóxica con diferencia.

Se adoptará como valor de CrIII la diferencia con el Cr total. Aunque teóricamente pueden existir otros estados de oxidación, a efectos prácticos se considera que serán minoritarias.

### **Mercurio**

En el caso del mercurio, lo que más interesa es poder cuantificar las fases que en principio se esperan más minoritarias y más tóxicas (Hg elemental y organometálico), y acotar los verdaderos riesgos por inhalación debidos a la especie elemental.

Algunas de las opciones posibles son las siguientes:

- EPA 3230 Extracción secuencial selectiva capaz de individualizar cuatro fracciones: extractable orgánica (que engloba las formas organometálicas), extractable inorgánica, no extractable semi-móvil (que incluiría el Hg elemental y parte de Hg+2) y no extractable no móvil.
- Método de extracción secuencial de 5 pasos (Nicholas S. Bloom et al). Determina 5 fracciones: soluble en agua, soluble en ácido débil, organocomplejos (incluyendo orgnometálicos), complejos fuertes (incluyendo Hg elemental y complejos de Hg+2), y ligado a la fase mineral.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 135/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

- Determinación del Hg elemental mediante desorción térmica a temperatura controlada con arrastre de gas inerte. Existen varias variantes de este método. Se puede cuantificar el Hg de los vapores desprendidos atrapados en trampa de oro, en tubo de hopcalita, etc. Aunque son preferibles las primeras opciones, también se puede determinar el Hg total en la muestra antes y después de su desorción, y calcular el Hg elemental por diferencia.
- Determinación del metilmercurio por HPLC-ICP-MS, GC/ECD...
- Medida del mercurio en fase vapor del suelo

Algunos de estos métodos están aún en fase de implantación y no se encuentran normalizados. Los métodos para la determinación de la fase volátil del mercurio no son completamente selectivos, ya que tanto las extracciones selectivas como la desorción, especialmente las primeras, tienen cierto grado de solape con otras formas inorgánicas de mercurio ( $Hg^{+2}$ ). No obstante, estos solapes siempre provocarán que la cuantificación de la fase volátil se haga por exceso, por lo que la evaluación de riesgos para este elemento se hará de forma conservadora, a la vez que más ajustada a la realidad.

## 8. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

Esta etapa combina y resume las conclusiones del análisis de la exposición y del análisis toxicológico, estableciendo a través de algoritmos simples un determinado nivel cuantitativo de riesgo.

El riesgo por exposición a compuestos no cancerígenos se calcula mediante la comparación entre la dosis o la concentración de exposición estimada y los valores toxicológicos de referencia (ej. RfD o RfC). Para caracterizar el riesgo por exposición a compuestos cancerígenos se establece la probabilidad de que un individuo desarrolle un cáncer a lo largo de su vida, en función de la dosis estimada y la toxicidad del compuesto (Sf o URF).

En virtud de lo establecido en el artículo 2 del Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, los valores de referencia son:

- $10^{-5}$  para compuestos cancerígenos (probabilidad de generar 1 caso por cada 100.000 habitantes).
- 1 para compuestos tóxicos no cancerígenos (dosis recibida igual al valor tóxico de referencia).

Se calcularán los riesgos existentes para cada compuesto, y en virtud de lo establecido igualmente en el Anexo VIII del RD 9/2005, los que se ejercen conjuntamente por varios compuestos a la vez que compartan mecanismos de acción. Salvo modificación o desarrollos futuros del RD 9/2005 que indiquen lo contrario, y en consonancia con el Anexo A de la Guía Técnica de aplicación del RD 9/2005 del Ministerio de Medio Ambiente, se entiende que los criterios de evaluación aplicables a los riesgos acumulados son los mismos que los contemplados para los riesgos a nivel individual de cada compuesto.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 136/164 |
| VERIFICACIÓN | 64oxu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

De acuerdo a la metodología EPA, en ausencia de datos toxicológicos rigurosos, se asumirá de forma conservadora la aditividad de los riesgos ejercidos por todos los contaminantes considerados por cada vía de exposición o en la combinación de varias vías que tengan lugar al mismo tiempo.

Se han identificar con claridad los valores de riesgos que igualan o superan los valores permitidos, tanto a nivel individual como acumulados, así como aquellos otros que siendo inferiores a los valores permitidos, en combinación con otros, determinan la existencia de riesgos acumulados.

## 8.1. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO POR EXPOSICIÓN A COMPUESTOS INDIVIDUALES

### 8.1.1. RIESGO INDIVIDUAL PARA COMPUESTOS CANCERÍGENOS

Para compuestos cancerígenos el riesgo individual por compuesto, se estima como el incremento en la probabilidad de desarrollar un cáncer que experimenta el individuo expuesto a lo largo de su vida.

Se define riesgo como el producto de la dosis diaria crónica por el factor de pendiente. Para las vías inhalatorias, como se trabaja con concentraciones en lugar de dosis, el riesgo se define como el producto de la concentración de exposición por el factor unitario de riesgo (URF).

$$R = DDC \cdot Sf \quad R = C_{exp} \cdot URF$$

Donde:

|                      |  |
|----------------------|--|
| Riesgo               | Probabilidad de que un individuo desarrolle un cáncer                    |
| Dosis Diaria Crónica | Dosis diaria promediada a 78 años de exposición (mg/kg-día)              |
| SF                   | Factor de pendiente (mg/kg-día) <sup>-1</sup>                            |
| Cexp                 | Concentración de exposición (µg/m <sup>3</sup> )                         |
| URF                  | Factor de riesgo inhalatorio unitario (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> |

Este algoritmo, parte de una relación lineal entre la dosis administrada y la respuesta del individuo expuesto, que se considera válida para el rango de niveles de exposición que tiene lugar en emplazamientos contaminados donde el índice de riesgo sea inferior a 0,01.

En caso de haberse determinado la biodisponibilidad oral relativa (RBA), o en su defecto la bioaccesibilidad oral gástrica absoluta (IVBA) o la bioaccesibilidad relativa (IVRBA) de algunas de las sustancias para la vía de ingestión accidental, la dosis diaria crónica se multiplicaría por dicho factor, quedando la fórmula como sigue:



$$R = DDC \cdot RBA \cdot Sf$$

El cálculo del riesgo deberá realizarse para cada compuesto al que se encuentre expuesto el receptor y para cada vía de exposición plausible.

### 8.1.2. RIESGO INDIVIDUAL PARA COMPUESTOS NO CANCERÍGENOS

Los compuestos no cancerígenos se caracterizan por presentar una dosis umbral, a partir de la cual se observa una primera respuesta y por debajo de la cual el individuo expuesto no experimenta ningún efecto.

De ahí que la valoración del riesgo para compuestos no cancerígenos no se exprese en términos de probabilidad, como en los compuestos cancerígenos, sino en una comparación entre el nivel de exposición para un periodo de tiempo y la dosis de referencia derivada para un periodo de tiempo análogo.

Se define el cociente de peligro, en adelante HQ, como la relación entre la dosis de exposición para un periodo de tiempo concreto y la dosis de referencia derivada para un periodo de tiempo análogo. Para las vías inhalatorias se trabaja con concentraciones en lugar de con dosis, por lo que HQ se convierte en la ratio entre la concentración de exposición y la concentración de referencia.

$$HQ = \frac{\text{Dosis diaria}}{RfD} \quad HQ = \frac{C_{exp}}{RfC}$$

Donde:

|              |  |
|--------------|--|
| HQ           | Cociente de peligro  |
| Dosis Diaria | Dosis diaria de exposición (mg/kg-día)                       |
| RfD          | Dosis de referencia (mg/kg-día)                              |
| Cexp         | Concentración de exposición (mg/m <sup>3</sup> )             |
| RfC          | Concentración de referencia inhalatoria (mg/m <sup>3</sup> ) |

La dosis diaria y la dosis de referencia deben estar basadas en periodos de tiempo similares. Normalmente se emplearán dosis crónicas, ya que se emplean duraciones de exposición a largo plazo de los individuos razonablemente más expuestos, salvo que aún en esas condiciones, algunas exposiciones se puedan considerar agudas o subcrónicas, de acuerdo a lo indicado en el apartado sobre frecuencia y duración de exposición de este documento.



Si la exposición se clasifica como aguda o subcrónica pero no se han derivado constantes toxicológicas para ese nivel, se adoptará de forma conservadora la constante derivada de siguiente nivel (subcrónica en sustitución de aguda y crónica en sustitución de subcrónica).

En caso de haberse determinado la biodisponibilidad oral relativa (RBA), o en su defecto la bioaccesibilidad oral gástrica absoluta (IVBA) o la bioaccesibilidad relativa (IVRBA) de algunas de las sustancias para la vía de ingestión accidental, la dosis diaria se multiplicaría por dicho factor, quedando la fórmula como sigue:

$$HQ = \frac{DDC}{RfD} \cdot RBA$$

Al igual que para los compuestos cancerígenos, el cálculo del cociente de peligro deberá realizarse para cada compuesto al que se encuentre expuesto el receptor y para cada vía de exposición plausible.

## 8.2. CÁLCULO DEL RIESGO POR EXPOSICIÓN A MÚLTIPLES COMPUESTOS

En la mayoría de emplazamientos los receptores se encuentran expuestos a múltiples compuestos (cancerígenos y no cancerígenos). Por ello, la estimación de la exposición a compuestos individuales puede subestimar el cálculo del riesgo real existente para el receptor. Consecuentemente, la aproximación más aceptada en la evaluación de una exposición simultánea a varios contaminantes, de acuerdo con la metodología ASTM y EPA, consiste en la adición de los índices de riesgo o cocientes de peligro individuales.

Esta aproximación tiene sus limitaciones, como por ejemplo:

- Asigna la misma importancia a sustancias con diferentes categorías carcinogénicas (A, B, etc), y con calidad de datos toxicológicos de partida diferentes (diferente grado de incertidumbre, ensayos en animales y humanos, etc).
- Al basarse las cuantificaciones de riesgo de cada sustancia en dosis/factores de pendiente basadas en percentiles superiores, la suma de esas cuantificaciones será aún más conservadora.
- La acción simultánea de dos sustancias no tiene por qué ser independiente: pueden existir sinergias o antagonismos que incrementan o reducen la suma de los riesgos individuales.
- No tiene en consideración si algunos de los contaminantes tienen diferentes mecanismos de acción e inciden sobre diferentes órganos en sus efectos no cancerígenos, en cuyo caso la aditividad es más cuestionable.

A pesar de ello, por su practicidad, es la aproximación metodológica recomendada por defecto, al menos para un nivel exploratorio de la evaluación de riesgos.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 139/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

### 8.2.1. RIESGO ACUMULADO PARA COMPUESTOS CANCERÍGENOS

Se entiende que los riesgos cancerígenos de diversas sustancias pueden ser aditivados con propiedad dentro de una misma vía de exposición, aun pudiendo afectar a diferentes órganos diana, debido a que se evalúa la probabilidad de ocurrencia de cáncer, cualquiera que sea su tipo.

La fórmula de adición recomendada por EPA para el cálculo de los riesgos cancerígenos acumulados es la siguiente:

$$R_{TV} = 1 - (1 - R_1) (1 - R_2) (1 - R_3) \dots$$

$$R_{TV} = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - R_i)$$

Donde:

$R_{TV}$  : Riesgo conjunto por exposición a múltiples compuestos cancerígenos para una vía de exposición concreta.

$R_i$  : Riesgo individual calculado para cada compuesto cancerígeno presente en el medio afectado.

Esta fórmula no obstante, cuando el número de sustancias involucradas no es muy grande y los índices de riesgo cancerígenos resultantes no son elevados (< 0,1 aproximadamente), se suele simplificar ya que el resultado no varía significativamente, asumiendo que el riesgo total por exposición combinada a múltiples compuestos es igual al sumatorio del riesgo calculado de forma individual para cada compuesto.

$$R_{TV} = \sum_{i=1}^n R_i$$

En función de los riesgos cancerígenos evaluados habitualmente en suelos potencialmente contaminados, esta simplificación puede adoptarse por defecto. Caso excepcional de que no se cumplieran las premisas necesarias, convendría aplicar el algoritmo inicial.

### 8.2.2. RIESGO ACUMULADO PARA COMPUESTOS NO CANCERÍGENOS

El riesgo acumulado para compuestos no cancerígenos se expresa como un índice de peligro o riesgo (HI), también llamado cociente de riesgo total (THQ). Se calculará un HI independiente para cada periodo de exposición evaluado (crónico, subcrónico o de corta duración).



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 140/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

Se puede asumir en un primer nivel de la evaluación, que el índice de peligro total por exposición combinada a múltiples compuestos es igual al sumatorio de los cocientes de peligro calculados de forma individual para cada compuesto y una determinada vía de exposición.

$$HI_{TV} = \sum_{i=1}^n HQ_i$$

Donde:

$HI_{TV}$  : Índice de peligro o riesgo por exposición a múltiples compuestos no cancerígenos para una vía de exposición concreta.

$HQ_i$  : Cociente de peligro o riesgo calculado para cada compuesto no cancerígeno presente en el medio afectado.

No obstante, el método de adición de dosis seguido en este caso con los compuestos no cancerígenos, es apropiado para compuestos con igual mecanismo de acción, o al menos que tengan el mismo efecto o afecten al mismo órgano diana.

Sería por tanto posible la segregación de la suma de riesgos según el tipo de efecto u órgano afectado, y en caso de disponer de información, del mecanismo de acción de los contaminantes, pero para ello se ha de realizar una revisión exhaustiva de la información toxicológica disponible para todos los contaminantes, segregar los mismos en diferentes agrupaciones según sus efectos y modos de acción con rigor científico, y llevar a cabo la evaluación de riesgos en cada una de las diferentes agrupaciones consideradas, siendo recomendable que dichas labores sean llevadas a cabo por un toxicólogo.

Se deben identificar los efectos (órgano o sistema afectado) de cada sustancia sobre la salud humana, tanto los efectos críticos en base a los cuales se han derivado las dosis o concentraciones de referencia, como otros menos importantes que se producen con mayores niveles de exposición.

Se entiende por efecto la afección a determinadas funcionalidades, sistemas u órganos: neurotoxicidad, toxicidad para el desarrollo, para la reproducción, inmunotoxicidad, riñón, hígado, sistema respiratorio, sistema cardiovascular, gastrointestinal, hematológico, músculo-esquelético y dermales/oculares.

Del mismo modo se debe comprobar la existencia de ensayos toxicológicos que permitan descartar la participación de la sustancia en otros tipos de efectos. Con objeto de no subestimar riesgos, la exclusión de una sustancia de un determinado grupo de efecto, ha de estar soportada por argumentos toxicológicos relevantes para las exposiciones estimadas. Cuando no existe información o ésta no es concluyente sobre la incidencia de una sustancia en determinados tipos de efectos, no debe eliminarse la participación de dicha sustancia en los riesgos acumulativos para esos efectos.

Se debe emplear pues toda la información toxicológica disponible, por lo que se han de revisar exhaustivamente todos los informes toxicológicos detallados existentes sobre cada sustancia a partir de las diferentes fuentes disponibles (IRIS, PPRTV, ATSDR, HEAST, OMS, publicaciones científicas, etc.).

Una vez realizada la revisión toxicológica, se llevará a cabo una agrupación de las sustancias que participan o pueden participar en los diferentes efectos, y si la información es suficiente a través de



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 141/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

diferentes modos de acción. Una misma sustancia pertenecerá normalmente a más de un grupo debido a sus diferentes efectos tóxicos.

En caso de segregar los riesgos acumulados por tipo de efectos, la evaluación de riesgos debe clarificar en cada caso las fuentes consultadas para llevar a cabo la misma, y justificar detalladamente la información toxicológica concreta en base a la cual, se eliminan en cada caso, las sustancias contaminantes de las agrupaciones consideradas.

En cada agrupación se calculan los cocientes de riesgo que aporta cada sustancia (HQ), y se suman para obtener el correspondiente índice de riesgo (HI). En el cálculo del cociente de riesgo de cada sustancia, idealmente, debería disponerse de una dosis o concentración de referencia específica de esa sustancia para ese tipo de efecto (Target Organ Toxicity Dose or Concentration – TTD ó TTC). Lo habitual sin embargo es que se tengan que utilizar las dosis o concentraciones de referencia estándar, que están basadas en los efectos más críticos de la sustancia, por lo que la evaluación será normalmente conservadora.

Si existe información específica sobre la sinergia/antagonismo de determinadas mezclas de sustancias, ésta debe ser tenida en cuenta para modificar la fórmula de aditividad. Los documentos EPA “Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures” y “Concepts, methods and data sources for cumulative health risk assessment of multiple chemicals, exposures and effects: a resource document” pueden ser consultados a estos efectos.

### 8.3. CÁLCULO DEL RIESGO COMBINADO A TRAVÉS DE MÚLTIPLES VÍAS DE EXPOSICIÓN

En los emplazamientos contaminados es común que un mismo individuo esté expuesto a la contaminación a través de varias vías de exposición.

La entrada del contaminante en el organismo, aunque se produzca a partir de diferentes sistemas fisiológicos, puede terminar produciendo los mismos efectos, aunque con diferente intensidad, en los mismos órganos o sistemas vitales.

Por ello puede ser necesario asumir con criterio conservador la aditividad de los riesgos calculados para cada sustancia, y para el conjunto de las sustancias, a partir de las diferentes vías de exposición existentes para un mismo receptor en un mismo escenario de exposición.

Para poder considerar la aditividad del riesgo a través de varias vías de exposición es necesario no obstante:

- Identificar combinaciones de vías de exposición razonables.

Las vías de exposición deben solaparse, en el espacio y en el tiempo, afectando a los mismos receptores, ya sea en un escenario actual o futuro.

Por ejemplo, una combinación razonable sería la integración de la ingestión accidental, el contacto dérmico y la inhalación de vapores y partículas para un receptor que mantuviera una determinada



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 142/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

actividad en un emplazamiento sin pavimentar contaminado a nivel subsuperficial, por ejemplo el usuario de una zona verde ubicada sobre un emplazamiento potencialmente contaminado.

- Contemplar niveles de exposición coherentes para las vías de exposición a combinar.

Cuando se combinan los riesgos existentes para un receptor por varias vías de exposición, la exposición para cada vía debe corresponderse con la realidad del receptor considerado.

Cuando el receptor razonablemente más expuesto (RME) difiere según las vías de exposición contempladas, se debe llevar a cabo una evaluación de riesgos diferente para cada uno de estos receptores, considerando sus niveles de exposición aplicables, y combinando en su caso aquellas vías de exposición que se solapen.

No es coherente combinar riesgos por diferentes vías de exposición cuando los niveles de exposición se han establecido en base a receptores RME de diferente localización.

Por ejemplo, un receptor residencial “on site” puede quedar expuesto a vías de contacto directo, inhalación en exteriores e interiores, pero no es coherente combinar los riesgos resultantes para estas vías si para todas ellas se han considerado tiempos de exposición maximalistas (p.ej. 24 horas/día), ya que el período de exposición, en el interior y en el exterior de la vivienda, no pueden responder simultáneamente a esos niveles máximos.

### 8.3.1. RIESGO ACUMULADO POR MÚLTIPLES VÍAS PARA COMPUESTOS CANCERÍGENOS

Se asume que el riesgo total por exposición combinada a múltiples compuestos y vías de exposición es igual al sumatorio del riesgo calculado para cada vía de exposición.

$$R_{TR} = \sum_{i=1}^n R_{TV}$$

$R_{TR}$  : Riesgo conjunto ejercido sobre el receptor, por exposición a múltiples compuestos cancerígenos a través de varias vías de exposición.

$R_{TV}$  : Riesgo conjunto por exposición a múltiples compuestos cancerígenos para una vía de exposición concreta.

### 8.3.2. RIESGO ACUMULADO POR MÚLTIPLES VÍAS PARA COMPUESTOS NO CANCERÍGENOS

Se puede asumir en un primer nivel del análisis, que el índice de peligro total por exposición combinada a múltiples compuestos y vías de exposición es igual al sumatorio del índice de peligro total calculado para cada vía de exposición.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 143/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

$$HI_{TR} = \sum_{i=1}^n HI_{TV}$$

Donde:

HI<sub>TR</sub> : Índice de peligro o riesgo conjunto ejercido sobre el receptor, por exposición a múltiples compuestos no cancerígenos a través de varias vías de exposición.

HI<sub>TV</sub> : Índice de peligro o riesgo por exposición a múltiples compuestos no cancerígenos para una vía de exposición concreta.

Sería no obstante posible, la segregación de la suma de riesgos según el tipo de efecto u órgano afectado, y en caso de disponer de información, del mecanismo de acción de los contaminantes.

De optar por esta opción, en cada una de las vías de exposición previamente contempladas, se habrán identificado diferentes agrupaciones de contaminantes según sus efectos. Si para un mismo tipo de efecto se han creado agrupaciones de parámetros en varias de las vías de exposición contempladas, se llevaría a cabo la suma de los índices de riesgo de esas agrupaciones.

## 9. ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRES

De acuerdo con el Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, esta fase se encuentra dentro de la valoración global.

En todo proceso de evaluación de riesgos, se efectúan una serie de premisas, asumiendo ciertas variables y condicionantes. Dichas premisas y condicionantes deben quedar perfectamente identificadas, ya que en los resultados del análisis se generan incertidumbres.

Las incertidumbres generadas en las evaluaciones de riesgos pueden englobarse en dos grupos generales:

- Asociados a los efectos de los contaminantes.
- Asociados a la caracterización del marco de exposición.

En relación con los primeros, la incertidumbre se produce por el potencial desconocimiento de los efectos que los contaminantes pueden causar a los receptores.

En el proceso de derivación de los valores toxicológicos se efectúan una serie de asunciones y se introducen factores de seguridad. Para reducir esta incertidumbre en el análisis, se deben emplear valores toxicológicos publicados por fuentes de reconocido prestigio, preferiblemente IRIS como se ha comentado con anterioridad, y asegurarse que corresponden a las últimas actualizaciones.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 144/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

En ocasiones y para determinados elementos, las constantes toxicológicas disponibles, procedentes de fuentes de similar nivel de prestigio, pueden variar significativamente. También puede ocurrir que las únicas constantes disponibles sean provisionales, provengan de una única fuente y se dude de su utilización en la evaluación de riesgos.

El aspecto en el que se puede disponer de un mayor control se relaciona con las incertidumbres asociadas a la caracterización del marco de exposición. Si en el riesgo final predomina el peso de una o varias vías, será preciso que el análisis se centre en las variables que las controlan. En este sentido, se deberán evaluar las incertidumbres asociadas a los siguientes aspectos:

- Definición adecuada por densidad y distribución de puntos de los focos de contaminantes, identificación de compuestos y concentraciones representativas.
- Caracterización del medio físico en el que se produce la migración de contaminantes. Definición de las variables que controlan el proceso: permeabilidad, anisotropía, gradiente, etc.
- Modelos de transporte. Sensibilidad de la simulación efectuada.
- Receptores potenciales de los impactos.
- Relevancia de las vías de exposición y de los parámetros de exposición considerados

Para cada vía de exposición o conjunto de vías de exposición en el que se hayan detectado riesgos acumulados superiores a los permitidos, o bien que estén relativamente próximos a dicho nivel (aproximadamente un orden de magnitud, esto es  $HQ > 0,1$  e  $IR > 10^{-6}$ ), se identificarán aquellos parámetros cuyos valores incidan más sobre el resultado final, en especial aquellos para los que ha sido necesario asumir su valor por falta de datos específicos del emplazamiento dado en el caso de variables de exposición, o para los que existan otros valores posibles significativamente diferentes en el caso de las constantes toxicológicas.

Se llevará a cabo sobre estos parámetros un análisis de la sensibilidad sobre el resultado final, haciendo variar el valor asignado para el parámetro considerado, adoptando opciones más y/o menos conservadoras que razonablemente puedan darse, dejando constantes el resto, y registrando los valores finales de riesgo que se obtendrían en cada opción y los porcentajes de incremento o disminución respecto al riesgo determinado en el análisis llevado a cabo.

Se justificarán las opciones más o menos conservadoras seleccionadas, aportando cuando procedan, las fuentes (documentos EPA, guías metodológicas, etc.) de donde se han extraído.

En caso que la evaluación de riesgos contemple varias zonas, receptores, etc, el ensayo de sensibilidad se llevará a cabo, para cada variable y vía de exposición a considerar, en aquellas situaciones de riesgo más interesantes, que serán normalmente las más próximas a los niveles de riesgo permitidos o las de valores de riesgo máximos.

Se identificarán aquellas variables que por sí mismas, o en conjunción con alguna otra, podrían alterar la conformidad o no conformidad de los riesgos realizada respecto a los valores normativos.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 145/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA1XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

Las incertidumbres podrán evaluarse de modo cualitativo, de forma justificada y determinando cual sería el efecto sobre los resultados de la evaluación, cuando el análisis cuantitativo no resulte posible.

Sobre las variables con influencia en la valoración final, podría plantearse una investigación adicional para reducir el error en los resultados finales, dando lugar a una fase detallada de la evaluación de riesgos.

## 10. CÁLCULO DE VALORES OBJETIVO

El proceso de evaluación de riesgos permite fijar aquellos niveles de máxima concentración residual admisible, niveles objetivo, en el medio objeto de estudio. Los niveles objetivo limitan los riesgos de los receptores potenciales hasta niveles aceptables.

La determinación de niveles objetivo se realiza de modo inverso a la evaluación de riesgos (este proceso se conoce como “way backwards”). Se parte de los criterios de aceptabilidad del riesgo del Real Decreto 9/2005, y se determina la correspondiente concentración en el medio de afección (suelos y/o aguas subterráneas y/o vapores del suelo) que permitiría alcanzar dichos criterios.

El análisis inverso se lleva a cabo primero a nivel de cada contaminante en particular. El proceso conlleva el cálculo de concentraciones en suelo y agua para efectos cancerígenos y no cancerígenos de modo independiente, así como para cada vía de exposición (individual o combinada) y cada receptor considerado en la evaluación. Sobre los diferentes valores obtenidos se seleccionará el que resulte más conservador.

Una vez calculados los valores objetivo para cada contaminante a nivel individual, se lleva a cabo un refinamiento del proceso para garantizar que los riesgos acumulados para cada vía o conjunto de vías de exposición, se mantendrán igualmente inferiores a los valores permitidos.

No todos los contaminantes aportarán iguales niveles de riesgo al riesgo acumulado final, por lo que sólo será preciso reducir las concentraciones sobre aquellos que mayor participación tienen en la superación de los valores límite, normalmente aquellos sobre los que se han determinado riesgos superiores a los permitidos a nivel individual, y algunos cuyos valores de riesgo son relativamente próximos a los permitidos (dentro de un orden de magnitud aproximadamente, esto es  $HQ > 0,1$  e  $IR > 10^{-6}$ ).

La reducción sobre la concentración inicial de los diferentes contaminantes seleccionados será más o menos proporcional, a menos que alguno/s de los contaminantes, por sus características físico-químicas (p.ej. volatilidad) sea/n más fácil/es de descontaminar que el resto, en cuyo caso se podrán reducir las concentraciones de éstos preferentemente para el establecimiento de los valores objetivo.

Se aclarará en la evaluación de riesgos el criterio elegido para la reducción de la concentración de contaminantes en el cálculo de los valores objetivo teniendo en cuenta los efectos acumulativos.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 146/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

### 10.1. VALORES OBJETIVO Y CONCENTRACIONES DE SATURACIÓN O SOLUBILIDAD

Como se ha comentado con anterioridad, durante la evaluación de riesgos producidos a través de vías de exposición indirectas, a partir de medios de exposición diferentes al medio fuente de la contaminación (por ejemplo por exposición al aire ambiente cuya contaminación procede de la de las aguas subterráneas o el suelo), los modelos de transporte de la contaminación empleados contemplan el reparto proporcional de los contaminantes entre las fases suelo, agua y aire en condiciones de equilibrio, hasta una determinadas concentraciones límite o tope, que en suelos se corresponderían con las concentraciones de saturación y en aguas con los límites de solubilidad.

Concentraciones mayores que éstas, estarían formando una cuarta fase o fase libre, sea esta residual o bien constituyendo fase libre móvil, y pueden no ser tenidas en cuenta por los algoritmos empleados en los modelos de transporte, o bien ser tenidas en cuenta pero sin cumplir las premisas o condicionantes del modelo, ofreciendo pues resultados de riesgo únicamente orientativos.

Al calcular los valores objetivo en estos casos, puede suceder que la concentración en el medio de exposición que induce riesgos en el límite de aceptabilidad, implica por modelización inversa una concentración en el medio fuente superior a la concentración de saturación o el límite de solubilidad.

Si se considera a través de la Ley de Raoult la reducción en la concentración de saturación o la solubilidad que se produce por la presencia de varios contaminantes a la vez en el medio, será aún más probable que el valor objetivo determinado sea superior a dichas concentraciones de saturación o solubilidades en este caso efectivas.

Ello quiere decir que la concentración en la matriz del foco especificada no alcanzará nunca, en las condiciones naturales de ese suelo o de ese agua subterránea, y bajo las premisas de equilibrio entre fases de los modelos de transporte de contaminantes habitualmente empleados, niveles que pudieran representar un riesgo inaceptable por esas vías de exposición a partir de esas matrices (el suelo o las aguas subterráneas), por lo que no procede el establecimiento de niveles objetivo para dichas matrices. Los valores teóricos determinados se suelen sustituir por indicaciones del tipo  $>C_{sat}$  ó  $>S$ .

De esta forma, los niveles objetivo determinados en suelos, para aquellas vías de exposición que no impliquen el contacto directo con el suelo, están limitados al valor de saturación en suelos, o de saturación efectiva si se tiene en cuenta la presencia de otros contaminantes en la mezcla mediante la Ley de Raoult.

De igual forma, los niveles objetivo en aguas subterráneas, para aquellas vías de exposición que no impliquen el contacto directo con las mismas, están limitados al límite de solubilidad de cada compuesto, o de solubilidad efectiva si se tiene en cuenta la presencia de otros contaminantes en la mezcla mediante la Ley de Raoult.

Esta limitación no se produce en vías de exposición directas (p.ej. ingestión y contacto dérmico de suelos y/o de las aguas subterráneas en el foco o sus proximidades), en las cuales no se precisa modelización del transporte de contaminantes, y todas las concentraciones halladas en dichos medios participarían en la exposición de los receptores. Para estas vías de exposición los valores objetivo pueden ser superiores a las concentraciones de saturación o los límites de solubilidad.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 147/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

Por otro lado, las concentraciones que exceden estos valores de saturación o solubilidad, absolutas o efectivas, que serían indicativas de la existencia de una cuarta fase en el medio, pueden inducir por su parte riesgos inadmisibles por inhalación a causa de la volatilización de contaminantes a partir de esa cuarta fase, tal como se indicó en el apdo 5.3.2 del presente documento, y que no son contabilizados por los modelos de migración de la contaminación actualmente contemplados por los software comerciales, debiendo ser evaluados a través del muestreo de la fase vapor o de las máximas concentraciones teóricas esperables en esa fase vapor a partir de la ley de gases ideales.

En caso de identificarse dichos riesgos inadmisibles, con independencia de la necesidad de eliminar la posible fase libre móvil, será necesario reducir las concentraciones del contaminante en el subsuelo hasta niveles en los que esas concentraciones que exceden los niveles de saturación o solubilidad, no provoquen riesgos inadmisibles, lo cual será normalmente monitorizado a través de valores objetivo establecidos en la fase vapor.

No todos los programas comerciales de ACR permiten en la actualidad calcular de forma automática esos valores objetivo en la fase gaseosa del suelo. Actualmente se puede hacer a través al menos de RISC, la hoja de cálculo del modelo de Johnson & Ettinger de EPA ("Johnson and Ettinger Model Spreadsheet Tool"), que es de difusión gratuita pero que no incorpora actualmente fracciones de TPH, y de BIOVAPOR, incorporando en este último caso la biodegradación aunque necesita un mayor número de valores de entrada.

Para los hidrocarburos del petróleo EPA no es partidaria de emplear el modelo de Johnson & Ettinger para calcular los riesgos, y por tanto tampoco para calcular en el modo inverso los valores objetivo. Propone en su lugar para establecer los objetivos de una remediación el cálculo de la concentración objetivo en el interior del edificio adoptando la misma fórmula que emplea para calcular el Vapor Intrusion Screening Level (VISL), que es el equivalente a un NGR, y a partir de él establecer el valor objetivo de vapor del suelo dividiéndolo por un factor de atenuación específico del emplazamiento, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$C_{ia,c} = \frac{R \quad AT \quad \left(\frac{365 \text{ días}}{\text{año}}\right) \quad \left(\frac{24 \text{ horas}}{\text{día}}\right)}{EF \quad ED \quad ET \quad URF}$$

$$C_{sg} = \frac{C_{ia, \min}}{\alpha_{sg}}$$

$$C_{ia,nc} = \frac{HI \quad RfC \quad AT \quad \left(\frac{365 \text{ días}}{\text{año}}\right) \quad \left(\frac{24 \text{ horas}}{\text{día}}\right) \quad \left(\frac{1000 \mu\text{g}}{\text{mg}}\right)}{EF \quad ED \quad ET}$$

donde:

- Cia,c: Concentración objetivo en el interior del edificio ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para los compuestos cancerígenos
- Cia,nc: Concentración objetivo en el interior del edificio ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para los compuestos no cancerígenos
- R: Riesgo cancerígeno admisible (1E-05)
- HI: Riesgo no cancerígeno admisible (1,0)
- RfC: Concentración de referencia por inhalación ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 148/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

- URF: Factor unitario de riesgo por inhalación ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>  
 AT: Tiempo promedio de exposición (70 años para cancerígenos, ED para no cancerígenos)  
 ED: Duración de la exposición (años)  
 EF: Frecuencia de exposición (días/año)  
 ET: Tiempo diario de exposición (horas/día)  
 Cia,min: Mínimo valor para el valor objetivo en el interior de la edificación, entre efectos cancerígenos y no cancerígenos  
 $\alpha$ sg: factor de atenuación a la intrusión de vapores determinado experimentalmente (ratio entre las concentraciones medidas en el interior de la edificación y las medidas en la zona no saturada, bien bajo cimentación bien junto a la fuente de la afección).  
 Csg: concentración objetivo en la fase gaseosa del suelo a una profundidad dada, cerca de la fuente o bajo solera ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), dependiendo del factor de atenuación natural empleado.

Este factor de atenuación tiene un significado similar al factor genérico de atenuación comentado en el apdo. 5.3.1.3.6 de esta Guía, pero estaría basado en las medidas experimentales de vapores del suelo realizadas en el emplazamiento concreto en el que se está llevando a cabo la evaluación, durante un período de tiempo suficientemente representativo, y más concretamente en pares de medidas simultáneas realizadas en la zona no saturada (en la fuente o bien junto/bajo cimentación, dependiendo de a qué profundidad se vaya a controlar la remediación) y en el interior de la vivienda.

Estos cálculos pueden realizarse también de forma más automatizada mediante la hoja de cálculo y el calculador “on line” de EPA de los Vapor Intrusion Screening Levels (VISLs), modificando los factores genéricos de atenuación aplicados por defecto por EPA, por los factores de atenuación experimentales determinados para el emplazamiento. Otras fuentes también están estableciendo sus propias sistemáticas de cálculo de los VISLs (CRC CARE, Pensilvania DEP,...), aunque no en todas ellas se asumen los mismos criterios de riesgo del Real Decreto 9/2005 ni los principios conservadores de evaluación del riesgo recogidos en esta Guía, que sí están contemplados o que permiten ser contemplados con la metodología de cálculo de EPA.

Si se dispone de pares de lecturas representativas del emplazamiento, el uso de valores objetivo basados en el factor experimental de atenuación de EPA será normalmente más representativo y preferible que los valores obtenidos por el modelo de Johnson & Ettinger, ya que éste no contempla la biodegradación.

No obstante, las medidas en el interior de las edificaciones no son habituales por su complejidad. Si se dispone al menos de pares de lecturas junto a la fuente y junto o bajo la cimentación, se puede combinar el factor experimental resultante de estas medidas para el trayecto del gas por la zona no saturada, multiplicándolo por el factor genérico de atenuación EPA para el paso por la cimentación hacia el interior de la edificación (0,03).

## 10.2. VALORES OBJETIVO Y CONCENTRACIONES DE FONDO GEOQUÍMICO

Para algunos elementos contaminantes, fundamentalmente metales y elementos traza inorgánicos, y especialmente en zonas de características geológicas particulares de las contempladas en el artículo 8.4



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 149/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

del Decreto 18/2015, puede ocurrir que al ir reduciendo las concentraciones iniciales de los diferentes contaminantes presentes que participan en el riesgo acumulado, se alcancen los valores de fondo natural existentes en el contexto del emplazamiento y, si no se adoptan medidas, se terminen obteniendo valores objetivo inferiores a dicho fondo.

Tal circunstancia no es deseable, por cuanto no se va a poder descontaminar o actuar por debajo de esos valores de fondo.

En aquellos emplazamientos en que los valores de fondo geoquímico de metales sean conocidos, éstos deberán tenerse en cuenta durante el establecimiento de valores objetivo, dejando de reducir las concentraciones de aquellos elementos para los que se alcancen concentraciones de fondo natural. En esos casos, se continuará reduciendo las concentraciones del resto de contaminantes que participan de manera significativa en los riesgos acumulados hasta alcanzar valores por debajo de los umbrales establecidos, Es decir, que el esfuerzo de la futura descontaminación deberá centrarse a partir de ese momento en el resto de contaminantes valorados en el ACR.

Se considerarán preferentemente, si están disponibles, los valores de fondo geoquímico local realizados como consecuencia de la adopción de niveles de referencia específicos para zonas de características geológicas particulares aludidos en el artículo 8.4 del Decreto 18/2015, y llevados a cabo para un emplazamiento o comarca concreta siguiendo las directrices indicadas por la “Guía para la investigación de suelos potencialmente contaminados” de Andalucía.

Para otro tipo de emplazamientos, se podrán emplear para este menester los valores de fondo geoquímico a nivel de dominios geotectónicos del “Estudio de elementos traza en suelos de Andalucía”, realizado por las Universidades de Granada, Sevilla y Huelva.

### 10.3. VALORES OBJETIVO Y LÍMITES DE CUANTIFICACIÓN

De forma similar al caso anterior, tampoco es deseable que los valores objetivo desciendan hasta niveles de concentración que no puedan ser cuantificados por los laboratorios, ya que de ser así, no se podrá llevar a cabo con propiedad el estudio de certificación de la descontaminación realizada al no poder garantizar que se alcanzan dichos niveles objetivo.

Se tendrán en cuenta pues los límites de cuantificación analíticos mientras se reducen las concentraciones iniciales de contaminantes al establecer los valores objetivo, dejando de reducir las concentraciones de aquellos elementos para los que se alcancen dichos límites. En esos casos, se continuará reduciendo las concentraciones del resto de contaminantes que participan de manera significativa en los riesgos acumulados hasta alcanzar valores por debajo de los umbrales establecidos, Es decir, que el esfuerzo de la futura descontaminación deberá centrarse a partir de ese momento en el resto de contaminantes valorados en el ACR.

Al depender el límite de cuantificación de la metodología analítica adoptada y del laboratorio que la implanta, se adoptarán en esos casos como referencia los límites de cuantificación más bajos de los



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 150/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

laboratorios acreditados disponibles en el mercado, para lo cual puede consultarse la base de datos de entidades acreditadas del organismo nacional de acreditación (ENAC).

#### 10.4. VALORES OBJETIVO Y NGR

Los niveles objetivo pudieran en determinados casos ser inferiores a los NGRs establecidos, por causas como las siguientes:

- Los NGRs son niveles límite de riesgos calculados para compuestos individuales, mientras que los valores objetivo tienen en cuenta los riesgos acumulados por todos los contaminantes considerados para cada vía o conjunto de vías de exposición.
- Los NGRs se calculan, según procedimiento indicado en Guía del Ministerio para la aplicación del Real Decreto 9/2005, sin tener en cuenta las vías de exposición a través de las aguas subterráneas potencialmente contaminadas o la inhalación en espacios cerrados, por lo que en emplazamientos donde tengan lugar estas vías, cabe que se produzca esta posibilidad.
- Se puede haber adoptado, en función de las características del emplazamiento, alguna otra vía de exposición no contemplada en la derivación de los NGRs, como por ejemplo el contacto dérmico para un trabajador o la ingestión de alimento contaminado para un receptor residencial.
- Los valores toxicológicos pueden haber evolucionado hacia valores más conservadores desde el momento en que los NGRs fueron establecidos, especialmente en aquellos casos en que las constantes eran provisionales o por ejemplo extrapoladas a partir de otras rutas de exposición.

### 11. COMPARACIÓN CON VALORES NORMATIVOS

La evaluación de riesgos se realiza en base al Real Decreto 9/2005 y al Decreto 18/2015 y la legislación estatal y autonómica básica en suelos contaminados (Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados y Ley 7/2007 de gestión integrada de la calidad ambiental).

La metodología a seguir para su realización y evaluación se lleva a cabo en base al procedimiento recogido en estos documentos legales y las guías y documentos reconocidos por éstos, entre los cuales se haya la Guía Técnica para la aplicación del Real Decreto 9/2005 del Ministerio de Medio Ambiente, y el presente documento.

Esta metodología, basada en el riesgo para la salud humana, en la mayoría de las ocasiones a largo plazo y con carácter conservador (individuos razonablemente más expuestos), es independiente de otras regulaciones normativas que, con criterios diferentes, puedan existir para algunos compartimentos ambientales incluidos en la ruta de exposición desde la fuente al receptor. Así puede ocurrir por ejemplo con las aguas subterráneas, las aguas superficiales y el aire ambiente.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 151/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

No obstante, el Decreto 18/2015 contempla en el caso de afección al medio hídrico, la petición de informes preceptivos sobre los resultados de las investigaciones a la Administración Hidráulica competente, e igualmente existe la posibilidad que se puedan comunicar los resultados de las investigaciones, en caso de afección del aire ambiente, a otros departamentos de la propia Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible competentes en materia de calidad del aire.

Con objeto de facilitar la comprensión de los resultados del análisis por todos sus posibles destinatarios, la evaluación de riesgos deberá llevar a cabo, solamente a título informativo, una comparación de los valores de concentración determinados (experimentalmente o mediante modelización) en el punto de exposición de estos ámbitos, con los niveles normativos que puedan existir al respecto en sus correspondientes ámbitos, y que en la actualidad serían:

- Normas de calidad ambiental en las aguas superficiales correspondientes.
- Normas de calidad y valores umbral de la masa de agua subterránea correspondiente.
- Criterios de calidad del agua de consumo humano.
- Valores límite y valores objetivo de calidad del aire.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 152/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

## 12. REFERENCIAS

APAT. 2007. "Metodo per la determinazione sperimentale del coefficiente di ripartizione solido-liquido ai fini dell'utilizzo nei software per l'applicazione dell'analisi di rischio sanitario-ambientale sito specifica ai siti contaminati".

APAT. 2008. "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati Appendice P: Presenza di prodotto libero (napl)".

API. 2001. "Risk-based methodologies for evaluating petroleum hydrocarbon impacts at oil and natural gas E&P sites". American Petroleum Institute Publication nº 4709.

API. 2005. "Collecting and interpreting soil gas samples from the vadose zone. A practical strategy for assessing the subsurface vapor-to-indoor air migration pathway at petroleum hydrocarbon sites".

ASTM. 1999. "RBCA Fate and Transport Models: Compendium and Selection Guidance".

ASTM E 1739-95. 2015. "Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites".

ASTM E 2081-00. 2015. "Standard Guide for Risk-Based Corrective Action".

ATSDR. 1999. "Toxicological profile for total petroleum hydrocarbons (TPH)".

AUSTRALIAN GOVERNMENT. DEPARTMENT OF HEALTH. 2012. "Australian exposure factor guidance. Guidelines for assessing human health risks from environmental hazards".

BASTIN S., HENKEN K. (1997) "Water content of fruits and vegetables". Cooperative extension service. College of Agriculture. Univ. of Kentucky.

BLOOM N.S., Preus E., Katon J., Hiltner M. 2002. "Selective extractions to assess the biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediments and soils". Analytica Chimica Acta 479 (2003) 233-248.

CABOCHE, J. 2009. "Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb". Laboratoire unité de recherche animale et fonctionnalités des produits animaux (URAFPA). Nancy, Institut national polytechnique de Lorraine.

CANADELL J., JACKSON R.B., EHLERINGER J.R., MOONEY H.A., SALA O.E., SCHULZE E.D. 1996. "Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale" Oecologia (1996) 108:583-595.

CCME. 1996. "A protocol for the derivation of Environmental and Human Health soil quality guidelines". Report no. CCME-EPC-101E. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Winnipeg, Manitoba.



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 153/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

CL:AIRE, 2014. "An illustrated handbook of LNAPL transport and fate in the subsurface".

CONNOR J.A., BOWERS R.L., PAQUETTE S.M., NEWELL C.J., 1997. "Soil attenuation model for derivation of risk-based soil remediation standards". Groundwater Services Inc., Houston, Texas.

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. JUNTA DE ANDALUCÍA. 1999. "Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación".

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO. JUNTA DE ANDALUCÍA. 2018. "Estrategia andaluza de calidad del aire".

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. JUNTA DE ANDALUCÍA. 2003. "Contaminación de suelos por compuestos orgánicos".

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO (COMUNIDAD DE MADRID). 2004. "Guía de Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas".

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO (COMUNIDAD DE MADRID). 2011. "Instrucciones Técnicas para el Análisis de Riesgos para la Salud Humana en el ámbito del Real Decreto 9/2005 de 14 de enero en la Comunidad de Madrid".

COUFALÍK P., ZVERINA O., KOMÁREK J. 2013. "Determination of mercury species using thermal desorption analysis in AAS". Chemical Papers 68 (4) 427–434 (2014).

CUSTODIO E., LLAMAS M.R. 1983. "Hidrología subterránea".

CRC CARE. 2011. "Technical Report nº10. Health screening levels for petroleum hydrocarbons in soil and groundwater".

CRC CARE. 2013. "Technical Report nº23. Petroleum hydrocarbon vapour intrusion assessment: Australian guidance".

DECRETO 18/2015, de 27 de enero, por el que se aprueba el reglamento que regula el régimen aplicable a los suelos contaminados.

DENYS S., CABOCHE J., TACK K., RYCHEN, G. WRAGG J., CAVE M. JONDREVILLE C., FEIDT C. (2012). In Vivo Validation of the Unified BARGE Method to Assess the Bioaccessibility of Arsenic, Antimony, Cadmium, and Lead in Soils. Environ. Sci. Technol. 2012, 46, 6252–6260.

DIN 19738. 2004. "Soil quality. Bioaccessibility of organic and inorganic pollutants from contaminated soil material".

DEPARTMENT OF TOXIC SUBSTANCES CONTROL. CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2011. "Final guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor air (vapor intrusion guidance)".



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 154/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

DEVAULL, G.E. 2007. Indoor vapor intrusion with oxygen-limited biodegradation for a subsurface gasoline source. Environ. Sci. Technol., 41, 3241-3248.

ECETOC. 2001. "Exposure Factors Sourcebook for European Populations (with focus on UK data)".

EN ISO 11275:2014. "Calidad del suelo. Determinación de la conductividad hidráulica insaturada y de las características de retención de agua. Método de evaporación al viento".

ENVIROMENT AGENCY (UK) SCHO0505BJBB-E-P. 2005. "CLEA Briefing Notes 1-3. Updates to Report CLR10".

ENVIROMENT AGENCY (UK) P5-079/PR. 2005. "Review of Building Parameters for Development of a Soil Vapour Intrusion Model".

ENVIROMENT AGENCY (UK) SC020039/4. 2005. "Development of the partition coefficient (Kd) test method for use in environmental risk assessment".

ENVIROMENT AGENCY (UK) SC050021/SR3. 2009. "Updated Technical background to the CLEA Model".

EPA/630/R-98/002. 1986. "Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures".

EPA/540/1-88/001. 1988, "Superfund Exposure Assessment Manual".

EPA/600/S8-88/075. 1988. "Selection Criteria for Mathematical Models Used in Exposure Assessments: Ground-Water Models"

EPA/540/1-89/002. 1989. "Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A)".

EPA OSWER 9285.6-03. 1991, "Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual Supplemental Guidance «Standard Default Exposure Factors»".

EPA/540/R-92/003. 1991. "Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-Based Preliminary Remediation Goals)".

EPA/540/R-92/003. 1991. "Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A)".

EPA 9285.7-09B. 1992. "Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part B)".

EPA 9285.7-08I. 1992. "Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the concentration term".

EPA/540/S-93/503. 1993. "Suggested Operating Procedures for Aquifer Pumping Tests".

EPA/600/8-91/038. 1993, "Selection Criteria for Mathematical Models Used in Exposure Assessments: Atmospheric Dispersion Models".



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 155/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

- EPA/540/R95/128. 1996, "Soil Screening Guidance: Technical Background Document".
- EPA ERT SOP# 2042. 1996. "Soil gas sampling".
- EPA ERT SOP# 2046. 1996. "Slug Tests".
- EPA/630/R-00/002. 2000. "Supplementary guidance for conducting health risk assessment of chemical mixtures".
- EPA/630/P-02/001F. 2003. "Framework for Cumulative Risk Assessment".
- EPA/540/R/99/005. 2004. "Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)".
- EPA. 2004. "User's Guide for Evaluating Subsurface Vapour Intrusion into Buildings".
- EPA/600/R-05/074, 2005. "Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste".
- EPA 3200. 2005. "Mercury species fractionation and quantification by microwave Assisted extraction, selective solvent extraction and/or solid phase extraction".
- EPA/600/R-06/013F. 2007. "Concepts, methods and data sources for cumulative health risk assessment of multiple chemicals, exposures and effects: a resource document".
- EPA/600/R-090/052F. 2011. "Exposure Factors Handbook", Volume I General Factors.
- EPA 120/R-07/001. 2007. "Framework for Metals Risk Assessment".
- EPA/600/R-06/096F. 2008. "Child-specific Exposure Factors Handbook".
- EPA-540-R-070-002. 2009. "Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment)".
- EPA/600/R-090/052F. 2011. "Exposure Factors Handbook".
- EPA/600/R-10/030. 2011. "Exposure Factors Handbook – Highlights".
- EPA 9200.2-86. 2012. "Standard Operating Procedure for an In Vitro Bioaccessibility Assay for Lead in Soil".
- EPA. 2012. "In Vitro Bioaccessibility (IVBA) Procedure for Arsenic".
- EPA/600/R13/047. 2012 "An approach for developing site-specific lateral and vertical inclusion zones within which structures should be evaluated for petroleum vapor intrusion due to releases of motor fuel from underground storage tanks".



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 156/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

EPA/600/R14/318. 2014. "Ground water issue paper: an approach that uses the concentrations of hydrocarbon compounds in soil gas at the source of contamination to evaluate the potential for intrusion of petroleum vapors into buildings (PVI)".

EPA. 2014. "Vapor intrusion screening level (VISL) calculator. User's guide".

EPA 510-R-15-001. 2015. "Technical guide for addressing petroleum vapor intrusion at leaking underground storage tank sites".

EPA 600/R-16/175. 2016. "Petroleum vapor intrusion modeling assessment with PVI-Screen".

EPA OFFICE OF SUPERFUND REMEDIATION AND TECHNOLOGY INNOVATION. 2017. "Documentation por EPA's implemetation of the Johnson and Ettinger model to evaluate site specific vapor intrusion into buildings".

EPA OSWER 9355.4-24. 2002. "Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites".

EPA OSWER 9285.6-10. 2002. "Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites".

EPA OSWER 9285.7-80. 2007. "Guidance for Evaluating the Oral Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Health Risk Assessment".

EPA OSWER 9285.7-77. 2007. "Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using in vivo and in vitro methods".

EPA OSWER 9200.3-51. 2009. "Validation Assessment of In Vitro Lead Bioaccessibility Assay for Predicting Relative Bioavailability of Lead in Soils and Soil-like Materials at Superfund Sites".

EPA OSWER 9200.1-113. 2012. "Compilation and Review of Data on Relative Bioavailability of Arsenic in Soil".

EPA OSWER 9200.1-113. 2012. "Recommendations for Default Value for Relative Bioavailability of Arsenic in Soil".

EPA OSWER. 2014. "Vapor intrusion screening level (VISL) calculator. User's guide".

EPA OSWER 9200.2-154. 2015. "Technical guide for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface vapor sources to indoor air".

EPA SUPERFUND HEALTH RISK TECHNICAL SUPPORT CENTER. 2009. "Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Complex Mixtures of Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons".



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 157/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

GSI ENVIRONMENTAL. 2009. "Manual de usuario para el software RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Risk-Based Corrective Action Tool Kit Version 2.5e".

GSI Environmental. 2012. "Users manual. BioVapor. A 1-D vapor intrusion model with oxygen-limited aerobic biodegradation. Version 2.1".

HEALTH CANADA. 2010. "Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada, Part VII: Guidance for Soil Vapour Intrusion Assessment at Contaminated Sites".

SEAK PARK H., SAN JUAN C. 2000. "A method for assessing leaching potential for petroleum hydrocarbons release sites: multiphase and multisubstance equilibrium partitioning". Soil and sediment contamination, 9(6):6111-632.

IHOBE. "Guía Metodológica. Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas".

IHOBE. 2006. "Guía Técnica para la Aplicación de Modelos Informáticos para el Transporte y el Flujo de Contaminantes en el Agua Subterránea".

INERIS-BARGE. "UBM procedure for the measurement of inorganic contaminant bioaccessibility from solid matrices".

ISO 10573:1995. "Soil quality – Determination of water content in the unsaturated zone – Neutron depth probe method".

ISO 17313:2004 "Soil quality – Determination of hydraulic conductivity of saturated porous materials using a flexible wall permeameter".

ISO 17312:2005 "Soil quality – Determination of hydraulic conductivity of saturated porous materials using a rigid-wall permeameter".

ISO 17402:2008. "Soil quality. Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials".

ISO 17924:2018. "Soil quality – Assessment of human exposure from ingestion of soil and soil material – Guidance on the application and selection of physiologically based extraction methods for the estimation of the human bioaccessibility/bioavailability of metals in soil".

ISO 18400-204:2018. "Soil quality. Sampling. Part 204: Guidance on sampling of soil gas".

ISO 21268-3:2019. "Soil quality – Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials – Part 3: Up-flow percolation test".

ISO/TS 21268-4:2007. "Soil quality – Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials – Part 4: Influence of pH on leaching with initial acid/base addition".

ITRC. 2007. "Vapour Intrusion Pathway: A Practical Guideline".



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 158/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

JOHNSON A.I. 1967. "Specific yield. Compilation of specific yield for various materials. U.S.Geological Survey. U.S. Geological Survey water-supply paper 1662-D.

KRUSEMAN G.P., de RIDDER N.A. 1994. "Analysis and evaluation of pumping test data". International Institute for Land Reclamation and Improvement of The Netherlands.

Ley 16/2011, de 23 de diciembre, de Salud Pública de Andalucía. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía núm. 255, de 31 de diciembre de 2011.

LYNN, R.S. TERRY, W. 2001. "Risk-Integrated Software for Clean-Ups User's Manual".

MADEP. 2003. "Updated petroleum hydrocarbon fraction toxicity values for the VPH/EPH/APH methodology".

MARTÍN-OLMEDO P, CARROQUINO SALTÓ MJ, ORDÓÑEZ IRIARTE JM, MOYA J. 2016. "La Evaluación de riesgos en salud. Guía metodológica. Aplicaciones prácticas de la metodología de Evaluación de riesgos en salud por exposición a químicos". Madrid. Sociedad Española de Sanidad Ambiental y Escuela Andaluza de Salud Pública. Serie "De aeribus, aquis et locis", nº 3.

MCMILEN S.J., MAGAW R.I., CAROVILLANO R.L. 2001. "Risk-based decision-making for assessing petroleum impacts at exploration and production sites". Petroleum Environmental Research Forum (PERF) & U.S. Department of Energy.

MINISTERIO DE EMPLEO Y SEGURIDAD SOCIAL. INSTITUTO NACIONAL DE SEGURIDAD E HIGIENE EN EL TRABAJO. Publicación anual. "Límites de exposición profesional para agentes químicos en España".

MINISTERIO DE FOMENTO. 2015. "Documento básico HS. Salubridad (con comentarios del Ministerio de Fomento)".

MINISTERIO DE FOMENTO. 2016. "Documento básico SI. Seguridad en caso de incendio (con comentarios del Ministerio de Fomento)".

MINISTERIOS DE MEDIO AMBIENTE Y EDUCACIÓN Y CIENCIA. 2007. "Guía Técnica de Aplicación del Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.

MOPU. 1990. "Instrucción 5.2-IC. Drenaje Superficial".

MORRIS D.A., JOHNSON A.I. 1967. "Summary of hydrologic and physical properties of rock and soil materials, as analyzed by the hydrologic laboratory of the U.S. Geological Survey 1948-60". U.S. Geological Survey water-supply paper 1839-D.

OHIO EPA. 2006. "Technical guidance manual for ground water investigations. Chapter 4. Pumping and slug tests".



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 159/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

PENNSYLVANIA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. BUREAU OF ENVIRONMENTAL CLEANUP AND BROWNFIELDS. 2019. "Final guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor air (vapor intrusion guidance)".

REAL DECRETO 374/2001, de 6 de abril, sobre la protección de la salud y seguridad de los trabajadores contra los riesgos relacionados con los agentes químicos durante el trabajo.

REAL DECRETO 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.

REAL DECRETO 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.

REAL DECRETO 314/2006, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación.

REAL DECRETO 1027/2007, de 20 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de Instalaciones Térmicas en los Edificios.

REAL DECRETO 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

REAL DECRETO 1075/2015, de 27 de noviembre, por el que se modifica el anexo II del Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

REAL DECRETO 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

REAL DECRETO 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. (BOE nº25 del 29 de enero de 2011).

RIVM REPORT 711701025. 2001. "Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels".

RODRÍGUEZ RASERO F.J., MOYA RUANO L.A., VELA RÍOS J., CANDAU BEJARANO A. 2015. "Caracterización de la población y su entorno". En: Manual para la evaluación del impacto en salud de proyectos sometidos a instrumentos de prevención y control ambiental en Andalucía. Sevilla. Junta de Andalucía. Consejería de Igualdad, Salud y Políticas Sociales.

SAGER, S.L. et al. "The infiltration ratio in vapor intrusion calculations". Society for Risk Analysis Annual Meeting. December, 9 -1997. Washington, D.C.

SAXTON K.E., RAWLS W.J. 2006. "Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions".



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 160/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

SERRA SISTER P., TORTAJADA ESPARZA E. 2000. "Influencia del tamaño del hogar y de la edad de sus componentes sobre el consumo de frutas". Estudios sobre consumo nº54 pag 39-54.

SOLUBILITY/BIOAVAILABILITY RESEARCH CONSORTIUM. "Standard Operating Procedure: In Vitro Method for Determination of Lead and Arsenic Bioaccessibility".

SPENCE L., WALDEN T. (2013). "Risk-Integrated software for clean-ups (RISC 5). User's guide".

TEXAS COMMISSION ON ENVIRONMENTAL QUALITY. 2009. "Texas Administrative Code. Chapter 350 – Texas Risk Reduction Program. Supchapter D: Development of protective concentration levels".

UNE-EN ISO/IEC 17020:2012 "Evaluación de la conformidad. Requisitos para el funcionamiento de diferentes tipos de organismos que realizan la inspección".

UNE-EN ISO/IEC 17025:2017 "Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración".

UNE-EN ISO 11274:2014. "Calidad del suelo – Determinación de la característica de retención de agua. Métodos de laboratorio".

UNE-EN ISO 14688-1:2019. "Investigación y ensayos geotécnicos. Identificación y clasificación de suelos. Parte 1: Identificación y descripción."

UNE-EN ISO 15175:2018 Calidad del suelo. Caracterización de suelos en relación con la protección de las aguas subterráneas. (ISO 15175:2004).

UNE-EN ISO 18772:2014. "Calidad del suelo. Guía sobre procedimientos de lixiviado para productos químicos derivados y ensayos ecotoxicológicos de suelos y materiales del suelo".

UNE-ISO 15800:2008. Calidad del suelo. Caracterización de los suelos respecto a la exposición de las personas.

USDA. 1987. "Soil Mechanics Level I. Module 1 – Unified Soil Classification System. Study Guide".

USDA. 1987. "Soil Mechanics Level I. Module 3 – USDA Textural Soil Classification. Study Guide".

USDA. 2004. "Part 360 Hydrology. National Engineering Handbook. Chapter 10. Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall".

VILLANUEVA MARTÍNEZ M., IGLESIAS LÓPEZ A. (IGME). 1984. "Pozos y acuíferos. Técnicas de evaluación mediante ensayos de bombeo".



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 161/164 |
| VERIFICACIÓN | 640xu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

**ANEXO: ALGORITMOS PARA EL CÁLCULO DE LA DOSIS DE  
EXPOSICIÓN PARA LAS DIFERENTES VÍAS DE EXPOSICIÓN**



|              |                                |   |                |
|--------------|--------------------------------|---|----------------|
| FIRMADO POR  | MARIA LOPEZ SANCHIS            | 22/11/2019 10:12:55   | PÁGINA 162/164 |
| VERIFICACIÓN | 64oxu874PFIRMA\XzZXj5re40fiVZ+ | <a href="https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/">https://ws050.juntadeandalucia.es/verificarFirma/</a> |                |

**Tabla 41: Ecuaciones para el cálculo de la dosis de exposición para las diferentes vías**

| DOSIS DE EXPOSICIÓN   |   | ALGORITMO   |
|---|---|---|
| Ecuación genérica   |   | $D = \frac{C \cdot RC \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$  |
| Exposición al Agua  | Ingestión de compuestos químicos disueltos en el agua de consumo                                | $D = \frac{CW \cdot IR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$   |
|   | Ingestión accidental de compuestos químicos durante el baño en aguas superficiales contaminadas |   |
|   | Contacto dérmico con compuestos químicos disueltos en agua                                      | $D = \frac{CW \cdot SA \cdot PC \cdot ET \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot \frac{1l}{1000 \text{ cm}^3}$          |
| Exposición al Suelo   | Ingestión de compuestos químicos en el suelo  | $D = \frac{CS \cdot IR \cdot FI \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot \frac{1 \text{ kg}}{10^6 \text{ mg}}$           |
|   | Contacto dérmico con compuestos químicos adsorbidos al suelo                                    | $D = \frac{CS \cdot SA \cdot AF \cdot ABS \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot \frac{1 \text{ kg}}{10^6 \text{ mg}}$ |
| Exposición al Aire  | Inhalación de vapores de compuestos químicos  | $D = \frac{CA \cdot IR \cdot ET \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$<br>$C = \frac{CA \cdot ET \cdot EF \cdot ED}{AT}$    |
| Exposición a Alimentos  | Ingestión de pescado y marisco contaminado  | $D = \frac{CF \cdot IR \cdot FI \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$  |
|   | Ingestión de frutas y verduras contaminadas   |   |
|   | Ingestión de carnes, huevos y lácteos contaminados  |   |
| <i>Referencia: EPA/540/1-89/002 "Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A)". Diciembre 1989. Capítulo 6.</i> |   |   |



Donde

|     |   |
|-----|---|
| ABS | Factor de absorción específico del compuesto químico (adimensional)   |
| AF  | Factor de adherencia suelo-piel ( $\text{mg}/\text{cm}^2$ )   |
| AT  | Periodo de exposición promedio; periodo sobre el que se normaliza la exposición (días)  |
| BW  | Peso del cuerpo humano; el peso promedio del receptor expuesto durante la duración de la exposición (kg)  |
| C   | Concentración de exposición; la concentración promedio de exposición en toda su duración<br>( $\text{mg}/\text{l}_{\text{agua}}$ , $\text{mg}/\text{kg}_{\text{suelo}}$ , $\text{mg}/\text{m}^3_{\text{aire}}$ , etc)                 |
| CA  | Concentración en el aire ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )   |
| CF  | Concentración en el alimento ( $\text{mg}/\text{kg}$ )  |
| CS  | Concentración en el suelo ( $\text{mg}/\text{kg}_{\text{suelo}}$ )  |
| CW  | Concentración en el agua ( $\text{mg}/\text{l}_{\text{agua}}$ )   |
| D   | Dosis de exposición; cantidad de sustancia química disponible en el punto de intercambio<br>( $\frac{\text{mg}_{\text{sust}}}{\text{kg}_{\text{peso}} \text{ día}}$ )   |
| ED  | Duración de la exposición; describe por cuánto tiempo ocurre la exposición (años)   |
| EF  | Frecuencia de la exposición; describe cómo a menudo ocurre la exposición (días/año)   |
| ET  | Tiempo de exposición; describe el tiempo dedicado a cada evento (horas/evento u horas/día)  |
| FI  | Fracción ingerida perteneciente a la fuente contaminada (adimensional)  |
|     | Tasa de ingestión de agua ( $\text{l}_{\text{agua}}/\text{día}$ )   |
| IR  | Tasa de inhalación ( $\text{m}^3/\text{hora}$ ); describe el volumen de aire que alcanza el organismo expuesto. Debe ser determinado en función del nivel de actividad (ej. reposo, sedentario, activo, etc.)                         |
|     | Tasa de ingesta de alimentos ( $\text{kg}/\text{comida}$ )  |
| PC  | Constante de permeabilidad específica del compuesto químico ( $\text{cm}/\text{h}$ )  |
| RC  | Tasa de contacto; cantidad de medio contaminado que entra en contacto con el receptor por unidad de tiempo<br>( $\text{l}_{\text{agua}}/\text{día}$ , $\text{mg}_{\text{suelo}}/\text{día}$ , $\text{m}^3_{\text{aire}}/\text{día}$ ) |
| SA  | Superficie de piel expuesta al contacto dérmico ( $\text{cm}^2/\text{evento}$ )   |



