

## GUIA METODOLÓGICA

**ANÁLISIS DE  
RIESGOS PARA  
LA SALUD  
HUMANA Y  
LOS ECOSISTEMAS**

# INVESTIGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO

Eusko Jaurlaritzak lurzoru poluituen alorrean hamar-kada honen hasieran abiarazi duen politika lehentasunezkoa da gaur egun, hiri-berreskurapenerako prozesu geldiezinean ari garen herri honetan. Zeren prozesu horrek segurtasun-bermeak eskatzen ditu, bai pertsonen osasunerako bai ingurugirorako, poluitzaile izan zitezkeen ihardueretarako erabiltzen ziren lurak laster batean erabilera sentikorretarako berreskuratzerakoan.

Politika honen diseinu eta garapenaren hasiera beretik argi izan genuen gidabide metodologikoak eta prozedurak prestatu behar zirela berez nahiko gai korapilotsua den lurzoruaren kalitatea aztertzeko eta ebaluatzeko. Kezka horri erantzun nahian, gidaliburu metodologiko zenbait argitaratu dira eta azken urteotan frogaturik gelditu da aipatu eginkizunerako irizpide teknikoak bateratzeko ezin ukatuzko balioa izan dutela.

Horrezkerotik kokagune poluituen azterketa eta kudeaketan hartutako esperientziaz baliatu gara idatzi tekniko horiek aberasteko eta Euskal Autonomi Erkidegoaren beharretara eta lurozuaren poluzioaren ondoriozko arazoei modu eraginkorrean heltzeko diseinatu den estrategia globalera egokitzeko.

Bakoitzari jarritako helburuak betetzeko lan-keta-maila nahikoa dutela uste izan den lehenagoko gidaliburuez gain, oraingoan idatzi berriak argitaratu ditugu, batzuk aurrekoen garapenaren emaitza direnak eta beste batzuk orduan antz eman ez zitzaizkien premia zenbait erantzuteko sortuak. Eusko Jaurlaritzako Lurralde Antolamendu, Etxebizitza eta Ingurugiro Saila lurzoru poluituen politikaren alde apustu egiten jarraitzeko prest dago eta espero dugu argitalpen honek gaiaren alderdi teknikoak finkatzen laguntzea.

La política de suelos contaminados iniciada por el Gobierno Vasco a principios de esta década, se ha convertido en estos momentos en una prioridad para un país embarcado en un proceso imparable de regeneración urbana que exige una garantía de seguridad tanto para la salud humana como para el medio ambiente ante la inminente reutilización para usos sensibles de terrenos anteriormente destinados a actividades potencialmente contaminantes.

Ya en los primeros estadios de diseño y desarrollo de esta política se comprendió la necesidad de elaborar directrices metodológicas y procedimientos cuyo objetivo no fuera otro que facilitar la ya en sí difícil tarea de investigar y evaluar la calidad del suelo. Esta inquietud se materializó con la publicación de una serie de guías metodológicas que han demostrado en los últimos años una innegable validez en la unificación de los criterios técnicos que deben regir esta tarea.

La experiencia adquirida desde entonces en la investigación y gestión de emplazamientos contaminados ha sido utilizada para enriquecer y ajustar estos documentos técnicos a las necesidades de la Comunidad Autónoma del País Vasco y a la estrategia global diseñada para abordar de una manera eficaz la problemática originada por la contaminación del suelo.

Junto a la edición de las guías metodológicas ya publicadas cuyo grado de elaboración se ha considerado suficiente para alcanzar los objetivos que cada una de ellas tenía marcados, se presentan en esta serie nuevos documentos surgidos bien de la evolución de las ya existentes, bien de exigencias no identificadas en aquel momento, que espero contribuyan a reforzar los aspectos técnicos de esta política de suelos contaminados por la que el Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco está dispuesto a seguir haciendo una apuesta firme.



F. J. Ormazabal

Lurralde Antolamenduko

Etxebizitza eta Ingurugiro Sailburua

Consejero del Departamento de Ordenación del Territorio,  
Vivienda y Medio Ambiente

Euskal Autonomia Erkidegoko lurzorua babesteko politikaren esparruan, lurzoruen kalitatea honako puntu hauek, hau da, giza osasunerako, ekosistemetarako eta, oro har, ingurugirorako dituen arriskuak kontuan hartuta defintitzen da. Bere aplikazio-esparruan oinarrituko bi jardura-arlo onartzen dira eta hauek hurrenez hurren prebentzioari eta oinarrituko baliabide hau berreskuratzeari dagozkie.

Egia da poluitutako lurzoru gehiago ez sortzeak lehenetsua dela, baina gure industria, ekonomia eta hirien garapena eta horrekin batera gure ingurugiro-ondarea, oraingo egoera ekonomikoa, ingurugiroaz jabetzeko gizarteko aldaketa eta bizi-kalitatean duen eragina direla medio, iraganeko industri-orubeak eta hondakindegia berreskuratzea eta berriz erabiltzea batetik, eta uraren kalitatea zaintzea bestetik, dira berehalako helburuak.

Helburua bikoitza da. Lehenik eta behin, ukitu gabeko lurzoruen industriarako ez erabiltzea, horrela baliabide hau zentzu handiagoz erabili eta antolatuta hurrengo belaunaldientzat segurtatuta gera dadin. Bigarrenik, lurzoru industrialeko eskaintzarako bere kokagunea dela eta erabilpen horretarako joera handia duten lurrak berreskuratzea, aldi berean industri basamortuak ugaltzea ez daitezkeen eta hiri-ingurugiroa kaltetuta gera ez dadin.

Lurzoru hauetako askok poluzio-arazo larriak dituzte eta giza osasunarentzat edo ingurugiroarentzat arriskuak sortarazten dituzte. Horregatik lurzoru hauek berriz erabili baino lehen gunea aztertu egin behar da arrisku horiek badauden edo ez jakiteko eta arrisku horiek zer-nolakoak diren zehazteko. Horren ondorioz erabakiko da aurreikusitako erabilpena bideragarria den edo ez, eta erabakia ezezkoa baldin bada, arrisku horiek murrizteko eta lurzorua berriz erabiltzeko zein saneamendu-neurri hartu behar diren zehaztuko da.

Aipatutako arriskuak ebaluatzen bi tresna-mota ezarri dira. Batetik *Ebaluazio Balio Adierazleak (EBA-A, EBA-B eta EBA-C)* daude eta hauen bidez lurzoruen kalitatea azkar eta generikoki ebalua daiteke. Horrela bereizi egiten dira arriskurik ez duten lurzoruak eta aurreikusitako erabilpenarako arriskuak sor ditzaketenak. Bigarren taldeko lurzoruak ikerketa-protokoloak derrigortu egiten du *berariazko arrisku-análisis* egitera, bertako egoera berezia kontuan hartuta gune horretako arriskuak zehaztu eta ebalua ditzan.

Dokumentu honetan E.A.E.n lurzoru poluzioagatik giza osasunarentzat eta ekosistemarentzat dauden arriskuak analizatzeko onartu den metodologia aurkezten da. Helburua protokolo estandarizatua ezartzea da, egoera gehienetan aplikatzekoa eta arriskuak zorrotz zehazteko balioko duena, informazio hori poluitutako guneen kudeaketan garrantzitsua delako.

En el ámbito de la política de protección del suelo de la Comunidad Autónoma del País Vasco, se define la calidad del suelo en base a los riesgos que implica para la salud humana, los ecosistemas y el medio ambiente en general. Dentro de su marco de aplicación, se reconocen dos áreas fundamentales de actuación que se refieren respectivamente a la prevención y la recuperación de este recurso básico.

Si bien la prevención de la generación de nuevos suelos contaminados es el objetivo prioritario, las peculiaridades de nuestro desarrollo industrial, económico y urbano, en conjunto con nuestro legado ambiental, la situación económica actual y un cambio social con relación a la percepción del entorno y su influencia en la calidad de vida, determinan que la recuperación y reutilización de los antiguos solares industriales y vertederos, junto con la preservación de la calidad del agua sea el objetivo inmediato.

La finalidad es doble. En primer lugar evitar la utilización de suelo virgen con fines industriales, consiguiendo de esta forma un uso y ordenación más racional de este recurso que asegure su conservación para las generaciones futuras. En segundo lugar, recuperar para la oferta de terreno industrial suelos que por su localización presentan una alta vocación para este uso, evitando al mismo tiempo la proliferación de desiertos industriales y la degradación del medio urbano.

Muchos de estos suelos presentan serios problemas de contaminación, representando riesgos para la salud humana o el medio ambiente. Por ello, la reutilización de estos suelos requiere una investigación previa del emplazamiento que establezca la existencia y magnitud de estos riesgos y determine en consecuencia la viabilidad del uso previsto, o en su defecto, las medidas de saneamiento a adoptar que minimicen estos riesgos y hagan posible su reutilización.

Para la evaluación de dichos riesgos se han establecido dos tipos de instrumentos. Por un lado, los *Valores Indicativos de Evaluación (VIE-B y VIE-C)*, que permiten una evaluación genérica y rápida de la calidad del suelo, posibilitando la discriminación de los suelos que no suponen riesgos de aquéllos que pudieran representarlo para los usos considerados. Para los emplazamientos clasificados en este grupo el protocolo de investigación contempla la obligatoriedad de realizar un análisis de riesgos específicos que determine y evalúe los riesgos en ese emplazamiento teniendo en cuenta las condiciones particulares del mismo.

En este documento se presenta la metodología adoptada en la CAPV para el análisis de los riesgos para la salud humana y los ecosistemas derivados de la contaminación del suelo. Su objetivo es el de establecer un protocolo estandarizado, aplicable a la mayoría de las situaciones que permita la caracterización rigurosa de los riesgos, dada la relevancia de esta información en la gestión de los emplazamientos contaminados.



Esther Larrañaga  
Ingurugiroko Salburuordea  
Viceconsejera de Medio Ambiente

Eusko Jaurlaritzako Lurralde Antolamendu, Etxebizitza eta Ingurugiro Saileko IHOBE, S.A.k, Ingurugiro Kudeaketarako Sozietate Publikoak honako dokumentua egin du arlo horretan dauden premiei erantzuteko: GIZA-OSASUNERAKO ETA EKOSISTEMETARAKO ARRISKU ANALISIRAKO GIDALIBURU METODOLOGIKOA.

IHOBE, S.A.ko Zuzendari Nagusiak, José Luis Aurrecoechea Jn.ak, dokumentu hau egin eta erredaktatu duten honakoei eskerrak eman nahi dizkie:

- Arantzazu Urzelai Dk.ari (IHOBE, S.A.koa)
- Teresa Martínez And.ari (Osasun Sailekoa)
- Koldo Cambra Jn.ari (Osasun Sailekoa)
- Eduardo Angulo Dk.ari (Euskal Herriko Unibertsitateko Zoologia eta Animalien Dinamika Zelularra Sailekoa)
- Milagros Vega Dk.ari, (Euskal Herriko Unibertsitateko Zoologia eta Animalien Dinamika Zelularra Saileko kolaboratzailea)

Gidaliburu honen zuzendaritza eta koordinazio lanak Arantzau Urzelaik egin ditu, IHOBE S.A.ko Ignacio Quintanaren zuzendaritza teknikoaren pean.



IHOBE, S.A., Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco ha elaborado el documento sobre GUÍA METODOLÓGICA DE ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA Y LOS ECOSISTEMAS, con el fin de dar respuesta a las necesidades existentes en la materia.

El Director General de IHOBE, S.A., José Luis Aurrecoechea, agradece expresamente la elaboración y redacción de esta guía a:

- Dra. Arantzazu Urzelai de IHOBE, S.A.
- Teresa Martínez del Departamento de Sanidad
- Koldo Cambra del Departamento de Sanidad
- Dr. Eduardo Angulo del Departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU)
- Dra. Milagros Vega, colaboradora del Departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU)

La dirección y coordinación del trabajo han sido llevadas a cabo por Arantzazu Urzelai bajo la dirección técnica de Ignacio Quintana de IHOBE, S.A.



## INDICE

<b>0. PRESENTACIÓN DEL DOCUMENTO</b> .....	5
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	7
<b>1.1. DEFINICIÓN, OBJETIVOS Y ÁMBITO DE APLICACIÓN</b> .....	7
<b>1.2. PROTOCOLO GENERAL PARA EL ANÁLISIS DE RIESGOS</b> .....	9
1.2.1. IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LOS RECEPTORES DEL RIESGO .....	11
1.2.2. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE RIESGOS .....	12
1.2.3. ELEMENTOS LIMITANTES DEL ANÁLISIS DE RIESGOS .....	13
1.2.4. PRESENTACIÓN DE LOS RESULTADOS .....	19
<b>2. ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA</b> .....	21
<b>2.1. INTRODUCCIÓN</b> .....	21
<b>2.2. METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA         SALUD HUMANA</b> .....	22
2.2.1. DEFINICIÓN DE LA ESTRATEGIA DEL ANÁLISIS DE RIESGOS .....	24
2.2.2. ANÁLISIS DE TOXICIDAD .....	26
2.2.3. ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN .....	28
2.2.4. CRITERIOS PARA LA CUANTIFICACIÓN DE LA EXPOSICIÓN .....	37
2.2.5. ANÁLISIS DEL RIESGO .....	55

<b>3. ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LOS ECOSISTEMAS</b> .....	61
<b>3.1. INTRODUCCIÓN</b> .....	61
<b>3.2. CONSIDERACIONES GENERALES</b> .....	63
3.2.1. OBJETIVOS DE LA PROTECCIÓN .....	63
3.2.2. CRITERIOS DE EVALUACIÓN .....	63
3.2.3. DEFINICIÓN DE LOS PARÁMETROS DE EVALUACIÓN Y MEDIDA .....	65
<b>3.3. METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS DE RIESGOS PARA         LOS ECOSISTEMAS</b> .....	68
3.3.1. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA .....	68
3.3.2. FASE DE ANÁLISIS .....	72
<b>4. ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA EXPLOTACIÓN</b> .....	85
<b>4.1. VALORACIÓN DE LOS RIESGOS SOBRE LA PRODUCTIVIDAD         DE EXPLOTACIONES AGRÍCOLAS Y FORESTALES</b> .....	85
<b>4.2. VALORACIÓN DE LOS RIESGOS SOBRE LAS         INFRAESTRUCTURAS Y LAS CIMENTACIONES</b> .....	85
<b>5. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	87
<b>ANEXOS:</b> .....	95

## PRESENTACIÓN DEL DOCUMENTO

Esta Guía Metodológica de Análisis de Riesgos expone la metodología general a aplicar en el análisis de los riesgos para la salud humana y los ecosistemas (u otros receptores ecológicos) derivados de suelos contaminados, así como las asunciones básicas en que el análisis debe fundamentarse y que se corresponden con las adoptadas en la derivación de los valores de calidad (VIEs) de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Dadas las particularidades de cada emplazamiento, el objetivo de esta guía es el de establecer un esquema flexible que sirva de orientación para la realización de los análisis de riesgos con eficacia. Se hace especial hincapié en los distintos elementos que debe considerar el estudio de acuerdo a los objetos protegidos en la definición de la calidad del suelo y ofrece para cada uno de ellos orientaciones específicas acerca de los métodos, datos, factores, etc. a tener en cuenta.

Es un hecho que la bondad de un análisis de riesgos está limitada por la disponibilidad de datos toxicológicos, ecotoxicológicos, de comportamiento ambiental de las sustancias, etc. No obstante, para algunos de los componentes del análisis, como el cálculo de la exposición a través de la caracterización del escenario y caracterización química de la contaminación, la fiabilidad y exactitud de los resultados es responsabilidad casi exclusiva del equipo que investiga el emplazamiento. La guía se centra en estos elementos del análisis, para de alguna forma suplir las limitaciones existentes y contribuir a una menor incertidumbre en los resultados, que van a constituirse en la base de la toma de decisiones.

Es de reseñar que el proceso de análisis de riesgos requiere de la participación de profesionales de las diferentes disciplinas, sin olvidar igualmente que el análisis de riesgos se asienta en unos datos analíticos previos que describen la naturaleza y extensión de la contaminación en el lugar y que por lo tanto, la estrategia de muestreo y análisis debe ajustarse al objetivo que se persigue y ser adecuada en relación a los recursos de los que se dispone. Además, en varias fases del análisis resulta necesario realizar juicios, valoraciones y asunciones con lo que el equipo que está llevando a cabo el estudio se convierte en un elemento clave del proceso.

Como ya se ha indicado, cada emplazamiento a estudiar es distinto y una guía no puede hacer referencia a todas las circunstancias particulares. Por ello se aconseja que siempre que se encuentren condiciones particulares especialmente complejas o inusuales se consulte a los órganos competentes en materia medioambiental y/o sanitaria, interlocutores que además tienen la responsabilidad, partiendo de los resultados del análisis, de establecer las medidas oportunas.



## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. DEFINICIÓN, OBJETIVOS Y ÁMBITO DE APLICACIÓN

En el marco de la investigación de un suelo contaminado el Análisis de Riesgos constituye un proceso de identificación, medida y comparación de diversos parámetros mediante el cual se identifican y evalúan los riesgos potenciales y reales que la presencia de este suelo puede suponer para los objetos protegidos.

En este contexto el riesgo se define en función de la probabilidad de que un suceso adverso ocurra como resultado de la exposición a la contaminación del suelo y de la magnitud de las consecuencias o impacto de dicho suceso sobre los objetos de protección.

El objetivo del análisis de riesgos es el de proporcionar, a partir de la estimación cuantitativa o cualitativa de los riesgos que la presencia de un suelo contaminado comporta a los objetos protegidos, la información y útiles necesarios para la evaluación de la probabilidad de los efectos identificados, en base a criterios tanto sociales (niveles de protección admitidos o exigidos) como económicos y tecnológicos. Dicho proceso de evaluación ha de servir de base para la toma de decisiones sobre la aceptabilidad del riesgo y las medidas a adoptar, lo que comúnmente se conoce como gestión del riesgo (Morgan, 1993; Vegter, 1998).

De acuerdo al protocolo de investigación diseñado para su aplicación en la C.A.P.V. (IHOBE, 1994), el proceso de análisis de riesgos se activa siempre que los resultados de la fase de investigación exploratoria indiquen una alta probabilidad de existencia de riesgos para los objetivos de la protección, para el uso o usos (tanto actuales como futuros) que son objeto de evaluación. Tal valoración se realiza por comparación de las concentraciones encontradas con los valores indicativos de evaluación establecidos para cada uso. La superación del valor VIE-B indica la obligatoriedad de realizar un análisis de riesgos específico y de proceder por lo tanto con la siguiente fase de investigación o fase de investigación detallada en el área o subáreas determinadas.



La fase de investigación detallada que se inicia, tiene como objetivo principal la caracterización en detalle de la contaminación en el emplazamiento, uno de los elementos básicos del análisis de riesgos, así como la obtención de otro tipo de información necesaria para el mismo. La interdependencia entre el análisis de riesgos y la caracterización química de la contaminación determina la necesidad de una participación activa del equipo de análisis de riesgos en la planificación de esta fase de investigación (diseño de muestreo y analítico), de modo que se garantice la obtención de todos los datos requeridos y se evite la recogida de datos irrelevantes, ajustando al máximo la rentabilidad de la investigación.

## **1.2. PROTOCOLO GENERAL PARA EL ANALISIS DE RIESGOS**

Los elementos básicos que conforman cualquier protocolo o proceso de análisis de riesgos se pueden resumir en tres. Por un lado, la elaboración del modelo conceptual que define el emplazamiento en términos del riesgo. Dicho modelo se elabora a partir de la información existente sobre el emplazamiento y tiene como elemento clave la identificación de los receptores del riesgo (así como de los medios y vías de exposición). Esta información constituirá la base para el diseño de una estrategia de investigación que permita la recogida de cuantos datos sean relevantes para el proceso de análisis en sí mismo. Las conclusiones de dicho análisis servirán de base para la evaluación final de los riesgos determinados y la toma de decisiones. Esta última fase del proceso será responsabilidad de la autoridad competente en materia de salud y/o medio ambiente en este campo.

En la figura siguiente se presenta un esquema general del proceso, mientras en los apartados siguientes se desarrollan en mayor detalle los elementos clave del mismo.

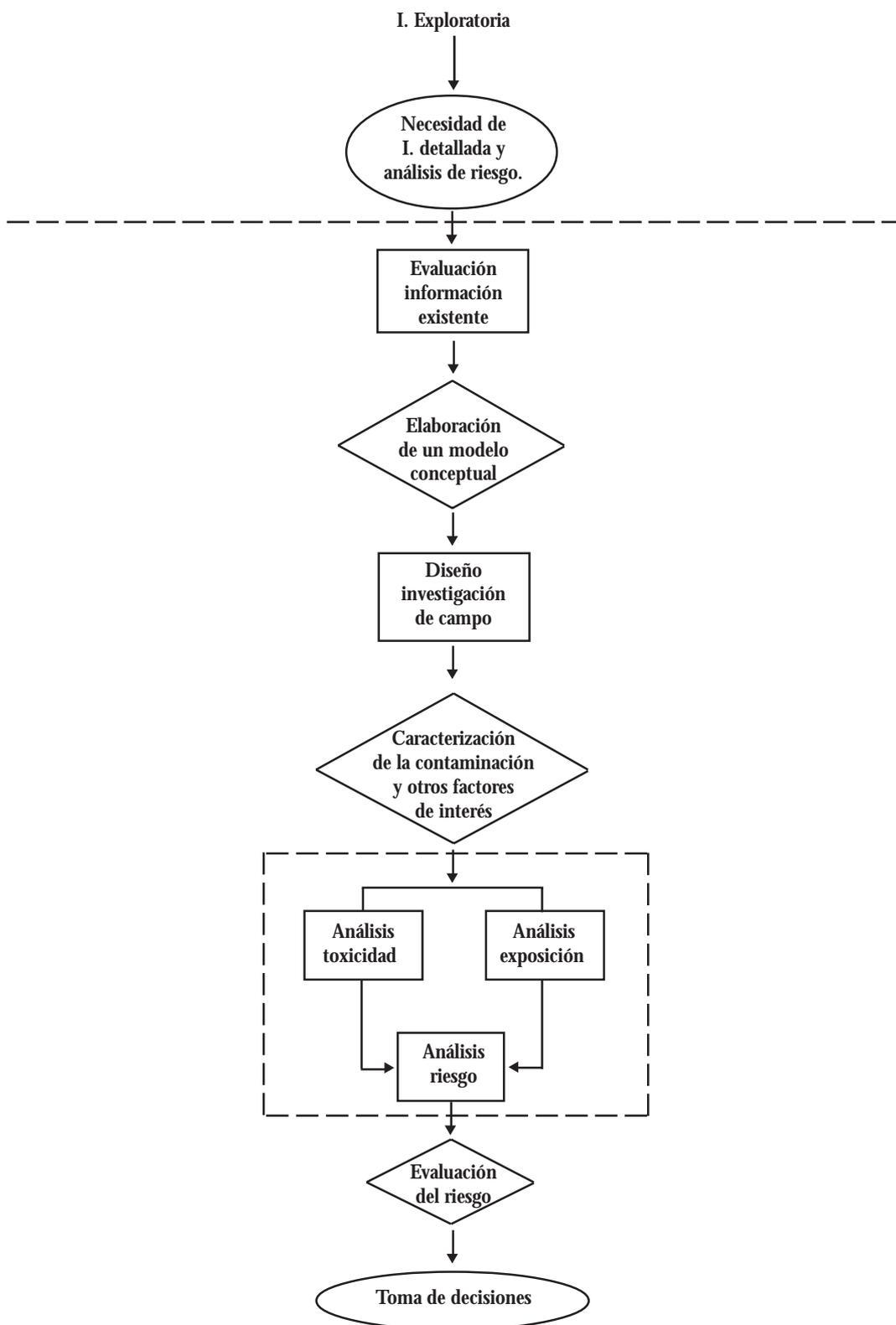


Figura 2. Esquema general del protocolo de análisis de riesgos.

### 1.2.1. IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LOS RECEPTORES DEL RIESGO

Desde un punto de vista general, los aspectos que todo análisis de riesgos debe permitir evaluar son los siguientes:

- riesgos para la salud humana,
- riesgos para los ecosistemas,
- riesgos de dispersión y afección a otros compartimentos ambientales y
- riesgos para la explotación.

Los tres primeros corresponden a los criterios adoptados como definatorios de la calidad del suelo en la C.A.P.V. mientras que el último de ellos engloba a todos aquellos elementos distintos de los ya considerados, cuya afección puede tener repercusiones en la rentabilidad y viabilidad del uso considerado. Esta guía desarrolla particularmente la metodología a aplicar en el análisis de los riesgos para la salud y para los ecosistemas, y toca aspectos relacionados con el análisis de los riesgos de explotación. Por otra parte, la metodología para el análisis de los riesgos de dispersión a través del agua se expone en la Guía Metodológica de Análisis de Riesgos: Migración y seguimiento de contaminantes en el suelo y en las aguas subterráneas (IHOBE, S.A., 1997).

Sin embargo para cada emplazamiento en particular, los riesgos a evaluar pueden concretarse dependiendo de los usos del suelo, características del emplazamiento y naturaleza de la contaminación. Por ello el paso previo en cualquier análisis de riesgos consiste en la identificación y caracterización de los posibles receptores del riesgo, sobre los cuales el análisis debe enfocarse. De acuerdo a lo expuesto previamente los receptores a considerar serán: la población humana o segmentos de la misma; los ecosistemas terrestres y acuáticos o poblaciones de animales y vegetales específicos; las aguas subterráneas y aguas superficiales; otros bienes, principalmente explotaciones agrarias e infraestructuras.

**Tabla 1. Peculiaridades del entorno físico y del medio natural y humano de significación en la estrategia del análisis de riesgos derivados de la contaminación del suelo en la C.A.P.V.**

- Territorio muy humanizado. La actividad humana se extiende por toda la superficie de la Comunidad a excepción de las cotas más altas.
- Geografía muy accidentada. En consecuencia los asentamientos urbanos y actividades económicas se localizan preferentemente en los fondos de valle.
- Alta densidad de población en las áreas más industrializadas.
- Ocupación indiferenciada del suelo urbano por parte de viviendas e industrias, por lo que la población está tradicionalmente muy próxima a los solares industriales.
- Práctica habitual de vertidos incontrolados en el medio rural, normalmente próximos a explotaciones agrarias y huertas familiares.
- Comercialización de los productos agrarios en mercados locales o uso para el consumo particular.
- Alta pluviometría y procesos generalizados de escorrentía superficial, por lo que la red fluvial es un vector importante de la dispersión de la contaminación.
- Abastecimiento de agua potable controlada y basada en reservorios de agua superficial fundamentalmente.
- Alta valoración del medio natural: Práctica generalizada del senderismo, caza, pesca y horticultura.

En los apartados siguientes se establecen indicaciones para la caracterización de los distintos receptores del riesgo. Una vez caracterizados, se procederá primero a analizar por separado los riesgos para cada uno de ellos, para finalmente realizar una evaluación conjunta y concluir las medidas y recomendaciones globales para la minimización del riesgo en el emplazamiento estudiado.

### 1.2.2. METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE RIESGOS

Aunque el protocolo para el análisis de los riesgos para los diferentes receptores varía, la metodología subyacente es similar y en ella se distinguen los siguientes pasos:

## **A. Análisis de la PELIGROSIDAD o TOXICIDAD**

Tiene por objeto la identificación de los elementos o compuestos potencialmente críticos para los objetos protegidos, la caracterización del tipo de efectos que los mismos comportan y la evaluación de las relaciones dosis-efecto, con el fin de intentar predecir la tasa de respuesta al contaminante para un amplio rango de dosis. Se basa en datos y características del contaminante referidas a su comportamiento ambiental y toxicológico.

**Tabla 2. Características de los contaminantes, referidas a su comportamiento ambiental y toxicológico**

<p>a. Movilidad:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- estado físico</li><li>- coeficiente de solubilidad</li><li>- coeficiente de partición octanol-agua</li><li>- constante de Henry</li><li>- presión de vapor</li><li>- coeficiente de difusión en aire</li><li>- constantes ácido-base</li><li>- constantes de complejación</li><li>- constantes de oxidación-reducción</li><li>- coeficientes de permeación a través de distintos materiales</li></ul> <p>b. Persistencia/degradabilidad</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- vida media (fotodegradación, degradación química y degradación microbiana)</li><li>- factores de transferencia, de eliminación o de bioconcentración en los medios biológicos</li></ul> <p>c. Toxicidad</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- datos toxicológicos para humanos</li><li>- toxicidad para especies no humanas: valores NOAEC(L), LOAEC(L), EC50, para parámetros relacionados con la reproducción, crecimiento y productividad</li></ul> <p>d. Ataque a materiales: índices de:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- corrosividad</li><li>- inflamabilidad</li></ul>
--

## **B. Análisis de la EXPOSICIÓN.**

Su objetivo es la estimación de la tasa de contacto de los objetos con las sustancias contaminantes identificadas a partir de la caracterización del escenario de exposición, (en base a características locales relacionadas con el medio físico, los usos del suelo y las poblaciones u objetos expuestos) y de la caracterización de la naturaleza y extensión de la contaminación.

## **C. Análisis de RIESGOS**

Integra los resultados de las fases anteriores del análisis con el fin de estimar objetivamente la probabilidad de que ocurran efectos adversos a los objetos protegidos en las condiciones particulares del emplazamiento. Debe además indicarse el nivel de incertidumbre asociado a la estimación.

Como resultado de todo el proceso debe realizarse un juicio global relativo a la naturaleza y extensión de la contaminación y a los efectos de ésta sobre los objetos protegidos que será la base para la evaluación final y toma de decisiones acerca de la necesidad de saneamiento y prioridad del mismo.

### **1.2.3. ELEMENTOS LIMITANTES DEL ANÁLISIS DE RIESGOS**

El objetivo último del análisis de riesgos es el de generar y suministrar la información necesaria para la calificación de un suelo en relación a un uso o usos específicos y la determinación de la necesidad de adoptar las medidas oportunas para la minimización de los riesgos hasta límites aceptables.

Las implicaciones de una evaluación errónea tanto por exceso (obligando a medidas de recuperación excesivamente costosas) como por defecto (aceptando unas condiciones que suponen un riesgo para los objetos protegidos), obligan a la elaboración de una estrategia de análisis para cada emplazamiento que permita una correcta caracterización de los distintos elementos y variables implicados en esta relación causa-efecto y una aplicación rigurosa del proceso de análisis de riesgos. Los elementos clave de dicha estrategia son: el diseño de la investigación y la evaluación de los factores de incertidumbre.

#### **1.2.3.1. Diseño de la investigación**

Su objetivo es la rentabilización de la fase de investigación detallada en

aras a obtener la máxima fiabilidad con el mínimo coste. Dicha investigación está enfocada a la correcta caracterización de los distintos elementos y variables implicados en la relación causa-efecto de estudio, en la que distinguimos:

- a. El causante: interesa conocer la naturaleza de la contaminación y su distribución tanto horizontal como vertical.
- b. El receptor del riesgo: identificados los posibles objetos afectados, es necesario conocer su distribución espacial y temporal para la caracterización de la exposición.
- c. Factores locales: que modulan esta relación a través de su influencia en el grado de exposición. Entre éstos se encuentran factores que influyen en el comportamiento ambiental de los compuestos (factores edáficos, climatológicos, hidrogeológicos, etc.) afectando a su disponibilidad y grado de dispersión potencial, y los usos del suelo que se superponen a los factores anteriores determinando el grado de exposición real al contaminante.

En base a los objetivos concretos del análisis, en relación al alcance y profundización del veredicto (indicativo o dilucidativo), así como al tiempo, dinero y esfuerzos que pueden dedicarse al estudio y la información previa disponible sobre el sistema a estudiar, se estructura una estrategia tanto de investigación y recopilación de datos (estrategia de muestreo y analítica) como de análisis posterior de los mismos específica para cada caso.

La estrategia de investigación está determinada por la información recogida en la fase anterior de investigación referente a: la naturaleza de la contaminación (resultados analíticos de las muestras tomadas en la fase exploratoria), comportamiento hidrogeológico local (escorrentía superficial, direcciones de flujo del agua subterránea, áreas de descarga,...), identificación de los receptores del riesgo tanto actuales como futuros en función de los usos del suelo y otras características del emplazamiento. Esta información puede ser considerada como el punto de partida del análisis de riesgos, ya que permite la elaboración de un modelo conceptual del lugar que incluya de forma cualitativa los posibles focos de contaminación y su naturaleza, así como las potenciales rutas de exposición y/o dispersión en relación a los receptores identificados. A partir de esta composición de lugar se debe diseñar la estrategia de investigación a desarrollar para el fin que se persigue.

La estrategia de investigación debe definir los siguientes aspectos fundamentales:

- medios a muestrear,
- localización de los puntos de muestreo para cada uno de los medios, (en el caso del suelo se deberá determinar tanto su posición superficial como en profundidad),
- parámetros a analizar en cada muestra y límites de detección exigidos.

Debe tenerse en cuenta que para el análisis de riesgos el conocimiento en detalle de la naturaleza y extensión de la contaminación no es siempre tan importante. Al contrario, a veces más vale enfocar el esfuerzo en caracterizar en detalle los puntos y vías de exposición (Bennet, 1998).

#### 1.2.3.2. Evaluación de los factores de incertidumbre

Como ya se ha mencionado, el objetivo último del análisis de riesgos es el servir de base para la toma de decisiones sobre la aceptabilidad de los riesgos en relación con los costes económicos y sociales que ello supone. El actual grado de desarrollo científico determina que, en la mayoría de los casos, el enfoque seguido para la cuantificación del riesgo sea de tipo condicional con una cantidad apreciable de asunciones tanto en la estimación de la toxicidad como de la exposición, que en conjunto pueden conducir a una sobreestimación de los riesgos. El empleo de una aproximación probabilística tanto en la caracterización de las variables involucradas como en el proceso de análisis sería una de las vías más inmediatas para la reducción de estas limitaciones. Sin embargo, no debe olvidarse que además de la todavía escasa experiencia en la aplicación de técnicas estadísticas (como técnicas de Monte Carlo, números «fuzzy») en el análisis de riesgos en suelos contaminados (Copeland *et al.*, 1994; Finley *et al.*, 1994; Ferguson, 1995; Seiler y Álvarez, 1996; US-EPA, 1997), existen otras áreas en las que las necesidades de investigación científica son también importantes. A este respecto el proyecto CARACAS (*Concerted Action for Risk Assessment in Contaminated Sites*) ha identificado, entre otras, las siguientes áreas de interés específico en relación al análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas (Ferguson *et al.*, 1998):

- Riesgos para la salud humana:
  - Validación de las vías de exposición para el ser humano
  - Disponibilidad de los contaminantes dentro del cuerpo humano

- Disponibilidad de los contaminantes en el suelo en comparación con la disponibilidad en los animales de experimentación utilizados en el establecimiento de la mayoría de las referencias toxicológicas.
- Riesgos para los ecosistemas:
  - Impacto de un emplazamiento contaminado en su entorno
  - Capacidad de recuperación de los ecosistemas
  - Cambios en la estructura de la comunidad causados por la tolerancia inducida por la contaminación frente al uso de parámetros de medida clásicos.
  - Biomagnificación y efectos a través de la cadena trófica.
  - Requerimientos ecológicos de calidad del suelo en relación a los usos antrópicos del suelo.
- Biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo y el agua subterránea.
  - Estudio de la interacción entre los distintos organismos y su medio químico.
  - Evolución temporal de la biodisponibilidad
  - Procedimientos económicamente razonables para la estimación de las fracciones biodisponibles en el medio ambiente.

Por todo ello, es imprescindible especificar claramente las asunciones e incertidumbres inherentes al análisis de riesgos de un emplazamiento para valorar los riesgos estimados desde una perspectiva adecuada (Hoffman y Hammonds, 1994). La evaluación de la incertidumbre puede ser igualmente muy útil en la identificación de áreas en las cuales un esfuerzo adicional moderado en la recogida de datos pudiera mejorar significativamente las bases para la selección de una alternativa de saneamiento. El punto clave no es la cuantificación sino la identificación de las variables y asunciones que contribuyen mayoritariamente a esta incertidumbre. Todo ello con el objetivo de ayudar a la toma de decisiones (Reckhow, 1994).

El proceso de análisis de riesgos lleva asociado dos diferentes fuentes de incertidumbre:

- a. Por un lado, una incertidumbre en los efectos de los contaminantes sobre los objetos a proteger. Es una incertidumbre debida a la ausencia

de conocimientos científicos y técnicos suficientes (por ejemplo sobre dosis de referencia para determinadas rutas de exposición, o la calidad de los datos toxicológicos de base) que se refleja en la fase de análisis de la toxicidad o peligrosidad.

b. Por otro lado, existen incertidumbres en la caracterización de la contaminación en el emplazamiento y en el análisis de la exposición. Las fuentes de incertidumbre se relacionan con:

- La definición del marco físico, y más en concreto de los actuales y futuros usos del suelo y la identificación de las posibles rutas de exposición. Resulta especialmente complejo el análisis de la exposición para las condiciones futuras.
- La aplicabilidad de los medios y validez de los parámetros usados en el cálculo de la exposición y/o dispersión (por ejemplo en relación a la caracterización de la biodisponibilidad para las distintas especies, rutas y medios de exposición). Los modelos comúnmente usados son sencillos, están parcialmente validados para las condiciones de estudio y por lo tanto no se ajustan a las complejas interacciones entre variables en el área de estudio (Ferguson *et al.*, 1998).
- La determinación de valores locales como representativos de las condiciones en ese emplazamiento (concentración en el suelo, agua, permeabilidad, etc.) a partir de los resultados analíticos. Dicha incertidumbre viene determinada por: el número de muestras determinadas, la varianza en la distribución de los parámetros en el emplazamiento y la precisión de las determinaciones analíticas. Cuanto mayor es la incertidumbre en estos factores, mayor es la dispersión en la función de densidad de las concentraciones y tanto más alejado del valor límite establecido debe encontrarse la media de las concentraciones de forma que se asegure la consecución de dicho valor con lo que aumentan los costes del saneamiento. Una reducción en este tipo de incertidumbre supondría una reducción en los costes del saneamiento, aunque por supuesto supone un mayor coste de muestreo y analítico.

Finalmente, el análisis de la incertidumbre (o análisis de la sensibilidad del resultado a una variación en los parámetros de entrada) en relación a la toma de decisiones debe indicar:

- Qué aspectos del análisis contribuyen en mayor grado a la incertidumbre.

- Cuál es la influencia de estas incertidumbres en la decisión.

Los resultados del estudio de estos dos aspectos determinarán la necesidad de adquirir mayor información previamente a la evaluación definitiva de los riesgos.

#### 1.2.4. PRESENTACIÓN DE LOS RESULTADOS

Los resultados del análisis de riesgos no deben ser tomados como absolutos sino que su función es la de resaltar las potenciales fuentes del riesgo en un emplazamiento de forma que pueda diseñarse un plan de recuperación efectivo de acuerdo a las prioridades.

Es responsabilidad del grupo de análisis de riesgos la elaboración de unas conclusiones acerca de la magnitud y naturaleza de los riesgos en el emplazamiento y de las incertidumbres asociadas, que permita una toma de decisiones sobre la gestión del riesgo. La discusión debe proporcionar los medios para situar los valores numéricos obtenidos referentes al riesgo en el contexto de lo que se conoce sobre el emplazamiento objeto de estudio, y permitir la toma de decisiones sobre la necesidad de saneamiento y la elección de la alternativa más adecuada. La discusión debe incluir como mínimo:

- garantía de que los contaminantes claves del emplazamiento han sido identificados y discusión de las concentraciones de los mismos con respecto a los valores de calidad establecidos
- características del objeto en riesgo (población, recurso natural, etc.) y principales factores implicados en el riesgo en dicho emplazamiento
- principales fuentes de incertidumbre del análisis.

Finalmente se incluirá un párrafo con las principales conclusiones, que resumirá los resultados más significativos del análisis, enfocado en los objetivos definidos en relación al riesgo en el emplazamiento estudiado.

Este informe será la base para la toma de decisiones por parte del órgano competente, por lo que la claridad y concisión en la comunicación de los resultados es una característica obligatoria.



## 2. ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA

### 2.1. INTRODUCCIÓN

El análisis de riesgos para la salud humana en el marco de la investigación de los suelos contaminados es el proceso mediante el cual se identifican y evalúan los riesgos potenciales y reales que la presencia de un suelo contaminado puede suponer para la salud pública, y se establecen las medidas necesarias para la reducción de tales riesgos.

La toma de decisiones con respecto a la minimización del riesgo es el objetivo del análisis de riesgos, por lo que el proceso debe concebirse como tal instrumento de gestión, enfocado a la adquisición y análisis de datos relevantes en relación a este objetivo.

El análisis de riesgos para la salud humana se aplicará en todos los casos en los que para el uso o usos evaluados que implican una exposición de la población humana, durante la fase de investigación exploratoria se haya superado el valor VIE-B establecido específicamente para ese uso o usos (IHOBE, 1995 a, b). En el anexo A aparecen las correspondencias entre los usos para los que se han derivado valores genéricos de calidad del suelo y los usos del suelo que se establecen en el Decreto 28/1997 de 11 de febrero por el que se aprueban las Directrices de Ordenación Territorial (DOT) de la CAPV. En caso de que existan usos distintos de los recogidos en esta tabla, el análisis de riesgos se llevará a cabo siempre que exista la sospecha de la existencia de un riesgo potencial para la salud humana.

La experiencia en la investigación de los suelos contaminados en la CAPV ha mostrado que dichos emplazamientos son complejos, se caracterizan por una alta variedad de residuos, gran variabilidad en los niveles de contaminante (gran heterogeneidad espacial), y gran diversidad en las rutas de exposición operantes. Dado que la completa caracterización de un emplazamiento durante el proyecto de investigación para la eliminación total de las incertidumbres asociadas a la misma, no es siempre factible (desde un punto de vista de costes o tiempo), o incluso necesaria para la toma de decisiones, lo que sí debe considerarse es la caracterización de la contaminación en los medios más relevantes, de las rutas de exposición operantes y de las poblaciones expuestas, con suficiente detalle, de tal forma que se determinen con rigurosidad los riesgos que deben ser reducidos y las vías que deben ser prevenidas. Para ello se admite el uso, siempre que sea apropiado, de valores, ecuaciones y asunciones estandarizadas para cada una de las poblaciones

expuestas. El grado de profundización requerido dependerá de:

- Número e identidad de las sustancias contaminantes.
- Medios afectados y extensión de la contaminación.
- Número y complejidad de las rutas de exposición.
- Características de las poblaciones expuestas.
- Datos de toxicidad disponibles.

El objetivo de este capítulo dentro de la Guía Metodológica de Análisis de Riesgos es el de proporcionar el contexto para la caracterización del riesgo para la salud pública en todo tipo de emplazamientos. El protocolo de análisis que se presenta debe entenderse como un proceso flexible que debe ser ajustado a las circunstancias específicas y necesidades de información de cada uno de los sitios, y no como un esquema rígido a aplicar de idéntica forma en cualquier emplazamiento.

El documento hace especial énfasis en el enfoque y elección de los parámetros, modelos y valores que intervienen en la cuantificación de la exposición de la población a la contaminación del suelo por las diferentes vías (US-EPA, 1989a; Van den Berg, 1991; Ferguson, 1995; CCME, 1996; Swedish EPA, 1996). Al mismo tiempo se establecen los criterios básicos que deben regir las otras dos fases del análisis: el análisis de la toxicidad y el análisis del riesgo propiamente. En general se corresponden con los criterios adoptados para la derivación de los valores máximos admisibles de contaminantes en suelo para la protección de la salud en el ámbito de la C.A.P.V.

El análisis de riesgos debe recoger las particularidades de cada emplazamiento, por lo que debe basarse en el mayor número de datos del lugar y determinaciones empíricas. Cuando ésto no sea posible en varias de las fases del análisis resultará necesario realizar valoraciones, juicios y asunciones, que tienen gran trascendencia en el resultado final del estudio. Se requiere, por ello, la participación en el proceso de profesionales con experiencia de las diferentes disciplinas, y se aconseja, no obstante, que siempre que se encuentren condiciones particulares especialmente complejas e inusuales se consulte con los órganos competentes en salud pública y medio ambiente.

## **2.2. METODOLOGIA DEL ANALISIS DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA**

La metodología del análisis de riesgos para la salud humana fue formaliza-

da en 1983 (NRC, 1983), constituyéndose en la base para el desarrollo de la metodología general del análisis de riesgos. El proceso de análisis consta de 4 partes diferenciadas: (1) identificación del peligro; (2) evaluación de las relaciones dosis-respuesta; (3) evaluación de la exposición y (4) caracterización del riesgo. Dentro del protocolo de investigación de un emplazamiento potencialmente contaminado el análisis es precedido de una fase en la que se define el problema a estudiar y se establece la estrategia de investigación y análisis. De forma esquemática las fases del análisis serían las siguientes:

#### **a. Definición del problema.**

Esta fase puede ser considerada como el punto de partida del análisis de riesgos. Tiene como objetivo el establecimiento de un modelo conceptual de funcionamiento del emplazamiento en términos de riesgo, a partir del cual se establece la estrategia de análisis a seguir y las consiguientes necesidades de datos.

#### **b. Análisis de riesgos.**

Su objeto es la caracterización de los riesgos de efectos sobre la salud humana como consecuencia de la exposición a la contaminación en dicho emplazamiento. El proceso de análisis consta de varias fases:

- Análisis de la toxicidad:

Consta a su vez de dos etapas: la identificación del peligro que supone cada contaminante para la población expuesta y el establecimiento de los valores dosis-respuesta para cada uno de los binomios agente-población receptora.

- Análisis de la exposición:

Tiene por objeto la estimación de la magnitud de las exposiciones tanto reales como potenciales para las distintas poblaciones o subgrupos de la población. Debe incluir la identificación de las poblaciones expuestas, y de los medios y rutas de exposición, así como la estimación de la duración y frecuencia de exposición para cada una de las rutas.

- Análisis del riesgo:

Resume y combina los resultados de los apartados anteriores con el fin de estimar cuantitativamente el riesgo derivado de la exposición a los distintos contaminantes y establecer su alcance y significado.

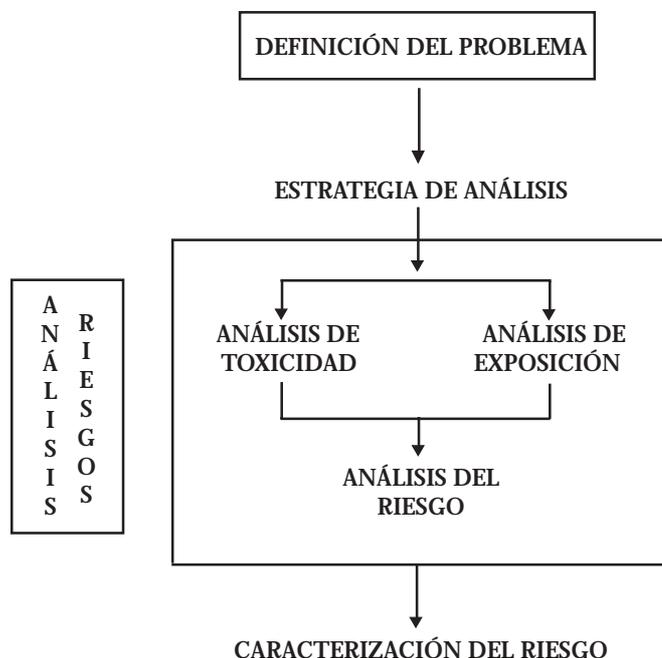


Figura 3. Fases del proceso de análisis de riesgos

Al final del análisis se deberá presentar un documento que incluirá un resumen de la caracterización del lugar e informe completo de la estrategia y resultados del análisis de riesgos, así como las conclusiones que se derivan del mismo. Estas conclusiones se referirán a la aceptabilidad de los riesgos, la viabilidad de los usos o, en su defecto, a las medidas de seguridad, de recuperación, etc. a adoptar y la urgencia de las mismas.

### 2.2.1. DEFINICIÓN DE LA ESTRATEGIA DEL ANÁLISIS DE RIESGOS

El punto de partida para la definición de la estrategia del análisis es la elaboración de un modelo conceptual del emplazamiento, que en base a la información previa disponible (procedente de la investigación preliminar y exploratoria), identifique de forma cualitativa los posibles focos de contaminación, el tipo y concentración de los contaminantes en el lugar, los potenciales medios contaminados, las potenciales rutas de exposición así como los potenciales receptores de dicha contaminación. A partir de esta composición de lugar y teniendo en cuenta el objetivo del estudio se establece la estrategia del análisis de riesgos, que definirá el enfoque del análisis y la necesidad de datos. Además de realizar un análisis de riesgos, los datos ambientales se compararán con los estándares o normativa que existe para cada medio. Estas

necesidades determinarán en cierta medida el diseño analítico y de muestreo, centrándolo, si parece conveniente, en los focos de contaminación más importantes desde la perspectiva de la salud humana.

Por lo tanto, los aspectos que deben considerarse en la definición de la estrategia de análisis son:

• **Objetivo de la protección**

La protección de la salud pública tiene como objetivo la protección de todos y cada uno de los individuos de la población frente a cualquier lesión, afección o muerte prematura a cualquier edad. Por consiguiente, el análisis de riesgos deberá siempre centrar su atención en los individuos o estrato de la población más sensibles.

• **Necesidades de datos**

Se presenta de forma sucinta las distintas consideraciones de interés sobre la recolección de datos en relación al análisis de riesgos para la salud humana. La determinación del tipo de datos necesarios se realizará siempre a partir del modelo conceptual elaborado que debe identificar:

- Los medios de exposición potenciales.
- Las potenciales rutas de exposición.
- Los puntos clave de exposición para cada medio.
- El tipo y duración de la exposición.

Estos datos se refieren de forma general a los siguientes apartados:

- Identidad de los contaminantes.
- Concentración de los contaminantes en las fuentes y en los medios afectados.
- Características de las fuentes de contaminación, en especial información relativa al potencial de liberación de contaminantes.
- Características del medio que puedan afectar al transporte, destino y persistencia de los contaminantes y por tanto, a la exposición potencial del hombre a los mismos.
- Características de los escenarios de exposición identificados.

En la tabla siguiente se hacen algunas indicaciones al respecto:

**Tabla 3: Profundidades de muestreo de suelo más relevantes en relación a distintas rutas de exposición**

RUTA DE EXPOSICIÓN	Profundidad de muestreo
- Ingestión de suelo	0 - 5 cm 5 - 15 cm
- Contacto dérmico	0 - 5 cm 5 - 15 cm
- Inhalación de polvo	0 - 5 cm
- Inhalación de volátiles	0 - nivel freático
- Ingestión de productos agrícolas	
- huerta	0 - 15 cm
- pasto	0 - 10 cm 10 - 15 cm
- cultivos no de huerta	0 - 30 cm

Identificadas estas necesidades, debe hacerse el esfuerzo de integrarlas con otros objetivos del estudio para conseguir el uso óptimo de los recursos y evitar la duplicación de esfuerzos. Como criterio general, se tomarán datos específicos para el emplazamiento siempre que se consideren relevantes y sea posible. En caso contrario deberá recurrirse a datos generales. En el apartado 2.2.3.2. se exponen criterios relacionados con estos aspectos para las distintas rutas de exposición.

## 2.2.2. ANÁLISIS DE LA TOXICIDAD

El objetivo de esta fase del análisis es ponderar las evidencias disponibles en relación al potencial de los compuestos de causar efectos adversos en los individuos expuestos, y proporcionar, siempre que sea posible, una estimación de la relación entre el grado de exposición al contaminante y el incremento de la probabilidad o severidad de dichos efectos adversos.

En el análisis de la toxicidad pueden distinguirse los siguientes apartados:

- Identificación del peligro

Es el proceso mediante el cual se determina si la exposición a un agente

químico puede causar un incremento en la incidencia de un efecto adverso para la salud, y si este efecto adverso es probable que tenga lugar en humanos. La identificación del peligro supone la caracterización de la naturaleza e intensidad de la evidencia de la relación causa-efecto.

- Establecimiento de las relaciones dosis-respuesta

Es un proceso de evaluación cuantitativa de la información toxicológica por el que se caracteriza la relación entre la dosis del contaminante administrada o recibida y la aparición de un efecto adverso sobre la salud en la población expuesta. A partir de esta evaluación cuantitativa se derivan unos valores numéricos (valores de toxicidad), que serán usados en la fase de caracterización del riesgo para estimar la probabilidad de que se produzcan efectos adversos en humanos a diferentes niveles de exposición.

La derivación de tales valores numéricos no es objeto del análisis de riesgos, sino que éstos son generados por la comunidad científica y suministrados por diversos organismos a través de sus bases de datos toxicológicos. Será función del organismo medioambiental competente en conjunción con su equivalente en cuestiones de salud pública, disponer de esta información toxicológica, revisada y actualizada de forma permanente, y proporcionar este servicio a las personas que lo requieran para la investigación de suelos contaminados. La selección de la fuente de información toxicológica se registrará por el siguiente criterio de prioridad:

- 1.- O.M.S. (Organización Mundial de la Salud): Se emplean los valores de referencia establecidos a través de la JECFA («Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives»).
- 2.- U.S.-E.P.A. (United States. Environmental Protection Agency): Bases de datos IRIS (Integrated Risk Information System).
- 3.- Otras fuentes de información.

Las personas que participan en el análisis de riesgos de un suelo contaminado deberán conocer el significado (definición), metodología de derivación e incertidumbres asociados a los distintos tipos de valores para evaluar su repercusión en el análisis y elegir correctamente el más adecuado teniendo en cuenta:

- grupo de población afectado (infantil, adultos, etc.)

- tipo de efectos (cancerígeno, no cancerígeno, etc.)
- vía de exposición (oral, inhalatoria, dérmica)
- tipo de exposición (crónica, aguda)

En resumen, los componentes a considerar en el análisis de la toxicidad son:

- El tipo de efecto adverso asociado a cada sustancia y en relación a cada tipo de población expuesta.
- La relación entre la magnitud de la exposición y la magnitud de los efectos adversos.
- Las incertidumbres asociadas a los anteriores componentes.

### 2.2.3. ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN

Tiene por objeto la estimación del tipo y magnitud de la exposición a los contaminantes tanto en el emplazamiento como en el área de influencia del mismo, afectado a través de la dispersión. El análisis debe efectuarse tanto para las condiciones actuales como futuras de uso del suelo y debe incluir la identificación de las poblaciones expuestas, las rutas de exposición y la duración y frecuencia de la exposición para cada una de las rutas. El resultado final de dicho análisis es el cálculo de las dosis que previsiblemente recibe el individuo para cada una de las rutas. Dicha cuantificación constituye un elemento crítico del proceso de análisis del riesgo.

Aunque algunas tareas relativas al análisis de la exposición son realizadas para la elaboración del modelo conceptual de funcionamiento del sistema que determina las hipótesis en las que se basa la estrategia de muestreo y analítica, el proceso de análisis detallado de la exposición comienza una vez que se dispone de los datos analíticos del emplazamiento validados. El análisis de la exposición procede a través de los siguientes pasos:

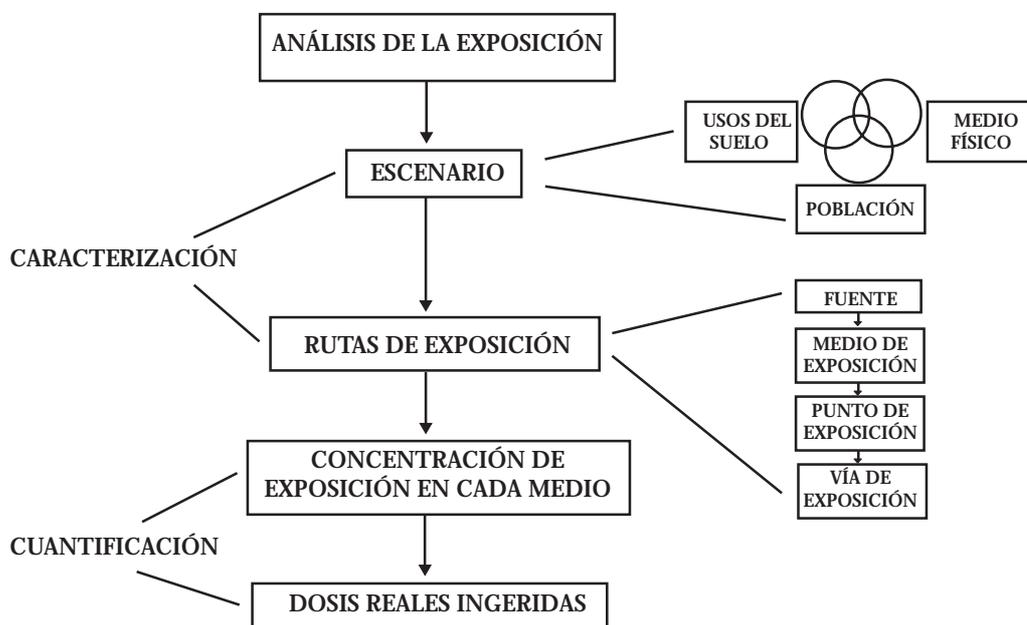


Figura 4. Elementos de la fase de análisis de la exposición

### 2.2.3.1. Caracterización del escenario de exposición

Su objetivo es la evaluación cualitativa de la exposición a la contaminación de las poblaciones del lugar y del entorno. La caracterización se basa fundamentalmente en:

- Identificación de las poblaciones expuestas y dentro de ellas las subpoblaciones especialmente sensibles.

Es importante localizar la presencia de guarderías, escuelas, hospitales, huertas propias, etc.

- Caracterización de los condicionantes físicos del emplazamiento que influyen en la exposición. Los aspectos a considerar se indican en la tabla siguiente.

**Tabla 4. Factores relacionados con el medio físico**

- Clima (temperatura, precipitación)
- Meteorología (velocidad del viento, dirección,...)
- Geología (tipo de sustrato)
- Vegetación (sin vegetación, vegetación pobre, herbácea, arbustiva, arbórea,...)
- Tipo de suelo (arenoso, orgánico, ácido, básico,...)
- Hidrología del agua subterránea (profundidad, dirección, flujo,...)
- Aguas superficiales (tipo, flujo, salinidad,...)

- Determinación de los usos actuales y futuros (potenciales o reales) del suelo.

En el primer caso la principal fuente de información es la visita a la zona mientras que en el caso de los usos futuros las principales fuentes de información son los proyectos de actuación existentes, así como los planes de ordenamiento urbano, de ordenación del territorio, de desarrollo, etc. En el cuadro siguiente se presentan las categorías de uso más frecuentes.

**Tabla 5. Escenarios de uso más frecuentes**

- Área de juego infantil: incluye las áreas de juego de niños en parques y jardines.
- Viviendas con jardín y/o huerta particular
- Viviendas sin jardín: incluyen también las zonas verdes comunes.
- Parques y jardines.
- Areas de actividad agrícola: huertas, campos de cultivo, pastos,...
- Campos de deportes: áreas de prácticas deportivas al aire libre.
- Uso industrial: incluye pabellones industriales, almacenes comerciales, oficinas, etc.

- Identificación de las actividades asociadas a cada uso y caracterización de sus patrones de actividad.

En el anexo B se incluyen datos relativos a la Encuesta de Presupuestos de Tiempo de la CAPV (EUSTAT, 1993) que pueden servir de base para la caracterización de los patrones de actividad de la población, permitiendo además una aproximación probabilística a dicha caracterización.

Para un emplazamiento concreto, y en base a esta información y a la recabada en el propio emplazamiento, la caracterización tendrá por objeto:

- Determinar el porcentaje de tiempo que las poblaciones potencialmente expuestas ocupan en realizar actividades en el emplazamiento potencialmente contaminado. Por ejemplo si el uso del área es industrial o comercial existirán grupos de trabajadores para los que el período de exposición sería de 8 h, mientras que en un uso residencial el máximo de exposición podrían ser las 24 horas.
- Determinar si las actividades tienen lugar principalmente en el interior, en el exterior, o en ambos. Por ejemplo para los trabajadores de una

oficina la exposición será mayoritariamente en un lugar cerrado, mientras que para los trabajadores de la construcción será prácticamente siempre en el exterior

- Determinar los cambios de actividad con las estaciones. Por ejemplo algunas actividades al aire libre que tienen lugar en verano son menos frecuentes en invierno
- Determinar si el sitio puede tener otros usos para la población local, distintos de los establecidos, siempre que no haya una limitación en la entrada al emplazamiento
- Identificar características específicas de la población en el lugar. Por ejemplo que el consumo de pescado local sea mayor que el habitual por ser un área utilizada para la pesca o por existencia de una piscifactoría

#### **2.2.3.2. Identificación y análisis de las rutas de exposición**

Tiene por objeto relacionar la fuente, localización y tipo de liberación al medio del agente químico con la localización y patrones de actividad de las poblaciones, con el fin de determinar las rutas más significativas de exposición humana.

En esta fase el análisis es fundamentalmente de tipo cualitativo y se centra en la caracterización de los diferentes elementos de que consta una ruta de exposición. Tales elementos son: 1) fuente y mecanismos de liberación química; 2) medio de transporte y/o acumulación; 3) punto de contacto de la población humana, al que nos referiremos como punto de exposición y 4) vía de exposición en el punto de contacto. En algunos casos la fuente en sí misma es el punto de exposición, sin que exista liberación a otros medios. En estos casos la ruta de exposición consistirá en: fuente, punto de exposición y vía de exposición.

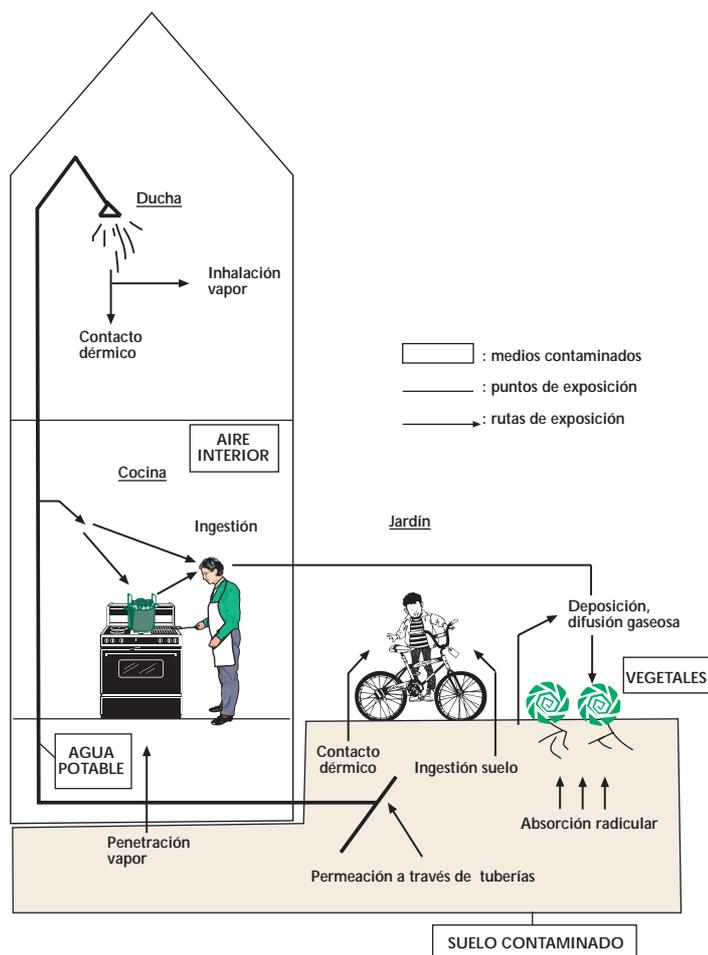


Figura 5. Ejemplos de escenarios de exposición

En el análisis de las rutas de exposición se distinguen los siguientes pasos:

- Identificación de las fuentes de contaminación y/o los medios afectados

Se realiza a partir de la información de tipo descriptivo que existe del lugar, y de los resultados analíticos de la caracterización química del emplazamiento. Debe identificar los potenciales procesos de liberación y los medios afectados para situaciones pasadas, presentes y futuras. Es imprescindible anotar cualquier fuente que pudiera ser igualmente un punto de exposición.

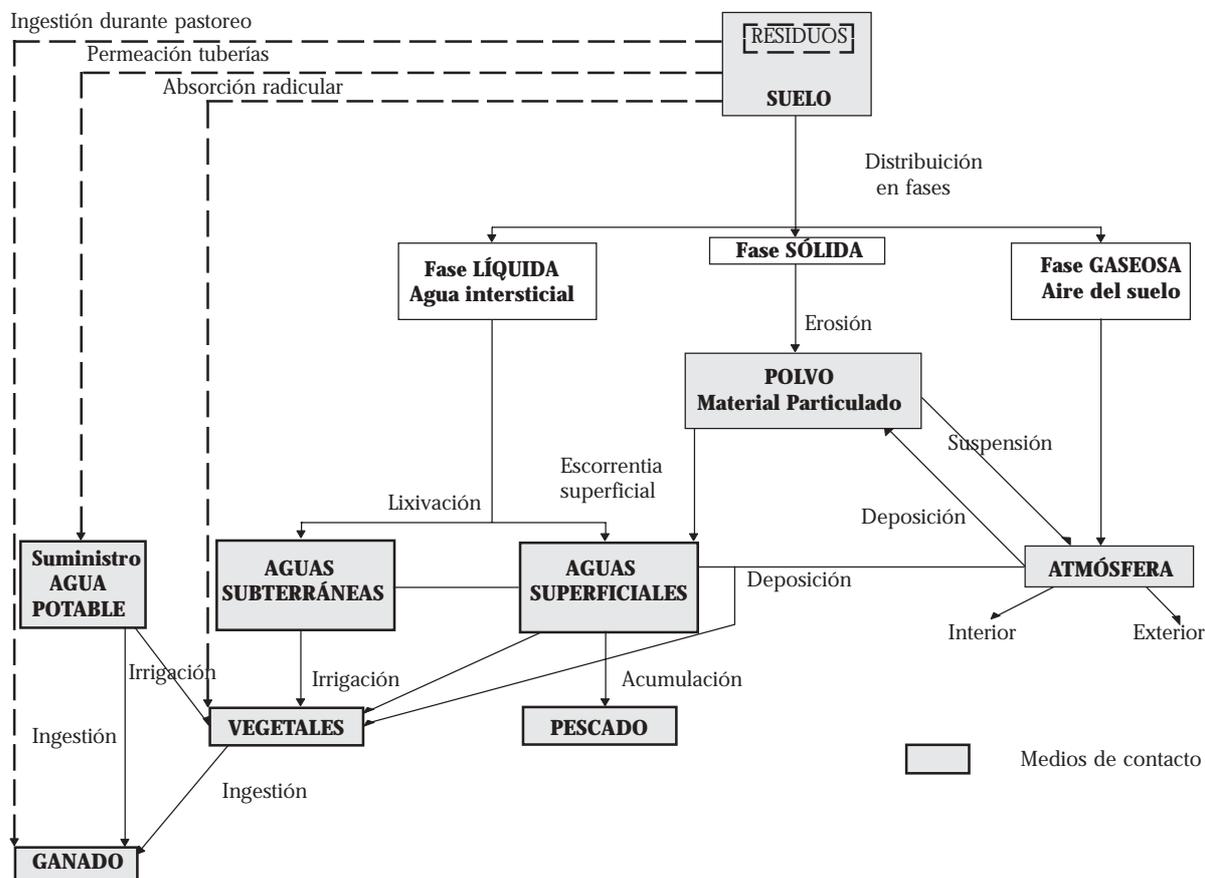


Figura 6. Medios potencialmente afectados por la contaminación del suelo

- Evaluación del destino y transporte de los contaminantes en los diversos medios

Cuando un contaminante es liberado al medio, éste puede ser transportado (en solución o en suspensión en el agua, en suspensión en el aire, escorrentía superficial,...), ser físicamente transformado (volatilización, precipitación, etc.), ser químicamente transformado (por fotólisis, hidrólisis, oxidación, reducción, etc.), ser transformado biológicamente o puede acumularse en uno o más medios (incluido el medio receptor).

Por ello, para determinar el comportamiento de los compuestos químicos es necesario obtener información sobre sus propiedades físico-químicas y comportamiento ambiental, utilizando para ello las bases de datos disponibles o literatura especializada. Se deben igualmente considerar características locales del emplazamiento que afectan al destino y transporte, como por ejemplo, el contenido en humedad, materia orgánica del suelo, la capacidad de intercambio catiónico, la profundidad del nivel freático, etc.

En el cuadro siguiente se incluyen algunos de los parámetros más importantes a este respecto mientras en el anexo C de este documento se incluyen los valores correspondientes a estos parámetros para los contaminantes más habituales.

**Tabla 6. Parámetros físico-químicos y de comportamiento ambiental relevantes para el análisis de riesgos**

$K_{oc}$ : coeficiente de partición carbono orgánico-agua
$K_d$ : coeficiente de partición suelo-agua
$K_{ow}$ : coeficiente de partición octanol-agua (el octanol es utilizado como sustituto de los lípidos, por lo que $K_{ow}$ es muy útil para predecir la bioacumulación en las grasas).
<i>Solubilidad</i> : es la concentración máxima de una sustancia en disolución en agua a una temperatura dada
<i>Constante de Henry</i> : proporciona una medida de grado de partición de una sustancia entre aire y agua
<i>Presión de vapor</i> : expresa la presión ejercida por una sustancia química en fase vapor en equilibrio con la fase sólida o líquida a una temperatura dada
<i>Difusividad</i> : describe el movimiento de una molécula en un medio líquido o gaseoso como resultado de una diferencia de concentración
<i>Factor de bioconcentración (BCF)</i> : mide la distribución de una sustancia química entre un medio biológico y un medio externo (agua, suelo, ...)
<i>Vida media</i> de un compuesto para un determinado medio: mide la persistencia de ese compuesto en ese medio

- Identificación de los puntos de exposición y de las vías de exposición

Consiste en la identificación de los puntos, si los hubiera, en los cuales las poblaciones potencialmente expuestas entran en contacto con los medios contaminados. Para ello es necesario considerar las actividades de dichas poblaciones en el área, y prestar especial atención a los subgrupos especialmente sensibles. Hay que considerar tanto los puntos de exposición en el emplazamiento como fuera de él como consecuencia del transporte de la contaminación por diversas vías. En este caso son especialmente problemáticas las zonas aguas abajo, o en la dirección de los vientos predominantes.

Tras la identificación de los puntos de exposición es necesario identificar las vías probables de exposición. En algún caso puede darse que exista un punto de exposición pero no la vía de exposición, (por ej.: contaminación de las aguas no utilizadas para consumo). Ver anexo D a modo indicativo.

- Selección de las rutas de exposición a evaluar en el análisis de riesgos

Se realiza a partir de la información recabada en los pasos anteriores. En principio, todas las rutas son seleccionadas a menos que exista una justificación para su eliminación, que deberá ser argumentada en el informe de análisis de riesgos. Tal justificación puede basarse en que:

- La exposición resultante para esta ruta sea despreciable comparada con otras vías para idéntico medio y punto de exposición.
- La probabilidad de que se produzca la exposición sea muy baja y los riesgos asociados a esta exposición sean también bajos. Cuando una ruta de exposición tenga consecuencias catastróficas deberá ser seleccionada para su evaluación incluso si la probabilidad de tal suceso es muy baja.

Para aquellas rutas para las cuales no existan suficientes datos que soporten un análisis de la exposición cuantitativo, la evaluación de la exposición deberá ser cualitativa, y así mismo el análisis de riesgos asociado a esta ruta.

### 2.2.3.3. Estimación de la exposición

- Estimación de la exposición por cada una de las rutas

Consiste en la cuantificación de la magnitud, frecuencia y duración de la exposición para las distintas poblaciones y rutas de exposición seleccionadas como resultado de las fases anteriores. Se lleva a cabo en dos etapas: en primer lugar se estiman las concentraciones de exposición en los medios de contacto y a continuación se cuantifican las ingestas específicas para cada ruta. La combinación de ambos elementos permite calcular la ingesta máxima razonable para cada una de las vías.

Se denomina **ingesta** a la exposición normalizada para el tiempo y peso corporal, expresada en: «*mg compuesto • kg-1 peso corporal • día-1*». La fórmula genérica para el cálculo de la ingesta es la siguiente:

$$I_{DE} = C \cdot \frac{TC \cdot FE \cdot DE}{PC} \cdot \frac{1}{TM}$$

donde:

- IDE*= ingesta; se expresa como la cantidad del compuesto en la capa límite (puerta de entrada al organismo) de intercambio y por tanto disponible para la absorción.
- C* = concentración de exposición para el medio de contacto considerado.
- TC* = tasa de contacto, indica la cantidad de medio contaminado contactado por unidad de tiempo o suceso.
- FE* = frecuencia de exposición.
- DE* = duración de la exposición.
- PC* = peso corporal, correspondiente al peso corporal medio durante el período de exposición.
- TM* = tiempo promedio de exposición, período en el que se promedia la exposición.

Los tres términos de que consta la ecuación corresponden a variables relacionadas respectivamente con la contaminación (concentración de exposición), con las características de la población expuesta (peso corporal, altura, superficie corporal, etc.) así como su patrón de actividad (tasa de contacto, frecuencia y duración de la exposición), y con el enfoque de la evaluación (tiempo promedio de exposición). En el apartado 2.2.4. se indican los criterios a aplicar en la cuantificación de estas variables.

- Combinación de la exposición por diferentes vías

La exposición máxima razonable o exposición combinada para cada escenario concreto se calcula como sumatorio de la exposición por las diferentes vías.

Si los efectos del contaminante sobre el receptor difieren dependiendo de la ruta de entrada del contaminante en el organismo (por ejemplo la inhalación frente a la ingestión), se calculará el sumatorio de las exposiciones para cada una de las rutas de entrada, siempre que se disponga de información toxicológica para valorar los diferentes efectos.

En todos los casos, se presentará una estimación de la contribución de las distintas vías a la exposición total en el emplazamiento. Esta información puede permitir el establecimiento de medidas dirigidas a la limitación de dicha exposición.

- Análisis de la incertidumbre

La discusión de las incertidumbres en la estimación de la exposición en un emplazamiento es un componente clave de esta etapa del análisis de riesgos. En esta discusión deben distinguirse dos partes: la primera sobre la elección de los datos analíticos usados en el cálculo, y la segunda sobre las asunciones del análisis (especialmente de los modelos de exposición usados). En este sentido resulta clave la cuestión de la biodisponibilidad (Brainard y Beck, 1992 ; Dock, 1998).

Cada uno de estos apartados debe ser discutido de forma que permita una evaluación de sus efectos en la estimación de la exposición máxima razonable. En el anexo E se indican para las diferentes vías de exposición, aquellos parámetros frente a los que el cálculo de dicha exposición presenta mayor sensibilidad.

#### **2.2.4. CRITERIOS PARA LA CUANTIFICACIÓN DE LA EXPOSICIÓN**

##### **2.2.4.1. Cuantificación de la concentración de exposición**

Es la concentración media en el punto o puntos de contacto a lo largo del período de exposición para cada uno de los medios. El enfoque en la estimación deber ser conservador, por lo que generalmente se recomienda tomar como valor el límite superior del intervalo de confianza de la media al 95%. Siempre que el número de datos lo permita. En determinadas situaciones, si la variabilidad de las concentraciones medidas en el medio es grande, el límite de confianza superior puede estar por encima del valor máximo detectado. En este caso se utilizará el valor máximo detectado.

En algunas situaciones puede interesar utilizar la concentración máxima para un medio y una vía de exposición, como concentración de exposición a modo de aproximación dilucidativa, calculando el límite superior de la exposición. Si en esta aproximación de barrido resultase un potencial riesgo para la salud, sería necesario realizar un nuevo cálculo a partir de valores que reflejasen unas condiciones de exposición más probables. Se puede decir que, en general, la inclusión de enfoques probabilísticos en el cálculo de la exposición es una vía adecuada para evitar la sobreestimación de la exposición.

En el cuadro siguiente se resumen las consideraciones a tener en cuenta en el cálculo de la exposición.

**Tabla 7. Consideraciones generales para el cálculo de las concentraciones de exposición**

1. Es importante conocer la distribución espacial de los datos analíticos, de forma que puedan extraerse los más relevantes para cada una de las rutas de exposición considerados. La superposición de un mapa de actividades de la población con otro que refleje la distribución espacial de la contaminación en el área puede ser muy útil.
2. Para la estimación de las concentraciones de exposición son más representativos los datos analíticos procedentes de un muestreo al azar o sistemático, que los obtenidos en un muestreo dirigido, centrado en los hot-spots.
3. Los datos que se usen para la estimación de la exposición deben ser de calidad contrastada. Las técnicas analíticas de campo no pueden ser por ello usadas ya que son métodos menos sensibles y están sujetos a un control de calidad no tan exhaustivo.
4. Normalmente se asumen condiciones de estado estacionario, ya que la información necesaria para estimar las concentraciones suponiendo unas condiciones no estacionarias no suele ser disponible. Ello supone generalmente una sobreestimación de la exposición a largo plazo para determinadas rutas.
5. En cuanto a los parámetros utilizados en el cálculo de la exposición (conductividad hidráulica, contenido en materia orgánica, pH, textura, dirección del viento, etc.) se emplearán, si existen, valores específicos para el emplazamiento.
6. De entre los posibles procesos de transferencia entre medios los que más comúnmente se utilicen serán los siguientes: balance de masas, dilución, equilibrios de partición.

Los datos en los que se basa el cálculo son de dos tipos:

- a) Datos analíticos correspondientes a la caracterización química del emplazamiento. Pueden utilizarse directamente siempre que la exposición implique contacto directo con el medio analizado (por ejemplo contacto directo con el suelo, o ingesta del agua en una canaleta, etc.). Los datos analíticos serán tratados separadamente para un medio concreto en base a las subáreas y vías de exposición identificadas.
- b) Valores resultantes de datos analíticos usados en conjunción con modelos de transporte y comportamiento ambiental de los compuestos. El uso de estos modelos será necesario:
  - Cuando los puntos de exposición estén espacialmente distanciados de los puntos muestreados (normalmente cuando las fuentes de contaminación y puntos de exposición estén alejados: transporte por agua subterránea, aire,...).

- Cuando no existan datos distribuidos a lo largo del tiempo. Aunque en la mayoría de los casos resulta razonable admitir que las concentraciones en el medio permanecen constantes a lo largo del tiempo, en otros casos éstas pueden variar y será necesario predecir esta variación en el tiempo.
- Cuando las concentraciones en el medio queden por debajo del límite de detección, pero puedan suponer un riesgo. (Por ejemplo en el caso de una pluma de agua subterránea contaminada que está descargando hacia un río, donde se diluye por efecto del caudal del río; sin embargo la sustancia es tóxica o se bioacumula por lo que es necesario estimar los riesgos).
- Cuando los datos analíticos de que se dispone corresponden a un medio, y la exposición es a través de otros medios (por ejemplo para estimar las concentraciones en los vegetales a partir de las concentraciones en el suelo).

\* Cuantificación de la concentración en la fase sólida del suelo

En la mayoría de los casos se utilizarán en la estimación los resultados analíticos del muestreo, asumiendo que la variación en el tiempo de la concentración en el medio será mínima. Esta asunción puede no ser válida en el caso de compuestos y emplazamiento en los que la lixiviación, volatilización, fotólisis, biodegradación, erosión eólica o escorrentía superficial puede reducir la concentración del compuesto a lo largo del tiempo. En este caso deberán utilizarse modelos temporales o bien suponer una concentración base constante para el cálculo.

En la evaluación de los datos analíticos para la estimación de las concentraciones de exposición en el suelo, la distribución espacial de los datos es un factor crítico. Por ello, a cada una de las áreas consideradas como homogéneas en cuanto a contaminación, deben superponerse las áreas consideradas como homogéneas en cuanto a patrones de actividad y/o vías de exposición, para realizar el cálculo de la concentración de exposición en base a la media de los datos analíticos del área correspondiente.

Si dentro del área una zona es poco accesible, deberá ser eliminada del cálculo de la concentración de exposición ya que la exposición no sería realista para determinadas vías. Igualmente habrá que hacer una distinción dependiendo de la profundidad de las muestras. Las muestras superficiales están relacionadas con una serie de vías (inhalación e ingestión de polvo, contacto dérmico o ingestión de suelo/residuo), distintas de las subsuperficiales

- \* Cuantificación de la concentración en las aguas (superficiales, subterráneas y de la red de suministro)

El enfoque más adecuado en relación a la exposición de la población humana, es el análisis de muestras tomadas directamente en los puntos de exposición. La estimación de las concentraciones de exposición se basará en los resultados analíticos de dicho muestreo, bien solos o en conjunción con modelos de transporte y comportamiento ambiental de las sustancias.

No obstante, la complejidad de los procesos relacionados con la contaminación de las aguas superficiales impone ciertas limitaciones al uso directo de los datos analíticos del muestreo:

- Representatividad temporal: los cuerpos de agua superficiales están sometidos a cambios estacionales de flujo, temperatura y profundidad que pueden afectar al transporte de los contaminantes. Los aportes están normalmente asociados con fenómenos tormentosos (erosión y escorrentía superficial), y en el caso de los lagos se da una estratificación estacional y cambios en la actividad biológica de los mismos. Si no se tienen en cuenta estos fenómenos, los datos no representarán las concentraciones medias para una exposición a largo plazo o bien, infravalorarán los picos que pueden darse tras las tormentas en el caso de exposiciones agudas. Para los casos de lixiviación, o filtración directa desde el suelo a las aguas, la influencia de los eventos lluviosos es también importante.
- Representatividad espacial: existe igualmente una variación espacial en las concentraciones de los compuestos contaminantes relacionada con la profundidad, distancia al punto de contacto (inmisión), drenaje de la contaminación y localización del punto de muestreo en relación a los márgenes del río.
- Limitaciones impuestas por los límites de cuantificación. Cuando las masas de agua implicadas son relativamente grandes en comparación con las descargas de escorrentía o del agua subterránea, el efecto de dilución es muy alto. Aunque los métodos analíticos estándar no permiten esta cuantificación, la toxicidad de los compuestos o su potencial de bioacumulación puede requerir su cuantificación.
- Contribuciones desde otras fuentes: los cursos de agua pueden estar contaminados por otras fuentes distintas del emplazamiento objeto de estudio.

## \* Cuantificación de la concentración en el aire

El enfoque más adecuado en relación a la exposición de la población humana, es el análisis de muestras tomadas directamente en los puntos de exposición. La estimación de las concentraciones de exposición se basará en los resultados analíticos de dicho muestreo, bien solos o en conjunción con modelos de transporte y comportamiento ambiental de las sustancias.

## \* Distribución de los contaminantes en las distintas fases del suelo

Las ecuaciones siguientes permiten estimar las concentraciones de los contaminantes en las distintas fases del suelo en condiciones de equilibrio (Mackay *et al.*, 1985; Feenstra *et al.*, 1991):

$$C_s = C_t$$

$$C_w = \frac{C_s}{K_d}$$

$$C_a = C_w \cdot H'$$

$$C_t = C_w \frac{(\rho_b K_d) + \Theta_w + (H' \Theta_a)}{\rho_b}$$

Donde:

$C_t$ =	Concentración en suelo (total)	mg/kg
$C_s$ =	Concentración en suelo (fase sólida)	mg/kg
$C_w$ =	Concentración en suelo (fase líquida)	mg/L
$C_a$ =	Concentración en suelo (fase gaseosa)	mg/m <sup>3</sup>
$\rho_b$ =	Densidad real	g/cm <sup>3</sup>
$\Theta_a$ =	Macroporosidad	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>
$\Theta_w$ =	Microporosidad	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>
$H'$ =	Constante de Henry	—
$K_d$ =	Coefficiente de distribución suelo-agua	mg/kg per mg/L

#### 2.2.4.2. Cuantificación de las variables que caracterizan las poblaciones receptoras y sus patrones de actividad.

En las tablas del anexo F, se exponen los datos de variables biométricas de la población vasca. Para aquellas variables para las que no se dispone de datos propios, se recogen datos obtenidos de la bibliografía. A continuación se indican algunos criterios para la elección de los datos a emplear en el cálculo. Esta información puede ser igualmente empleada en la elaboración de las funciones de distribución para estos parámetros en el caso de optar por una aproximación probabilística. Debe hacerse notar que la experiencia en el uso de aproximaciones probabilísticas en la evaluación de los riesgos derivados de los suelos contaminados es todavía muy limitada.

\* Peso corporal (PC)

Se dispone de datos sobre la población vasca referidos tanto a adultos como a niños. El valor empleado en la estimación deberá corresponder al peso corporal medio a lo largo del período de exposición. Si la exposición sólo tiene lugar durante la infancia se utilizará el peso corporal medio durante este período. Para aquellas vías de exposición para las cuales la tasa de contacto difiere mucho según las edades (p.ej. ingesta de suelo) entonces se calculará un peso medio para cada grupo de edad.

La utilización de estos valores medios en lugar de otros valores estadísticos (como el percentil 95 o el percentil 5, la persona más sensible) se debe a que estos no resultarían adecuados para el cálculo de la máxima exposición razonable. En el primer caso se estaría admitiendo la situación que supone menor riesgo, mientras en el segundo es absurdo que la máxima ingesta corresponda a la persona de menor peso corporal. Puede también optarse por el empleo de funciones de distribución, en combinación con las técnicas de Montecarlo.

- Altura corporal (AC)

Al igual que en el caso anterior se dispone de datos propios sobre la población vasca. En cualquier caso el valor empleado en el cálculo debe ser consistente con el valor de peso corporal adoptado. Se optará mayoritariamente por el empleo de valores medios de la población (distinguiendo cuando sea necesario entre grupos de edad, sexo, etc.). Puede también optarse por el empleo de funciones de distribución, en combinación con las técnicas de Montecarlo.

- Superficie corporal (SC)

De forma general pueden utilizarse las referencias de la US-EPA (1992).

Para la población infantil (niños de 3-6 años) se considerará expuesta como valor por defecto el 25% de la superficie corporal total. La elección del valor percentil a emplear dependerá del enfoque en la aproximación («worst-case» frente a estimaciones más realistas). Para adultos se adoptarán de forma general los valores medios de superficie de manos, antebrazos y pies de varones, aunque la superficie expuesta se determinará en función de los usos.

En caso de optar por una aproximación probabilística, el enfoque más habitual consiste en estimar la superficie corporal en función del peso corporal, mediante ecuaciones biométricas.

- Tasa respiratoria (TR)

Para calcular los volúmenes respiratorios en los diferentes usos se recomienda utilizar las referencias del Exposure Factors Handbook de la US-EPA (1989b), que distingue entre:

- Reposo: incluye ver televisión, leer y dormir.
- Actividad ligera: incluye la mayor parte de las tareas domésticas, incluyendo hobbies y reparaciones domésticas menores.
- Actividad moderada: incluye limpiezas fuertes, reparaciones mayores y subir escaleras.
- Actividad pesada: incluye ejercicios físicos fuertes y subir escaleras con carga.

En caso de optar por una aproximación probabilística, Ferguson (1995) propone el cálculo de la tasa respiratoria en función del peso corporal (expresado en Kg) de acuerdo a las fórmulas siguientes:

<b>EDAD</b> (años)	<b>ACTIVO</b> (m <sup>3</sup> /h)	<b>PASIVO</b> (m <sup>3</sup> /h)
niños	0.3 x PC	0.11 x PC
adultos	0.018 x PC	0.006 x PC

- \* Tasa de contacto

La tasa de contacto refleja el intercambio con el medio por unidad de tiempo. Si existen datos suficientes para una aproximación estadística, la tasa

de contacto se calcula como el límite superior razonable de la tasa de ingesta media; en caso contrario la estimación se basará en la opinión experta. Los valores adoptados por defecto se indican en el apartado 2.2.4.4. en relación a las diferentes vías de exposición.

- Frecuencia y duración de la exposición

El objetivo a la hora de definir estos parámetros de cara al cálculo final es el de estimar el tiempo total de exposición en el emplazamiento. Existe información detallada relativa a los hábitos de la población vasca procedentes de la Encuesta de Presupuestos de Tiempo llevada a cabo por el EUSTAT (1993) y que se recoge en el anexo B. En caso de disponer de funciones de distribución para estos parámetros el empleo de una aproximación probabilística sería lo más adecuado.

#### 2.2.4.3. Cuantificación de las variables relacionadas con la evaluación

- \* Tiempo promedio de exposición

Se selecciona en función del tipo de efecto tóxico. Es necesario que el periodo de cálculo de exposición coincida con el de la referencia toxicológica empleada.

- Para tóxicos que afectan al desarrollo o crecimiento, la ingesta se calcula promediando para el período de exposición real.
- Para tóxicos de efectos por exposición aguda, la ingesta se calcula promediando para el período de exposición más corto que produce efectos.
- Para tóxicos no cancerígenos de efectos por exposición duradera, la ingesta se calcula promediando las ingestas a lo largo del período de la exposición (subcrónico o crónico).
- Para compuestos cancerígenos, la ingesta se calcula promediando para toda la vida del individuo la dosis total acumulativa como resultado de esta exposición (p.ej. como ingesta diaria crónica, también denominada ingesta diaria promedio para toda la vida). Se estima que la duración media de la vida es de 70 años.

Para aquellos compuestos que se degradan rápidamente, el análisis de la

exposición comprenderá sólo el período de tiempo en el que el compuesto esté presente en el medio. Sin embargo habrá que considerar igualmente la exposición a los productos de degradación si éstos son persistentes y tóxicos a las concentraciones que se prevén.

#### 2.2.4.4. Cuantificación de las ingestas para las diferentes vías

En esta sección se resume la metodología para el cálculo de las dosis de compuesto ingeridas para las distintas vías de exposición potenciales. Para la cuantificación de la concentración de los contaminantes en los diferentes medios de exposición implicados se seguirán las recomendaciones recogidas en las guías metodológicas de Toma de Muestras y de Análisis Químico (IHOBE, 1998e) y en su defecto las correspondientes normas estandarizadas.

##### (a) INGESTIÓN DE SUELO

$$IDE = Cs \cdot IR \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} \cdot (FC)$$

Donde:

IDE = Ingesta diaria estimada (mg/kg día)

FC = Factores de corrección de unidades

IR = Tasa de ingestión diaria de suelo.

Los valores adoptados por defecto para la tasa de ingestión de suelo son los siguientes:

Población	Tasa ingestión suelo
1-6 años	200 mg/día
6-70 años	100 mg/día (usos residenciales) 50 mg/día (uso comercial/industrial)

Estos valores se consideran representativos de una ingesta media a largo plazo. En caso de optar por una aproximación probabilística, la única referencia existente es el modelo CLEA (Ferguson, 1995) que adopta los siguientes

valores:

Rango de edad	Media (mg/día)	Distribución
1-6	80(*)	Lognormal

(\*)De 2 a 3 años considera además la ingestión deliberada de suelo. La tasa asumida es 5 g/día durante n días, donde n es una variable Montecarlo extraída de una distribución uniforme entre n=0 y n=30.

*(b) INHALACIÓN DE POLVO EN EL EXTERIOR / INTERIOR*

$$IDE = (C_s \cdot FC_{tam}) \cdot (PEF \cdot FC_{cov}) \cdot TR \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM}$$

Donde:

C<sub>s</sub>= concentración del contaminante en suelo (mg/kg)

FC<sub>tam</sub> = factores de corrección debido al efecto de enriquecimiento de la concentración de los contaminantes en las partículas finas (por defecto se empleará un valor de 5 en el caso de los metales y de 10 en el caso de los compuestos orgánicos)

PEF= concentración de partículas en suspensión (mg/m<sup>3</sup>)

FC<sub>cov</sub> = factor de corrección debido a la presencia de cubierta vegetal (<0.5)

TR= tasa respiratoria (m<sup>3</sup>/día). Varía de acuerdo al tipo de actividad (ver anexo F)

El término  $(C_s \cdot FC_{tam})$  de la ecuación permite estimar la concentración del contaminante en las partículas en suspensión, en ausencia de analítica sobre muestras representativas tomadas en el emplazamiento.

En lo que al cálculo de la concentración del contaminante en las partículas en suspensión (PEF) se refiere, existen tres aproximaciones posibles: la monitorización del aire en el punto de exposición mediante el uso de captadores y el posterior análisis del polvo, el empleo de valores bibliográficos contrastados y el uso de modelos de simulación.

\* Monitorización del aire en el punto de exposición.

Es la opción más recomendable. Además, no presenta grandes problemas analíticos, ya que la sensibilidad analítica es buena excepto si los niveles de fondo son tan elevados como para interferir o enmascarar las concentraciones debidas a la contaminación del emplazamiento. El único problema asociado es la escasa representatividad de los datos en relación a la estimación de la exposición a largo plazo, ya que normalmente la monitorización abarca períodos cortos que se corresponden únicamente con una estación o condiciones climáticas.

Para la estimación de la concentración de exposición, se utilizarán las medias en el caso que interesen evaluar los riesgos asociados a exposiciones duraderas, mientras que para la valoración de exposiciones agudas se integrarán los valores correspondientes a los picos de concentración.

\* Empleo de valores contrastados

En ausencia de valores específicos sobre el área en estudio se podrán utilizar los siguientes valores por defecto:

- zonas de juego de niños no cubiertos de vegetación:  $1\text{mg}/\text{m}^3$
- zonas industriales con tránsito de camiones y vertederos:  $0.325\text{ mg}/\text{m}^3$

\* Empleo de modelos de simulación

Deben considerarse dos tipos de procesos: la liberación del compuesto y su transporte. Por ello se distinguen dos tipos de modelos: los modelos de emisión, los cuales predicen las tasas de liberación de los compuestos a partir de las fuentes y los modelos de dispersión, que predicen las correspondientes concentraciones en aire en potenciales puntos de recepción.

- Modelización del polvo en el aire exterior

Las emisiones se producen por puesta en suspensión de partículas sólidas. Existen distintos modelos, pero su aplicabilidad no es inmediata pues requieren la utilización de un gran número de parámetros locales, relativos fundamentalmente a las condiciones meteorológicas. Su uso debe ser siempre revisado desde un punto de vista crítico. Una vez calculadas las emisiones, se utilizan modelos de dispersión para estimar las concentraciones en los puntos de exposición. Entre los factores determinantes se encuentra la distancia rela-

tiva entre receptor y fuente. La Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos ha elaborado un modelo empírico para el cálculo del valor de emisión de partículas que se expone a continuación (Cowherd *et al.*, 1985; US-EPA, 1996):

$$PEF = \frac{1}{Q/C} \cdot Q \cdot [(U_m/U)^3 \cdot F(x)]$$

Donde:

Q/C (inversa del factor de concentración de partículas para dispersión en aire)=	g/m <sup>2</sup> ·s per kg/m <sup>3</sup>
Q (flujo de emisión partículas respirables)=	0,00001 g/m <sup>2</sup> ·s
Um (velocidad viento, media anual)=	m/s
Ut (velocidad del viento a 7m)=	m/s
F(x) (función dependiente de Um/Ut)=	0,194 (sin dimensiones)

Este modelo es válido para calcular la tasa de emisión de partículas como resultado de un proceso de erosión natural del terreno. No es un modelo válido para zonas sin vegetación o emplazamientos donde se generen cantidades importantes de polvo tanto por las características del terreno como por las actividades que en él se lleven a cabo (tráfico intenso, deposición de materiales pulverulentos, etc.). En estos casos, la cuantificación deberá siempre basarse en medidas directas en el emplazamiento de las partículas en suspensión (Calabrese y Stanek, 1992).

- Modelización del polvo en el aire interior

En el transporte de polvo generado en el exterior hacia los espacios interiores se supone que las concentraciones alcanzadas en el interior serán inferiores a las del exterior.

(c) CONTACTO DÉRMICO CON EL SUELO (EXTERIOR) /POLVO (INTERIOR)

$$IDE = C_s \cdot TC_{\text{suelo-piel}} \cdot ABS \cdot SC_{\text{exp}} \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM}$$

Donde:

- TC<sub>suelo-piel</sub> = tasa de adherencia suelo-piel (mg/cm<sup>2</sup>).

- ABS= tasa de absorción del compuesto a través de la piel (consultar anexo G)
- SC<sub>exp</sub>= superficie corporal expuesta (cm<sup>2</sup>)

Para la tasa de adherencia suelo-piel se ha adoptado por defecto el valor de 0.5 mg/cm<sup>2</sup>, mientras la superficie corporal expuesta se calculará en función del uso, actividad y periodo del año entre otros factores, de acuerdo a lo recogido en el anexo F.

Para la estimación de la tasa de absorción del compuesto se emplearán preferentemente datos empíricos y en su defecto el modelo de McKone (McKone y Howd, 1992). Además se debe tener en cuenta el efecto de la cantidad de suelo adherida a la piel en la estimación del porcentaje de absorción (Duff y Kissel, 1996).

#### *(d) INHALACIÓN DE VAPOR EN EL EXTERIOR*

La volatilización del contaminante desde el suelo (fase sólida y líquida) o a partir de masas acuosas es el principal proceso implicado en la liberación de contaminantes en fase vapor. Se calcula de acuerdo a la siguiente fórmula general:

$$IDE = C_{\text{aire}} \cdot TR \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} (FC)$$

Donde:

- C<sub>aire</sub> = concentración del contaminante en el aire (µg/m<sup>3</sup>)
- TR= tasa respiratoria (m<sup>3</sup>/día). Varía de acuerdo al tipo de actividad (ver anexo F)

El único problema asociado a la medida directa de las concentraciones en aire es la escasa representatividad de los datos en relación a la estimación de la exposición a largo plazo, ya que normalmente la monitorización abarca períodos cortos que se corresponden únicamente con una estación o condiciones climáticas.

Si la medida directa de la concentración de gas en el aire exterior no resultara factible, será necesario recurrir a modelos, los cuales deben considerar tanto los procesos de liberación del compuesto como su transporte. Su aplicabilidad no es inmediata pues requieren la utilización de un gran número de parámetros locales. Su uso debe ser siempre revisado desde un punto

de vista crítico. Se presenta a continuación el modelo empleado por la US-EPA en el cálculo de sus valores guía (US-EPA, 1996):

$$C_{\text{aire}} = \frac{C_s}{VF}$$

Donde:

- Cs= concentración de suelo (mg / kg)
- VF= Factor de volatilización suelo-aire. Define la relación entre la concentración del contaminante en el suelo y el flujo del contaminante volatilizado al aire (mg/m<sup>3</sup> per mg/kg)

El cálculo de VF se realiza de acuerdo a la siguiente ecuación (Jury *et al.*, 1983, 1984):

$$VF = Q/C \cdot \frac{(3.14 D_A \cdot T)^{0.5}}{(2 \cdot \rho_b \cdot D_A)} \cdot (FC)$$

Donde:

- VF (factor de volatilización)= m<sup>3</sup>/kg
- Q/C (inversa factor de concentración para dispersión en aire)= g/m<sup>2</sup>·s per kg/m<sup>3</sup>
- D<sub>A</sub> (difusividad aparente)= cm<sup>2</sup>/s
- T (tiempo de exposición)= s
- ρ<sub>b</sub> (densidad aparente)= g/cm<sup>3</sup>

El cálculo de la difusividad aparente se realiza de acuerdo a la ecuación siguiente:

$$D_A = \frac{(\Theta_a^{3.33} \cdot D_{i,a} \cdot H) + (\Theta_w^{3.33} \cdot D_{i,w})}{n^2 \cdot ((\rho_b \cdot Kd) + \Theta_w + (\Theta_a \cdot H))} = \frac{D_{eff}}{C_{sat}}$$

Donde:

- Θ<sub>a</sub> = porosidad del suelo lleno de aire (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>) n-Θ<sub>w</sub>
- n = porosidad total del suelo (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>) 1-(ρ<sub>b</sub>/ρ<sub>s</sub>)
- Θ<sub>w</sub> = porosidad del suelo lleno de agua (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)
- ρ<sub>s</sub> = densidad real (g/cm<sup>3</sup>)

$D_{i,a}$ = difusividad en aire	(cm <sup>2</sup> /s)	
$H'$ = constante de Henry	(adimensional)	
$D_{i,w}$ = difusividad en agua	(cm <sup>2</sup> /s)	
$K_d$ = coeficiente de partición suelo/agua	(cm <sup>3</sup> /g)	$K_{oc} \cdot f_{oc}$
$K_{oc}$ = coeficiente de partición carbono orgánico/agua	(cm <sup>3</sup> /g)	
$f_{oc}$ = contenido de carbono orgánico	(g/g)	

(e) *INHALACIÓN DE VAPOR EN EL INTERIOR*

La difusión directa desde el medio contaminado (suelo/agua subterránea) al interior de los edificios es una vía de exposición importante en lugares con sótanos, o habitaciones subterráneas. La ventilación de estos espacios resulta un factor clave en la derivación de las concentraciones alcanzadas, normalmente superiores a las del aire exterior. Al igual que en el caso anterior, son dos las aproximaciones posibles para el cálculo de la concentración de exposición: la monitorización del aire en el punto de exposición y el uso de modelos predictivos (Johnson y Ettinger, 1991; EQ y Pechan, 1994; Williams *et al.*, 1996).

\* Monitorización del aire interior

La monitorización no presenta grandes problemas analíticos, ya que la sensibilidad analítica es buena y los niveles de fondo no son normalmente tan elevados como para interferir o enmascarar las concentraciones debidas a la contaminación del emplazamiento. Como ya se ha comentado, el único problema asociado es la escasa representatividad de los datos en relación a la estimación de la exposición a largo plazo, ya que normalmente la monitorización abarca períodos cortos que se corresponden únicamente con una estación o condiciones climáticas.

El cálculo de la exposición se realiza de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$IDE = C_{a.int} \cdot TR \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM}$$

Donde:

- $C_{a.int}$  = concentración en el aire interior (µg/m<sup>3</sup>)
- TR = tasa respiratoria (m<sup>3</sup>/día)

\* Uso de modelos

El uso de modelos se restringirá a aquellos casos en los que no se disponga de medidas en muestras locales. Dichos modelos deben considerar tanto los procesos de liberación del compuesto como su transporte. La mayoría de estos modelos se basan en el cálculo o medida de la concentración del contaminante en la fase gaseosa del suelo.

El enfoque más sencillo es el uso de factores de dilución entre la concentración del contaminante en el gas del suelo y la concentración en el gas interior. En este caso la exposición se calcularía de acuerdo a la siguiente ecuación, donde el término  $C_g \cdot DF_{gas}$  sustituye a  $C_{a.int}$ .

$$IDE = C_{a.int} \cdot DF_{gas} \cdot TR \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} \cdot (FC)$$

Para la estimación del factor de dilución ( $DF_{gas}$ ) se puede optar por el empleo de valores por defecto, o bien por la utilización de modelos de transporte, los cuales permiten introducir valores propios del emplazamiento para el cálculo de la concentración en el interior. Estos modelos son muy sensibles a parámetros como: profundidad de la fuente, número y tamaño de las grietas. En el anexo H se exponen brevemente algunos de estos modelos.

El valor de factor de dilución adoptado en la CAPV para la derivación de los Valores Indicativos de Evaluación es 1/1000, que se recomienda como norma general.

*(f) INGESTIÓN DE ALIMENTOS*

La exposición a la contaminación del suelo puede tener lugar también a través de la ingestión de alimentos en los que los compuestos han sido acumulados. El tipo de alimentos a estudiar es: pescados, vegetales (frutas y hortalizas), carne, leche y huevos. Son poblaciones particularmente expuestas:

- la población próxima a lugares de pesca, en el caso de la ingesta de pescado contaminado.
- agricultores y residentes de áreas urbanas y rurales que consumen productos propios, o de mercados locales.

El cálculo se realiza a partir de la ecuación general expuesta, corregida por un factor que representa la fracción de alimento contaminado en el total ingerido.

$$IDE = C_{alim} \cdot FRA_{conts} \cdot TING \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} \cdot (FC)$$

Donde:

- $C_{alim}$  = concentración en el alimento (mg /g alim)
- $FRA_{conta}$  = fracción del alimento consumido procedente del medio contaminado (%)
- $TING$  = tasa de ingestión de alimento (g/día). Se dispone de datos procedentes de la Encuesta de Nutrición de la CAPV (Dpto. Sanidad, 1994) que se recogen en el anexo I.

El factor clave en el cálculo de la exposición a través de esta vía es la estimación de la concentración del contaminante en el alimento. Siempre que sea posible se muestrearán y analizarán los correspondientes productos. En caso de que esto no sea posible en el anexo J se indican los modelos aplicables en el cálculo.

### (g) INGESTIÓN DE AGUA COMO BEBIDA

Tanto esta vía de exposición como las dos siguientes serán consideradas en aquellos emplazamientos en los que se dispongan de pozos de extracción o cualquier otro tipo de suministro de agua propios. Se considera que en caso contrario, la red de vigilancia del agua de consumo es responsable de garantizar una calidad de agua tal que no supone una vía de exposición no aceptable para la población.

El cálculo de la exposición se realiza según la fórmula general.

$$IDE = C_{agua} \cdot TING_{agua} \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} \cdot (FC)$$

- $C_{agua}$  = Concentración en agua ( $\mu\text{g/L}$ ). Debe basarse en muestras no filtradas.
- $TING_{agua}$  = La tasa de contacto varía dependiendo de la edad o tipo de actividad. En la tabla siguiente se indican los valores a emplear por defecto (US-EPA, 1989a).

EDAD (años)	Ingestión agua (L/d)
0-1	1.0
1-3	0.7
4-8	0.7
9-16	1.0
>16	1.4 (media) 2.0 (upper-bound)

*(h) CONTACTO DÉRMICO CON EL AGUA*

$$IDE = C_{\text{agua}} \cdot ABS \cdot SC_{\text{exp}} \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} \cdot (FC)$$

Donde:

$C_{\text{agua}}$  = Concentración en agua ((g/L). Debe basarse en muestras no filtradas.

$SC_{\text{exp}}$  = superficie de piel expuesta (cm<sup>2</sup>). Es variable según la edad del individuo y el tipo de actividad.

ABS = factor de absorción a través de la piel (ver anexo G).

*(i) INHALACIÓN DE VAPORES QUE EMANAN DEL AGUA*

Al igual que en el caso anterior, puede ser una ruta importante para la exposición a través del agua durante la ducha o baño. Se calcula de según la siguiente ecuación:

$$IDE = C_{\text{agua}} \cdot \frac{1}{VF_{\text{agua-vapor}}} \cdot TR \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} \cdot (FC)$$

Donde:

$C_{\text{agua}}$  = Concentración en agua (µg/L). Debe basarse en muestras no filtradas.

$VF_{\text{agua-vapor}}$  = Factor de volatilización agua-vapor. Define la relación entre la concentración del contaminante en el agua y el flujo del contaminante volatilizado al aire (µg/L per µg/m<sup>3</sup>).

TR= tasa respiratoria (m<sup>3</sup>/día).

*(j) INGESTA DE AGUA DURANTE EL BAÑO RECREATIVO*

$$IDE = C_{\text{agua}} \cdot TING_{\text{agua}} \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} \cdot (FC)$$

C<sub>agua</sub> = Concentración en agua (µg/L). Debe basarse en muestras no filtradas.

TING<sub>agua</sub> = La tasa de contacto o ingestión accidental durante el baño se ha establecido en 50 ml/h.

*(k) CONTACTO DÉRMICO CON EL AGUA DURANTE EL BAÑO RECREATIVO*

$$IDE = C_{\text{agua}} \cdot ABS \cdot SC_{\text{exp}} \cdot \frac{1}{PC} \cdot \frac{FE \cdot DE}{TM} \cdot (FC)$$

Donde:

C<sub>agua</sub> = Concentración en agua (µg/L). Debe basarse en muestras no filtradas.

SC<sub>exp</sub> = superficie de piel expuesta (cm<sup>2</sup>). Es variable según la edad del individuo y el tipo de actividad.

ABS = factor de absorción a través de la piel (ver anexo G).

### 2.2.5. ANÁLISIS DEL RIESGO

En esta fase se integra la información de las fases anteriores de análisis de la exposición y de la toxicidad con el fin de obtener una evaluación cuantitativa y cualitativa del riesgo. Es una etapa clave dentro del proceso global de investigación de un emplazamiento contaminado, ya que en los resultados de la misma se basarán las decisiones posteriores. La metodología a seguir se describe a continuación y varía según se trate de compuestos cancerígenos o no cancerígenos. Los valores numéricos que expresan el riesgo deben acompañarse siempre de un texto explicativo en el que se interpreten y califiquen dichos resultados.

### 2.2.5.1. Criterios de evaluación

La protección de la salud humana implica, por definición, la ausencia de cualquier tipo de afección. Este enfoque sin embargo no es factible en el caso de los compuestos con efectos cancerígenos, ya que se considera que no existe un umbral o nivel sin efecto y que toda dosis de exposición conlleva una posibilidad de desarrollo de cáncer. Por lo tanto, en el establecimiento del nivel de protección exigido, la aproximación varía según se trate o no de compuestos de potencial cancerígeno.

Para los primeros, riesgos calculados en periodo de vida por uso y contaminante inferiores a  $10^5$  (un caso extra de cáncer por cada  $10^5$  individuos expuestos) son aceptables, mientras riesgos superiores a  $10^4$  son considerados elevados. Valores entre  $10^4 - 10^5$  exigen una valoración concreta en cada caso.

Para efectos no cancerígenos no se aceptarán exposiciones globales por contaminante superiores al 100% de la dosis de referencia empleada. Se deberán considerar la exposición de fondo así como las exposiciones por todas las rutas y medios.

Para sustancias concretas y en casos particulares se podrá aceptar un nivel de riesgos mayor, pero siempre con la autorización de la administración sanitaria competente.

### 2.2.5.2. Revisión de los resultados del análisis de la exposición y del análisis de la toxicidad

El primer paso consiste en la recapitulación de todos los datos referentes tanto al análisis de la exposición (ingestas estimadas para cada una de las rutas de exposición y usos del suelo para todas las sustancias relevantes) como al análisis de la toxicidad (valores de toxicidad para las distintas sustancias y vías de exposición). Estos valores deben ser mutuamente confrontados de forma que el análisis posterior sea válido. Los puntos a chequear son los siguientes:

#### **(a) Tiempo medio de exposición**

Debe existir una correspondencia entre el tiempo de exposición empleado en la derivación del valor de toxicidad y la duración de la exposición calculada para el emplazamiento. En el caso de compuestos con efectos cancerígenos los valores de toxicidad siempre son expresados para exposiciones a lo largo de toda la vida. En el caso de compuestos no cancerígenos los valores de toxicidad pueden corresponder a efectos agudos, subcrónicos o crónicos.

### **(b) Vía de exposición**

Los valores de toxicidad usados en la evaluación de un emplazamiento deben ser consistentes con la vía de exposición operante, (oral para vía oral, de inhalación por vía inhalatoria). Para la exposición por vía dérmica no siempre existen valores de toxicidad específicos. En estos casos se extrapolará únicamente a partir de los datos correspondientes a la exposición por vía oral, ya que se considera que la vía inhalatoria es muy particular. En caso de duda se recomienda consultar al órgano medioambiental o sanitario correspondiente.

### **(c) Otros ajustes**

Los tipos de ajuste más comunes corresponden a:

- Unidades en que están expresadas las concentraciones de exposición y los valores de toxicidad.
- En los casos en los que la dosis empleada corresponde a una dosis absorbida se corregirá la ingesta calculada por el coeficiente de eficiencia en la absorción para el medio de contacto considerado.
- Diferencias en el medio de exposición. No es recomendable en la mayoría de los casos. Los valores de toxicidad que las bases de datos toxicológicas proporcionan asumen la ingesta de agua como vía de exposición y estos valores representan generalmente una estimación razonable y conservativa del riesgo.

#### **2.2.5.3. Combinación de la exposición por distintas rutas**

Se distinguen las siguientes etapas:

- \* Identificar aquellas rutas de exposición a través de las cuales el mismo individuo, o subpoblación posee un alto potencial de ser expuesto al contaminante, considerando siempre las áreas de máxima exposición para cada ruta (ya que para cada ruta se ha establecido la máxima exposición razonable (RME)).
- \* Examinar si es posible que el mismo individuo sea expuesto al RME para diferentes rutas de una forma consistente.

Sólo en este caso se aplicaría el riesgo sumatorio por diferentes rutas. Normalmente la variabilidad en el grado de exposición para cada ruta en un emplazamiento dificulta que un mismo individuo sea expuesto al

RME por diferentes rutas. De considerarse así, el analista de riesgos deberá identificar claramente las rutas para las cuales la exposición se combina y justificar tal decisión razonadamente.

\* Cálculo del riesgo.

Para el cálculo del riesgo, se suman las ingestas estimadas a través de las distintas rutas, y se compara con las referencias toxicológicas existentes de acuerdo a lo expuesto en el apartado anterior. Siempre se tendrá en cuenta la vía de entrada en el organismo, así como la información toxicológica disponible con el objeto de que la evaluación final del riesgo sea consistente.

En el caso de compuestos con efectos no cancerígenos se calculará separadamente para cada tipo de exposición (crónico, subcrónico, corta duración).

#### 2.2.5.4. Análisis del riesgo para cada contaminante

La estimación del riesgo para la salud humana, como resultado de la contaminación del suelo, se realiza por comparación de la dosis del contaminante que recibe el individuo calculada a partir de la caracterización del escenario de exposición (análisis de la exposición) con las referencias toxicológicas (análisis de toxicidad) establecidas para esa vía, sustancia contaminante y estrato de población.

##### (a) COMPUESTOS CANCERÍGENOS

Para compuestos cancerígenos el riesgo es estimado como el incremento de la probabilidad de que un individuo desarrolle un cáncer a lo largo de toda su vida por exposición a un agente cancerígeno. Los índices de toxicidad expresan este riesgo en función de la dosis diaria promediada para una exposición a lo largo de toda la vida.

En un rango de concentraciones bajo se puede asumir que la relación dosis-respuesta es lineal, convirtiéndose por consiguiente dicho índice en una constante, y que el riesgo es directamente proporcional a la ingesta:

$$R_i = IDE_i \cdot FP$$

Donde:

IDE = ingesta diaria estimada (promediada para 70 años de exposición).

FP = factor de pendiente (para el contaminante y ruta de exposición considerados)

*(b) COMPUESTOS CON EFECTOS NO CANCERÍGENOS*

El riesgo se calcula por comparación de la dosis ingerida a lo largo de un tiempo de exposición especificado, con una dosis de referencia toxicológica correspondiente a un período similar de exposición. La razón entre ambos términos es una medida del riesgo.

$$R_i = \frac{IDE}{RTox}$$

Donde:

IDE = ingesta diaria estimada (promediada para el periodo de exposición evaluado).

RTox = referencia toxicológica (para el contaminante y ruta de exposición considerados)

Se asume que para dosis inferiores a la de referencia, no se esperan en principio efectos para la salud. No obstante, como ya se ha comentado en el apartado 2.2.5.1., para valores superiores la interpretación de este cociente no puede realizarse desde un punto probabilístico, ya que el grado de afección no varía de forma lineal y las pendientes de las curvas dosis-respuesta pueden variar ampliamente dependiendo de la sustancia. Este cociente indica únicamente que cuanto mayor es con respecto a 1 mayor es el grado de afección.

Es importante calcular este valor separadamente para las exposiciones de tipo crónico, subcrónico y de corta duración.

**2.2.5.5. Análisis del Riesgo por exposición a mezclas de contaminantes**

*(a) COMPUESTOS CON EFECTOS CANCERÍGENOS*

Para compuestos cancerígenos, en ausencia de información específica sobre el modo de acción de las mezclas de compuestos, se asumirá siempre un modelo aditivo. Por lo tanto, el riesgo total a mezclas de sustancias se calculará según la ecuación siguiente:

$$Riesgo_i = \sum Riesgos_i$$

El enfoque presenta las siguientes limitaciones:

- Dado que el valor de toxicidad para cada sustancia corresponde al límite superior del intervalo de confianza al 95% de la probabilidad de desarrollo de cáncer, el riesgo total calculado supone una sobreestimación del riesgo real. Esta diferencia entre el riesgo real y el calculado resulta despreciable en el caso de la acción conjunta de dos compuestos.
- No tiene en cuenta las diferentes evidencias con respecto al potencial cancerígeno de los compuestos. La suma da igual peso a compuestos cancerígenos de las distintas clases establecidas por el IARC (International Agency for Research on Cancer) o EPA y considera de igual entidad los factores de toxicidad derivados a partir de ensayos en animales que los obtenidos de datos humanos de tipo epidemiológico.

#### *(B) COMPUESTOS CON EFECTOS DISTINTOS DEL CÁNCER*

Para mezclas de sustancias, el enfoque adoptado asume que la exposición simultánea a niveles subumbrales de varios compuestos puede resultar en efectos sobre la salud. Asume igualmente que la magnitud de los efectos adversos será proporcional a la suma de los cocientes entre estos niveles subumbrales y los niveles de exposición aceptables. Entre las limitaciones más reseñables de este enfoque se encuentran las siguientes:

- Combinación de valores de toxicidad obtenidos con distinto grado de fiabilidad, o que se refieren a efectos críticos de diferente significación toxicológica. Por otro lado los valores de toxicidad no presentan una respuesta lineal lo que obstaculiza la adición.
- La asunción de aditividad de las dosis es sólo aplicable a compuestos que producen el mismo efecto a través del mismo mecanismo de acción. Por tanto para compuestos que no tienen el mismo efecto el modelo aditivo supone una sobreestimación de efectos. Por tanto esta evaluación sería adecuada a modo de barrido, pero de superarse los valores umbrales debería procederse a segregar el riesgo en base a los efectos y mecanismos.

Por todo ello, sólo en el caso de que se tenga información para valorar la acción conjunta de dos o más compuestos se procederá a estimar el riesgo por exposición a mezclas de contaminantes.

## 3. ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LOS ECOSISTEMAS

### 3.1. INTRODUCCIÓN

El análisis de riesgos ecológicos constituye el proceso por el cual se evalúan los efectos de las actividades humanas sobre los ecosistemas. En el ámbito de la ecología cualquier entidad física, química o biológica capaz de inducir efectos adversos a cualquiera de los niveles de organización del ecosistema recibe el nombre de estresor. Por el contexto en que esta guía se circunscribe, el método que se presenta va a enfocarse en el análisis de los efectos causados por estresores de tipo químico, aunque el desarrollo metodológico es aplicable igualmente a la evaluación de estreses físicos y biológicos. Además no debemos olvidar que normalmente los problemas medioambientales implican varios estreses simultáneos de diverso tipo tanto en su naturaleza como en su modo de acción (efectos directos e indirectos sobre el ecosistema afectado) y que todos ellos deben ser evaluados a través del análisis de riesgos.

Tal y como se ha estructurado la investigación de los suelos potencialmente contaminados en la CAPV (ya indicado al comienzo de este informe), el análisis de riesgos ecotoxicológicos deberá llevarse a cabo siempre que se supere el correspondiente valor VIE-B establecido para la protección de los ecosistemas, en aquellos emplazamientos catalogados por su uso como ecosistemas naturales o manejados, así como en todos aquellos en que, con independencia del uso, se esté afectando a algún componente ecológico. Para aquellos contaminantes para los cuales no se haya derivado el correspondiente valor VIE-B el análisis se llevará a cabo cuando, para las situaciones de uso mencionadas, las concentraciones encontradas superen los niveles correspondientes a los suelos naturales. Por su parte, los valores VIE-C deben interpretarse, desde el punto de vista de la protección de los ecosistemas como un umbral ecológico (50% de las especies afectadas) cuya función en el marco de la evaluación de la calidad del suelo es la de servir de señal de alarma.

La función del análisis de riesgos ecológicos en la investigación y gestión de la contaminación del suelo, es la de ayudar a identificar los problemas medioambientales, establecer prioridades y proporcionar una base científica para la toma de decisiones. El enfoque del análisis de riesgos para los ecosistemas es conceptualmente similar al utilizado en el análisis de los riesgos para la salud humana, y se corresponde con la metodología general expuesta en la introducción de esta guía metodológica. Sin embargo el para-

digma «estrés único - objetivo de evaluación único» se cumple en muy pocas ocasiones en el caso de los ecosistemas (Policansky, 1992; Lipton *et al.*, 1993; Forbes y Forbes, 1994). Por ello, la pieza fundamental del análisis de riesgos ecológico es la delimitación correcta del problema medioambiental en estudio, en relación a:

- la identificación de los estresores químicos y no químicos implicados.
- la identificación del objetivo de protección y del ecosistema afectado.

No existe un único objetivo de protección aplicable a todos los emplazamientos sino que al criterio general de protección del funcionamiento de los ecosistemas, pueden superponerse otras consideraciones de tipo científico, económico y social.

A partir de estas premisas se definen los elementos críticos principales (componentes y nivel de organización que centra la atención de la evaluación) y se establece una estrategia para la evaluación (en base a parámetros de medida relevantes desde el punto de vista ecológico que se relacionen con los parámetros evaluadores definidos).

Los modelos y datos científicos disponibles para su aplicación en la evaluación de los riesgos para los ecosistemas son, con frecuencia, complejos, ambiguos o insuficientes (Denneman y Van Gestel, 1990; Durda, 1993; Thellen *et al.*, 1993; CCME, 1996; US-EPA, 1996*b*). Esta guía pretende proporcionar una estructura lógica, con base científica, para el análisis de los riesgos derivados de la contaminación del suelo aplicable a la mayoría de las situaciones. No obstante, la variedad de estresores, ecosistemas y objetivos de protección así como la complejidad inherente al objeto en estudio recomiendan la constitución de un equipo multidisciplinar que incluya profesionales con experiencia en ecología y ecotoxicología. La calidad del análisis puede depender en gran medida de la experiencia del equipo analista que deberá:

- diseñar y conceptualizar el análisis de riesgos,
- evaluar y seleccionar los métodos y modelos a aplicar, a partir de asunciones basadas en principios científicos,
- establecer un programa de medidas y de recopilación de información relevante para el emplazamiento y objetivos del análisis,
- interpretar el significado ecológico de los efectos observados o pronosticados
- establecer las recomendaciones oportunas.

## 3.2. CONSIDERACIONES GENERALES

El establecimiento de los objetivos concretos, alcance y enfoque del análisis de riesgos es la pieza clave del proceso de análisis de riesgos ecológicos, ya que permite la elaboración de un modelo conceptual específico para cada emplazamiento que identifique los valores medioambientales a ser protegidos y los datos y métodos necesarios para la evaluación de los riesgos para los mismos. A pesar de la particularidad de cada caso existen una serie de principios y asunciones comunes que deben ser considerados en cualquier proceso de análisis de riesgos ecológicos, los cuales se exponen a continuación.

### 3.2.1. OBJETIVOS DE LA PROTECCIÓN

Se distinguen dos aproximaciones en relación a la definición de los objetivos de la protección:

- la protección del funcionamiento global del ecosistema,
- la protección de determinados componentes estructurales (poblaciones o comunidades) o funcionales (producción primaria, protección de la cubierta frente a la erosión,...) del ecosistema en base a consideraciones económicas, sociales, científicas o de otra índole.

De forma excepcional, y sólo en el caso de especies amenazadas, un individuo de una especie puede ser objetivo de protección en sí mismo. Se considera que en estos casos cada individuo es crítico para el mantenimiento de la población y para la conservación de la diversidad genética (Soule, 1980; Harris y Allendorf, 1989; Anderson, 1992).

### 3.2.2. CRITERIOS DE EVALUACIÓN

El carácter dinámico de los ecosistemas y de sus componentes junto con el hecho de que la contaminación supone una presión evolutiva a escala microscópica (Gochfeld y Burger, 1993), requiere que el enfoque en la evaluación se centre en la estabilidad de los ecosistemas.

Las cuestiones relacionadas con la estabilidad ecosistémica deben ser incorporados en el proceso evaluador, lo que implica definir a partir de la investigación ecológica el grado de perturbación que un sistema es capaz de

tolerar («resistencia») o bien la capacidad de recuperación tras una perturbación («resiliencia») y la aceptabilidad de dicha recuperación. En el caso de la protección del funcionamiento global de los ecosistemas la estabilidad implica la sustentabilidad de las relaciones de equilibrio entre los diversos componentes estructurales y funcionales que definen el ecosistema, mientras en el caso de la protección de componentes o atributos específicos se encuentra ligada al mantenimiento de poblaciones viables de la especie o especies de interés en la comunidad, hábitat o ecosistema del que forman parte. En los párrafos siguientes se establecen los criterios aplicables en el análisis y gestión del riesgo ecológico. El objetivo es evitar el desencadenamiento de procesos irreversibles que afecten a los ecosistemas, pero asumiendo los cambios o evolución histórica de los mismos.

a) Criterios aplicables a la protección del funcionamiento de los ecosistemas

De los componentes estructurales y las propiedades funcionales de un ecosistema, sólo los primeros permiten en la actualidad su uso en la evaluación. Considerando que la protección de la estructura supone la protección de la función, y por tanto del ecosistema en su totalidad, se considera la **complejidad** estructural como una propiedad deseable que contribuye a la estabilidad. El grado de perturbación tolerable y el grado de recuperación se miden por lo tanto en función de cambios en la estructura. (El primero como porcentaje de especies afectadas, y el segundo como porcentaje de especies originales presente tras la alteración).

¿Qué porcentaje de las especies de un ecosistema pueden sufrir efectos sin que por ello existan posibilidades de perjuicio de la capacidad de mantenimiento, recuperación y desarrollo del ecosistema?. De momento, no existen fundamentos científicos suficientes para poder contestar adecuadamente a esta pregunta. El porcentaje crítico depende de la importancia ecológica de las especies más sensibles y puede diferir de un ecosistema a otro, de la heterogeneidad espacial a nivel del paisaje y distribución espacial de las poblaciones en dicha unidad, y de la distribución espacio-temporal del estrés.

Por motivos pragmáticos y para su aplicación genérica, se ha establecido en un 10% el porcentaje de pérdida de especies que un ecosistema puede tolerar sin sufrir alteraciones. A su vez se establece el valor del 50% de pérdida de especies como límite genérico que supone un declinamiento tal de la estructura del ecosistema que no es posible la recuperación. Ambos valores son consistentes con los encontrados en la literatura (Westman, 1978, 1985).

Para aquellos ecosistemas en los pueda determinarse la existencia de especies-clave cuyo mantenimiento asegure la estabilidad del sistema, la evaluación se centrará en la protección de esta población de acuerdo a los criterios que se exponen en el apartado siguiente.

b) Criterios aplicables a la protección de poblaciones de especies

Para la mayoría de las especies resulta clave la sustentabilidad de poblaciones viables, por lo que debe hacerse especial hincapié en los efectos de los estresores sobre el crecimiento y la reproducción, factores que básicamente regulan la dinámica de las poblaciones. Aunque las poblaciones deben claramente poseer individuos en estado pre-reproductivo de todas las edades que crezcan hasta el estadio reproductor, la preservación y adecuada renovación de adultos fértiles es crítica. Modelos de población recientes indican que los esfuerzos en conservación deben centrarse en los individuos en estado reproductivo y pre-reproductivo. Además, individuos ligeramente dañados pueden reproducirse, por lo que lesiones que no conducen a un éxito reproductivo menor no deberían considerarse como significativas. La posibilidad de cuantificar o estimar el valor reproductivo, definido como la probabilidad de que un individuo contribuya a la próxima generación, podría utilizarse en la estimación de los efectos en la población a partir de los efectos en los individuos de mayor valor reproductivo.

### 3.2.3. DEFINICIÓN DE LOS PARÁMETROS DE EVALUACIÓN Y MEDIDA.

En lo que respecta al establecimiento de los parámetros evaluadores del riesgo ecológico es necesario considerar tres aspectos fundamentales de la ecología del estrés:

- El régimen de estrés experimentado por los diversos componentes del ecosistema.

El amplio rango de escalas espaciales, temporales y de organización intrínsecas a un ecosistema determina que en función de la extensión espacial, frecuencia, duración e intensidad del estrés o estreses, los diferentes componentes del ecosistema puedan estar sometidos a diferentes

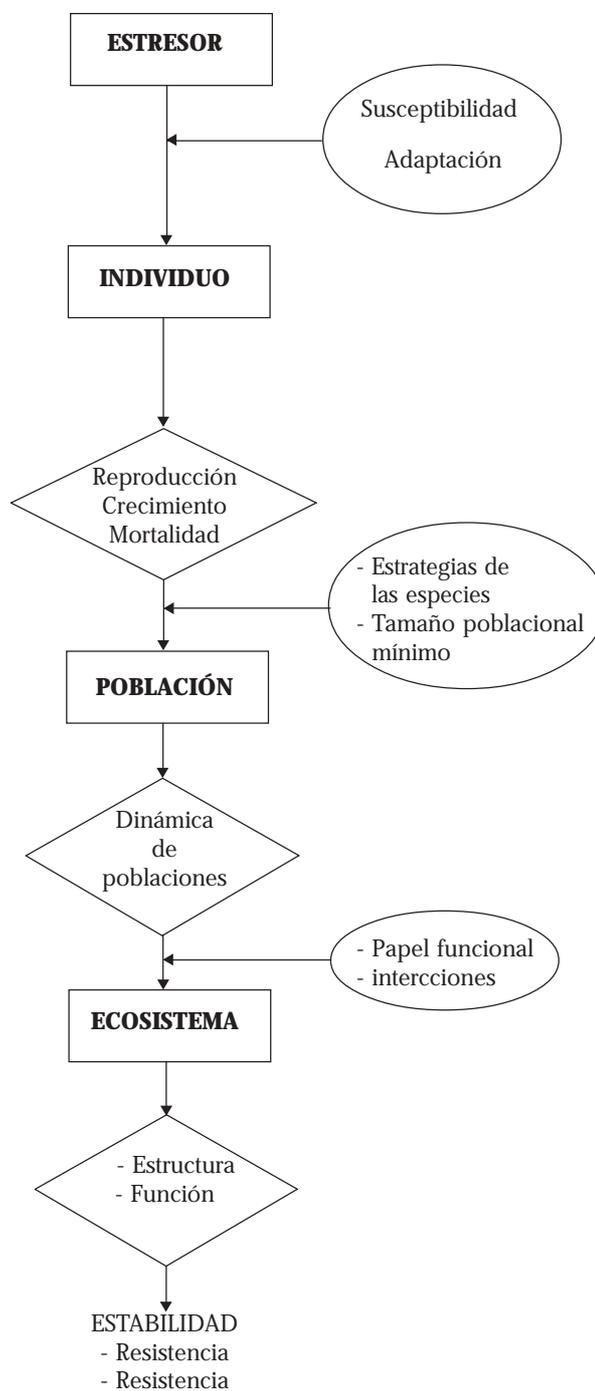


Figura 7: Esquema general para la estimación de efectos a los diferentes niveles de organización

regímenes de estrés y por tanto de respuesta y recuperación. Un elemento clave en la caracterización de la respuesta del ecosistema a los estreses y por tanto en la evaluación, es el conocimiento de los componentes del sistema que se ven afectados y la evaluación de la importancia de éstos con respecto al ecosistema en su totalidad. La aplicación operativa de este enfoque es dificultosa dada la diversidad de ecosistemas y la variabilidad espacial y temporal en un ecosistema.

- La respuesta de los ecosistemas al estrés

Los ecosistemas no son intrínsecamente estables o inestables sino que la respuesta a los estreses es dependiente del tipo de estrés y tipo de ecosistema. Esta variabilidad en los elementos básicos de la relación causa-efecto determina que el proceso de evaluación de los riesgos ecológicos deba ser flexible.

- La recuperación o adaptación de los ecosistemas al estrés.

La ausencia de información básica sobre el funcionamiento de ecosistemas no perturbados, es decir la ausencia de sistemas de referencia dificulta la evaluación de este aspecto.

En lo que respecta a la definición de los parámetros de medida, debe resaltarse que la medida directa del estado de un ecosistema es hoy en día un concepto relativamente difícil de sostener en evaluación, por lo que a partir de los efectos detectados a niveles de organización inferiores (individuo) se deducen las respuestas ecológicas a niveles superiores como población, comunidad o ecosistema. A su vez, aunque los contaminantes actúan directamente sobre los individuos, el nivel de organización más bajo de interés en la evaluación ecotoxicológica es la población. Por tanto a partir de los efectos a nivel del individuo deben de evaluarse los efectos para la población y a partir de estos los efectos a niveles de organización superiores.

Los efectos a nivel poblacional se evaluarán a partir de los efectos sobre parámetros de interés en la dinámica de poblaciones: reproducción y crecimiento. Siempre que se conozca la biología de las especies se elegirá aquel parámetro que sea más crítico para la viabilidad de la población, e igualmente, siempre que sea posible, se utilizarán datos de toxicidad obtenidos de ensayos bien descritos que permitan realizar las extrapolaciones correctamente.

Dado que los datos de toxicidad corresponden preferentemente a efectos directos, la evaluación de los efectos indirectos no es siempre abordable y

dependerá de la información que se posee sobre el hábitat, comunidad, o ecosistema del que forma parte la población que se desea proteger.

A partir de la información disponible, los riesgos pueden ser estimados bien mediante comparaciones directas en el caso de efectos directos sobre poblaciones de especies concretas, o bien a través de modelos que simulan el complejo sistema de interacciones que son la base del objetivo de la protección (por ejemplo suponiendo una distribución log-logística de las sensibilidades al tóxico de las especies de un ecosistema).

### **3.3. METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LOS ECOSISTEMAS**

En este apartado se describe la estructura, asunciones y métodos generales a aplicar en el proceso de análisis de riesgos ecológicos, en el que se distinguen básicamente dos fases:

a) **Formulación del problema.**

Es la fase más decisiva para el éxito del proceso evaluador, ya que en ella se establecen los objetivos concretos, el alcance y el enfoque del análisis de riesgos, de acuerdo a lo ya mencionado. Como resultado se elabora un modelo conceptual que identifica los valores ambientales a ser protegidos, y se establece consecuentemente una estrategia de análisis que incluye los datos necesarios para la evaluación y los métodos a aplicar.

b) **Análisis de riesgos, propiamente dicho,** en el que a partir de la caracterización de los efectos ecológicos y de la caracterización de la exposición, se caracteriza o estima el riesgo para los componentes del ecosistema. Un análisis de riesgos puede ser tan bueno como lo sean los datos toxicológicos y ecológicos en que se basa, unas veces permitiendo una estimación cuantitativa y en otras sólo de tipo semicuantitativo o cualitativo. En todo caso, el proceso debe en su conjunto en base a la información disponible, conducir a una apreciación lo más justa posible de los efectos toxicológicos y de las respuestas ecológicas que de ello se derivan.

#### **3.3.1. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA**

Establece los objetivos, alcance y enfoque del análisis de riesgos. Consiste

en una planificación sistemática del desarrollo del trabajo, en la que se identifican los factores principales a considerar de acuerdo a los objetivos de protección definidos, que a su vez están influenciados por el contexto socio-económico y normativo de la evaluación. Incluye una evaluación preliminar de las características del estresor (normalmente la presencia de un contaminante, pero pueden existir otros estreses asociados como la compactación del suelo, etc.), del ecosistema en riesgo y de los efectos ecológicos observados o esperados.

Como resultado de esta fase se formula un modelo conceptual que describe el modo en que el estresor afecta a los componentes del ecosistema. Este modelo identifica los parámetros de evaluación y medida a aplicar de acuerdo a los objetivos definidos, describe las relaciones entre estos parámetros así como los datos que se requieren y las metodologías a utilizar en el análisis de datos. Este modelo conceptual servirá de «input» a la fase de análisis.

#### **3.3.1.1. Definición del objetivo**

La definición de los objetivos específicos del análisis de riesgos debe surgir de un compromiso entre las bases científicas por un lado, y las necesidades sociales y los intereses públicos por otro. Teniendo ambas perspectivas en cuenta, en esta fase de formulación del problema, se asegura que el análisis posterior sea relevante desde el punto de vista de la gestión del medio ambiente y por tanto válido para la toma de decisiones, al tiempo que tiene en cuenta todos los aspectos ecológicos de relevancia.

#### **3.3.1.2. Caracterización del estresor, del ecosistema en riesgo y de los efectos ecológicos**

Esta etapa comienza con la identificación de los potenciales estresores tanto químicos como físicos. Entre los primeros a los que se encuentran una variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos, mientras los de tipo físico incluyen cambios extremos en las condiciones físicas naturales así como la alteración o destrucción del hábitat. Las características que definen el estresor son las siguientes:

- naturaleza: físico o químico
- intensidad: concentración o magnitud
- duración: corta, media o larga
- frecuencia: episodio puntual, periódico, o continuo

- escala temporal: duración con respecto a los ciclos biológicos
- escala espacial: extensión y heterogeneidad espacial.

A partir de esta información puede definirse el ecosistema o componentes del mismo potencialmente en riesgo. El ecosistema afectado por el estresor representa el contexto ecológico para la evaluación. Su caracterización puede por tanto ayudar en la identificación de los componentes ecológicos que pueden ser afectados, y de las interacciones estresor-componente más relevantes para el desarrollo de un escenario de exposición. Se puede considerar un gran número de componentes ecosistémicos en la evaluación, abióticos o bióticos, relacionados tanto con la estructura como con la función.

La identificación de los ecosistemas o componentes de los mismos en riesgo puede enfocarse de dos maneras bien distintas, dependiendo de las razones que han desencadenado la evaluación de riesgos:

- Si primero se ha identificado el estresor, es interesante conocer la distribución temporal y espacial del mismo para identificar el medio afectado.
- Si se han identificado primero los efectos, los efectos observados pueden directamente indicar los ecosistemas o componentes que deben ser considerados en la evaluación.

Este análisis debe permitir, a su vez, identificar los posibles efectos ecológicos que pueden derivarse. Se puede acudir para ello a fuentes bibliográficas relacionadas con observaciones de campo, test de campo o test de laboratorio sobre efectos de los estresores en diversos componentes biológicos (NOEC, LOEC, EC50, etc.) o bien con estudios sobre relaciones cuantitativas entre estructura química y toxicidad de los compuestos (QSAR). Existen muy pocas bases de datos que recojan este tipo de información, por lo que habitualmente han de realizarse búsquedas en bases bibliográficas especializadas en estos temas (BIOSIS, POLLUTION ABSTRACTS, etc.). Por ello, con el objeto de facilitar este análisis preliminar de efectos el equipo encargado del área de la evaluación de los riesgos para los ecosistemas en el marco del Plan Director para la Protección del Suelo de la CAPV, ha elaborado una base de datos toxicológica basada en test de laboratorio referente a más de 200 compuestos químicos llamada BaseTox (Vega *et al.*, 1998).

Los datos de partida recopilados deben ser evaluados en relación a su utilidad para cada emplazamiento en estudio. Por ejemplo, la aplicabilidad de los resultados de los ensayos de laboratorio a las condiciones reales puede estar afectada por factores locales que regulan la extrapolación, o las observa-

ciones de campo pueden estar influenciadas por factores como la variabilidad natural o la posible presencia de otros estresores distintos.

### **3.3.1.3. Elaboración del modelo conceptual de evaluación: Selección de los parámetros de evaluación y medida**

El objetivo de esta fase del análisis es la elaboración de hipótesis de trabajo sobre el modo de acción del estresor sobre los diferentes componentes del sistema y la consiguiente elaboración de un modelo conceptual de evaluación. El modelo debe incluir una descripción del ecosistema afectado y de las relaciones entre los parámetros de evaluación y medida definidos.

A partir del análisis llevado a cabo en la fase anterior (relativo a la caracterización del ecosistema en riesgo, las características del estresor y sus posibles efectos ecológicos), se definen los posibles escenarios de exposición. Cada escenario se define en términos del estresor y del tipo de sistema biológico afectado, y describe de forma cualitativa el contacto o interacción del estresor con el sistema así como las escalas temporales y espaciales de dicha interacción.

Aunque durante la fase de formulación del problema pueden generarse diversas hipótesis, sólo aquellas que se considere que contribuyen con mayor probabilidad al riesgo serán seleccionadas para la fase de análisis. Para estas hipótesis el modelo describe el enfoque a usar en el análisis así como el tipo de datos y los instrumentos analíticos necesarios.

La selección de los parámetros de evaluación y medida debe basarse en aspectos ecológicos y ser relevantes para la toma de decisiones. Un «parámetro» es una característica de algún componente del sistema que puede ser afectada por la exposición al estresor. Se distinguen dos tipos de parámetros:

- parámetros de evaluación: son expresión del valor medioambiental real que se está protegiendo y son los objetivos del análisis de riesgos;
- parámetros de medida: respuestas medibles al estresor que se relacionan con las características elegidas como parámetros de evaluación.

Se necesita un criterio experto para la designación de los parámetros de medida y es importante para el análisis que el fundamento de su elección, las interconexiones entre parámetros de medida, los parámetros de evaluación designados y los objetivos de protección definidos sean claramente expuestos. Estos parámetros de medida y evaluación pueden corresponderse con componentes ecológicos de cualquiera de los niveles de organización del

ecosistema. Cuanto mayor número de niveles sean evaluados mayor confianza tendrá el análisis.

### **Consideraciones para la selección de los parámetros de evaluación:**

1. Relevancia ecológica: la selección de parámetros de relevancia ecológica requiere un conocimiento de la estructura y función del ecosistema afectado.
2. Objetivos y valores sociales: los parámetros de evaluación deben reflejar estos valores, los cuales pueden abarcar desde la protección de especies importantes desde un punto de vista recreacional o económico o por tratarse de especies amenazadas hasta la preservación de atributos del ecosistema por razones funcionales o estéticas.
3. Susceptibilidad al estresor: en condiciones ideales un parámetro de evaluación debe ser afectado por exposición al estresor y ser sensible a efectos específicos causados por el estresor.

### **Consideraciones para la selección de parámetros de medida:**

1. Relevancia para la evaluación: alta correlación con los parámetros de evaluación o un buen predictor de cambios en el parámetro a evaluar.
2. Medida de efectos indirectos: una de las funciones más importantes de los parámetros de medida.
3. Alta sensibilidad al estresor y bajo tiempo de respuesta: alto valor como detonante de efectos sobre el ecosistema o componentes del mismo que sean objeto de protección.
4. Baja variabilidad: comportamiento homogéneo en condiciones de bajo estrés.
5. Consistencia con los parámetros de evaluación en lo que respecta a las vías de exposición en dicho escenario: el parámetro de medida debe ser expuesto al estresor por la misma ruta y en mayor o similar magnitud que el parámetro de evaluación.
6. Alto valor para el diagnóstico: parámetros con respuestas específicas a la presencia del estresor.
7. Fáciles de medir y de coste asumible.

### **3.3.2. FASE DE ANÁLISIS**

El análisis de riesgos para los ecosistemas se define como el proceso que evalúa la probabilidad de que efectos ecológicos adversos puedan ocurrir o

estén ocurriendo como resultado de la exposición a uno o varios estresores. Para que exista riesgo es necesario por un lado, que el estresor posea la inherente capacidad para producir uno o más efectos adversos y por otro, que concurra en el mismo espacio y entre en contacto con aquellos componentes del sistema (organismos, poblaciones, comunidades o ecosistemas) a los que puede afectar en suficiente intensidad y larga duración como para provocar los efectos adversos ya identificados.

El análisis se sustenta en el modelo conceptual desarrollado durante la fase de formulación del problema. Los elementos clave del análisis son: la caracterización de los efectos ecológicos y la caracterización de la exposición, como resultado de los cuales se elaboran los perfiles de efectos y de exposición. La combinación de éstos permite la caracterización final del riesgo.

### Fases del análisis de riesgos

Análisis de EFECTOS	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Recopilación de datos relativos a los efectos del estresor.</li> <li>- Evaluación de los datos respecto a los parámetros de evaluación y medida definidos.</li> <li>- Elaboración del perfil de respuesta al estresor (o de efectos ecológicos).</li> </ul>
Análisis de EXPOSICION	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Elaboración del perfil de exposición que describe la magnitud y distribución espacio-temporal del estresor en relación a los elementos bióticos afectados.</li> </ul>
Análisis de RIESGOS	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Integración de la información de los perfiles de efectos y de exposición.</li> <li>- Caracterización de los riesgos en relación a los objetivos de protección definidos. El riesgo puede expresarse de forma cuantitativa o cualitativa dependiendo de los datos disponibles.</li> </ul>
Análisis de RIESGOS	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Discusión de la significación ecológica de estos riesgos.</li> <li>- Evaluación de las incertidumbres asociadas al análisis.</li> <li>- Elaboración de conclusiones.</li> </ul>

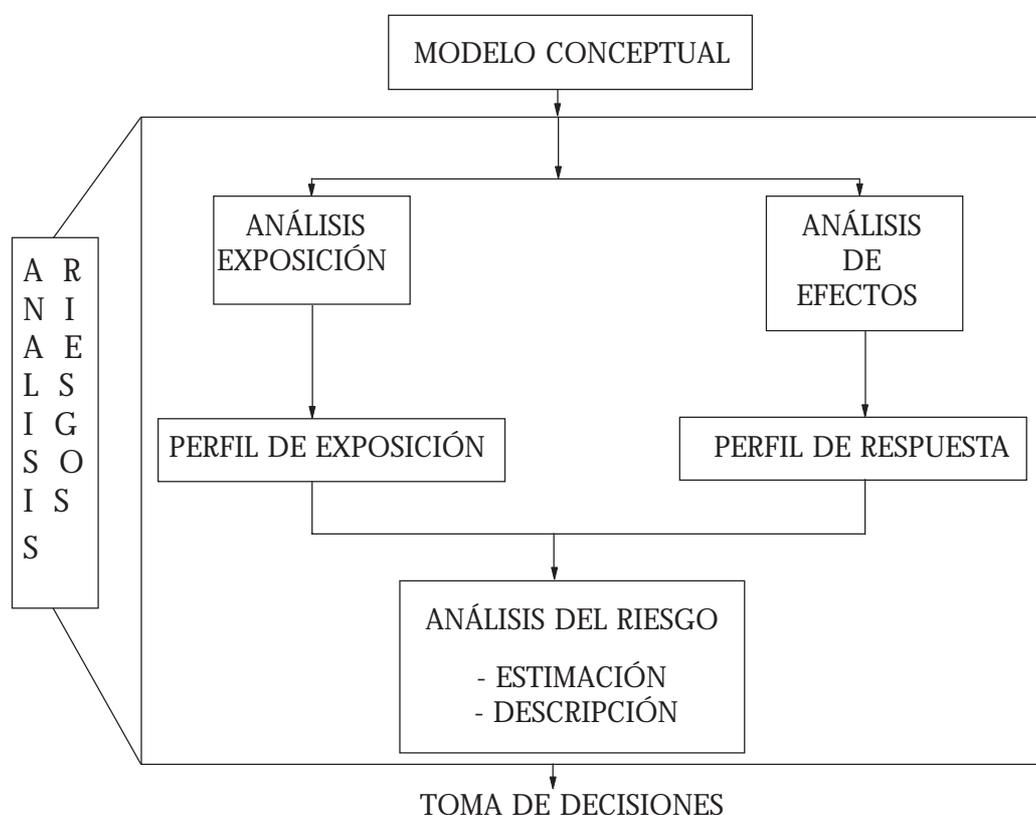


Figura 8: Esquema general del análisis de riesgos

En los apartados siguientes se describen en detalle estas fases.

### 3.3.2.1. Análisis de los efectos ecológicos

Analiza las relaciones entre el estresor y los parámetros de evaluación y medida identificados durante la fase de formulación del problema y las cuantifica. El resultado es la elaboración de un perfil de respuesta al estresor (o perfil de efectos) que se utiliza en la fase de análisis del riesgo. Se distinguen varias etapas:

- a) Recopilación de datos relativos a los efectos del estresor que considere las características del ecosistema estudiado. Se refiere a la búsqueda de datos adicionales que completen la información recopilada en la fase de formulación del problema.

- b) Evaluación de los datos recopilados en función de su adecuación a los parámetros de evaluación y medida definidos. Esta evaluación tendrá además en cuenta la calidad de los datos (condiciones del ensayo, representatividad estadística, etc.), la minimización de la necesidad de extrapolación (por ejemplo de un medio de exposición a otro, de un test de exposición aguda a una exposición crónica, etc.) y la relevancia del parámetro ensayado, como se indica a continuación.
- c) Elaboración del perfil de respuesta al estresor. Relaciona la magnitud, duración, frecuencia y tiempo de exposición al estresor con la magnitud de los efectos. Se recomienda incluir las curvas estresor-respuesta completas, siempre que sea posible, dada su utilidad para la fase de caracterización del riesgo. Es importante describir y estimar cuantitativamente las asunciones e incertidumbres de la evaluación. La elaboración del perfil de respuesta requiere:
- Análisis de las relaciones directas estresor-respuesta, en relación a aquellos aspectos identificados como objetivos de la evaluación durante la fase de formulación del problema.

Cuando los parámetros de evaluación no son directamente medibles las relaciones estresor-respuesta se establecen a través de los parámetros de medida que permiten a través de asunciones y extrapolaciones predecir o inferir cambios en los parámetros de evaluación. Los tipos de extrapolación más usados son: entre especies, de ensayos de laboratorio a condiciones de campo, o por diferentes condiciones de exposición entre el ensayo y el emplazamiento en estudio.

No existen criterios científicamente establecidos para la mayoría de estas extrapolaciones, sino que normalmente se basan en la aplicación de factores de incertidumbre (entre 5-10) en base al juicio experto (Dannish EPA, 1995*a,b*, Denneman y Van Gestel 1990*a*). En este sentido, es la ausencia de datos sobre las diferencias en la biodisponibilidad de los contaminantes entre distintos medios, vías de exposición y especies una de las principales lagunas científicas para la correcta aplicación del análisis de riesgos para los ecosistemas (Ferguson *et al.*, 1998). En el caso de las extrapolaciones entre distintos medios de exposición se emplean los coeficientes de partición entre éstos ( $K_d$ ,  $K_{ow}$ ,  $K_{oc}$ ) para corregir estas diferencias en la disponibilidad.

- Análisis de efectos indirectos, efectos a otros niveles de organización, o a otras escalas temporales o espaciales.

Este análisis sólo es posible si se dispone de datos basados en observaciones de campo. Requiere además de un exhaustivo conocimiento del ecosistema en estudio para poder evaluar la relación causal estresor-respuesta.

- Análisis de la capacidad de recuperación del ecosistema o componente afectado.

Requiere de un exhaustivo conocimiento del ecosistema en estudio. De forma alternativa pueden emplearse criterios basados en la magnitud de los efectos que pueden ser compensados por el sistema.

### 3.3.2.2. Análisis de la exposición.

Evalúa la interacción del estresor con los componente ecológicos afectados. Puede expresarse como coexistencia o contacto dependiendo del tipo de estresor y componente involucrados. Como resultado de este análisis se elabora un perfil de exposición que cuantifica la magnitud y distribución espacial y temporal de la exposición para los escenarios definidos. Se distinguen varias etapas en el análisis de la exposición:

- a) Caracterización del estresor en relación a su distribución inicial y patrón de variación espacio-temporal.

Esta caracterización implica:

- la cuantificación de la magnitud, extensión, frecuencia, heterogeneidad espacial y duración con respecto a los ciclos biológicos de los estresores tanto químicos como de otra naturaleza identificados (a nivel de las fuentes o focos).
- la evaluación del destino y transporte de los contaminantes (u otro tipo de estresores) en el espacio y en el tiempo. Deben tenerse en cuenta, entre otros, los procesos de:
  - transporte (en solución o en suspensión en el agua, en suspensión en el aire, escorrentía superficial, ...),
  - transformación física (volatilización, precipitación,...),
  - transformación química (fotólisis, hidrólisis, oxidación, reducción,...),
  - transformación biológica (biodegradación),
  - bioacumulación.

Para determinar el comportamiento de los compuestos químicos es necesario obtener información sobre sus propiedades físico-químicas y comportamiento ambiental, utilizando para ello las bases de datos disponibles o literatura especializada. En el anexo C se incluyen algunos de estos parámetros para los contaminantes más habituales. Para algunos contaminantes se disponen igualmente de datos sobre factores de bioacumulación a través de la cadena trófica (ver anexo J).

Se deben igualmente considerar características locales del emplazamiento que afectan al destino y transporte, como por ejemplo, el contenido en humedad, materia orgánica del suelo, la capacidad de intercambio catiónico, la profundidad del nivel freático, etc.

- b) Caracterización del ecosistema en relación a la distribución temporal y espacial de los componentes afectados y de aquellos atributos que influyen en la interacción con el estresor.

Implica la recopilación de información sobre parámetros cuantitativos que miden la frecuencia y magnitud del contacto con el estresor como por ejemplo: biodisponibilidad, patrones de dieta, tasas de ingestión, patrones de actividad, áreas de distribución de las poblaciones, etc.

- c) Elaboración del perfil de exposición.

Como resultado de la combinación de la información recopilada y evaluada en las etapas anteriores se elabora el perfil de exposición que cuantifica la magnitud y patrón espacial y temporal de la exposición para los escenarios considerados. Las escalas tanto espaciales como temporales elegidas deben tener significado ecológico y ser relevantes para los objetivos de la evaluación (parámetros de medida y de evaluación). Se debe incluir un resumen de las asunciones realizadas, así como de las incertidumbres debidas a la calidad de los datos, disponibilidad de datos, asunciones, métodos de extrapolación, etc.

Los resultados pueden ser expresados en diferentes unidades: por ejemplo  $mg \cdot kg^{-1} \text{ peso corporal} \cdot día^{-1}$  en el caso de estresores de tipo químico que actúan a nivel de organismo, o  $concentración \cdot unidad \text{ de área}^{-1} \cdot tiempo^{-1}$  para efectos a niveles de organización superiores.

A continuación se describen algunos de los escenarios de exposición más frecuentes en emplazamientos con suelos contaminados:

*(A). EXPOSICIÓN POR CONTACTO DIRECTO CON EL SUELO*

- Identificación de los potenciales componentes biológicos afectados:
  - De forma general: fauna del suelo, plantas y comunidades microbianas edáficas
  - Adicionalmente: fauna que vive en la superficie del suelo (especialmente herbívoros) a través de la ingesta directa de suelo durante el pastoreo.
  
- Análisis de los efectos:

En la mayoría de los casos se basa en datos ecotoxicológicos obtenidos en tests de laboratorio sobre una única especie. Previamente a su utilización, los datos recopilados se seleccionan de acuerdo a su relevancia ecológica (se prefiere el empleo de datos sobre parámetros relacionados con la reproducción y el crecimiento), la calidad de los datos (condiciones del ensayo, representatividad estadística, etc.) y la minimización de la necesidad de extrapolación (por ejemplo de un medio de exposición a otro, de un test de exposición aguda a una exposición crónica, etc.). Conduce a la determinación de las dosis toxicológicamente aceptables (NOEC, Daily Threshold Effects Dose, etc.).

- Análisis de la exposición:

En el caso de los organismos del suelo, las plantas y las poblaciones microbianas edáficas, se acepta que la concentración en el suelo es igual a la concentración de exposición. El suelo es su hábitat por lo que no se consideran procesos de transferencia entre medios ni tasas de ingestión o contacto.

En el caso de la fauna que habita en la superficie del suelo, debe cuantificarse la tasa de ingestión media diaria de suelo ( $TI_{\text{suelo}}$ ). En ausencia de datos específicos, se pueden aplicar los siguientes valores por defecto (CCME, 1996): 8.3% de la ingesta de alimento en el caso del ganado doméstico y el 7.7% en el caso de la fauna salvaje.

Para el cálculo de la tasa de ingestión diaria de alimento pueden emplearse las siguientes ecuaciones (Nagy, 1987):

$$\text{mamíferos: } TI_{\text{alim}} = 0.0687 \times (PC)^{**0.822}$$

$$\text{aves: } TI_{\text{alim}} = 0.0582 \times (PC)^{**0.651}$$

El cálculo de la concentración de exposición vendría dado por la siguiente ecuación:

$$I = ( C_{\text{suelo}} \times TI_{\text{suelo}} ) / PC$$

donde:

- I= ingesta del contaminante, expresada en mg /kg peso corporal.día.
- $C_{\text{suelo}}$  = concentración del contaminante en el suelo (mg/kg suelo).
- $TI_{\text{suelo}}$  = tasa de ingestión de suelo (kg/día).
- PC= peso corporal (kg).

- Análisis del riesgo:

En el caso de los organismos del suelo, las plantas y las poblaciones microbianas edáficas se comparan directamente las dosis toxicológicamente aceptables (preferentemente NOEC o LOEC, corregidas con los correspondientes factores de incertidumbre) con la concentración medida en el suelo .

En el caso de la fauna que habita en la superficie del suelo se requiere la asignación de un porcentaje de la dosis diaria toxicológicamente aceptable (DTED) a la exposición a través de esta ruta y posterior comparación con la concentración de exposición determinada.

#### *(B). EXPOSICIÓN A TRAVÉS DE LA CADENA TRÓFICA*

- Identificación de los potenciales componentes biológicos afectados:

- Aves y mamíferos que se alimentan de organismos del suelo o de plantas.

- Análisis de los efectos:

En la mayoría de los casos se basa en datos ecotoxicológicos obtenidos en tests de laboratorio sobre una única especie. Previamente a su utilización, los datos recopilados se seleccionan de acuerdo a su relevancia ecológica (se prefiere el empleo de datos sobre parámetros relacionados con la reproducción y el crecimiento), la calidad de los datos (condiciones del ensayo,

representatividad estadística, etc.) y la minimización de la necesidad de extrapolación (por ejemplo de un medio de exposición a otro, de un test de exposición aguda a una exposición crónica, etc.).

- Análisis de la exposición:

Si consideramos el caso de una cadena trófica con los siguientes compartimentos: suelo - gusano- ave/mamífero, la determinación de la concentración de exposición requiere:

- Estimación del factor de bioconcentración suelo-gusano.

En ausencia de datos específicos se puede utilizar la siguiente ecuación (Plassche, 1994):

$$BCF_{\text{suelo-gusano}} = (Kow)^{0.07} / (0.66 \times f_{oc})$$

- Cálculo de la ingesta diaria para el ave o mamífero considerado:

$$I = (C_{\text{suelo}} \times BCF_{\text{suelo-gusano}} \times TI_{\text{alim}}) / (PC \times FC)$$

donde:

I= ingesta del contaminante, expresada en mg /kg peso corporal.día.

$C_{\text{suelo}}$  = concentración dl contaminante en el suelo (mg/kg suelo).

$TI_{\text{alim}}$  = tasa de ingestión de alimento (kg/día).

PC= peso corporal (kg).

FC= factor de corrección que tiene en cuenta las diferencias en contenido calórico entre el alimento del laboratorio y el natural. Para el binomio mamífero -gusano es igual a 0.23

Este modelo no considera las diferencias en la eficiencia en la asimilación del alimento entre el laboratorio y el campo, en la biodisponibilidad del contaminante, en las tasas metabólicas en las condiciones de laboratorio y campo, etc.

En el caso de la exposición a través de la cadena trófica suelo - planta - mamífero/ave, el modelo sería semejante, sustituyéndose los factores de bioconcentración por los correspondientes para la transferencia suelo-planta (ver anexo J).

- Análisis del riesgo:

Requiere la asignación de un porcentaje de la dosis diaria toxicológicamente aceptable (DTED) a la exposición a través de esta ruta y posterior comparación con la concentración de exposición determinada.

### 3.3.2.3. Análisis del riesgo

La caracterización del riesgo constituye la fase final del análisis de riesgos. Durante la misma se evalúa la probabilidad de que se produzcan efectos adversos como resultado de la exposición al estresor y se establecen las bases para las posibles actuaciones. Los riesgos estimados son discutidos en base a los tipos y magnitud de los efectos pronosticados, la extensión espacial y temporal de los efectos y el potencial de recuperación. Pueden distinguirse dos apartados:

a) Estimación del riesgo: Integra los resultados de las fases previas del análisis, perfiles de exposición y de respuesta.

Existen tres enfoques distintos para la integración de esta información. La elección del enfoque depende de los objetivos de la evaluación así como de la disponibilidad de datos:

- \* Comparación de las concentraciones de exposición con dosis referidas a efectos aislados para especies concretas.

Es aplicable en el caso de la valoración de los riesgos para poblaciones o componentes específicos del ecosistema. Se obtiene un valor fijo que refleja la máxima probabilidad de que dicho componente sufra efectos adversos por exposición a ese estresor. Se trata de una estimación puntual del riesgo. En el caso de existir diversas fuentes de exposición a ese contaminante o estresor, se asignará un porcentaje de la dosis tolerable a la exposición por cada una de las vías.

- \* Comparación de la distribución de efectos y de la distribución de exposiciones.

Es más fácilmente aplicable al análisis de los riesgos para poblaciones o componentes específicos del ecosistema. El riesgo se cuantifica como el grado de solapamiento entre las funciones de distribución de efectos y exposición: a mayor solapamiento mayor riesgo. El resultado es una

estimación probabilística del riesgo. Al igual que en el caso anterior, de existir diversas fuentes de exposición a ese contaminante o estresor, se asignará un porcentaje de la dosis tolerable a la exposición por cada una de las vías.

\* Empleo de un modelo de extrapolación de efectos.

Los modelos genéricos más conocidos son los empleados en la evaluación de los riesgos para el conjunto del ecosistema. Asumiendo que los efectos sobre el ecosistema pueden evaluarse a partir de las afecciones sobre la estructura del mismo, el método de extrapolación calcula el porcentaje de especies afectadas por la presencia de un determinado nivel de contaminante o estresor suponiendo una distribución dada de las sensibilidades de las especies al estresor (van Straalen y Denneman, 1989; Aldenberg y Slob, 1991; van de Plassche y de Bruijn, 1992; Emans *et al.*, 1993; Romijn *et al.*, 1993) y a partir de ahí el riesgo para el funcionamiento de los ecosistemas. Dado que el buen funcionamiento de los ecosistemas se basa en el mantenimiento de las poblaciones que lo componen, los datos de sensibilidad al estresor corresponden a parámetros poblacionales. En el anexo K se presenta un ejemplo del cálculo. Como puede observarse, el método supone una estimación probabilística del riesgo de afección al ecosistema.

Este apartado de caracterización del riesgo debe incluir además, un resumen de las asunciones utilizadas, las incertidumbres existentes desde el punto de vista científico y una valoración de la robustez del proceso analítico seguido. El análisis de la incertidumbre identifica y en la medida de lo posible cuantifica las incertidumbres asociadas a las diferentes etapas de la evaluación y su contribución a la incertidumbre total. Su objeto es la evaluación del impacto de las incertidumbres en el conjunto del análisis, así como una descripción del modo en que esta incertidumbre puede reducirse.

b) Descripción del riesgo: Resume los riesgos ecológicos estimados y aporta una interpretación del significado ecológico de los mismos.

En este apartado se discute la confianza de las estimaciones en función de los aspectos positivos y negativos de los datos y las incertidumbres en el análisis, pudiéndose concluir la necesidad de realizar nuevos análisis para mejorar dicha estimación. La interpretación ecológica de los resultados tiene por objeto la exposición de estos riesgos en el contexto ecológico en base al tipo y magnitud de los efectos previstos. Proporciona un nexo crítico entre los

riesgos estimados y la comunicación de los resultados de la evaluación. Entre los aspectos que deben ser considerados se incluyen: la naturaleza y magnitud de los efectos, los patrones temporales y espaciales de los efectos, y la evaluación de la capacidad de recuperación del ecosistema una vez que el estresor sea eliminado.

El objetivo de esta fase del análisis es el de proporcionar toda la información relevante para la toma de decisiones respecto al caso estudiado. Por ello debe existir una estrecha relación entre el equipo de análisis de riesgos y el órgano medioambiental competente, quien será responsable de establecer las medidas a tomar en dicho emplazamiento en base a las conclusiones, asunciones y limitaciones del informe de análisis de riesgos.

#### **3.3.2.4. Análisis de riesgos para mezclas de sustancias**

La evaluación de los riesgos que supone la exposición a mezclas de compuestos es una tarea difícil de abordar por la falta de datos. Desde un punto de vista práctico se asumirá si no existen evidencias de efectos sinérgicos o antagónicos un modelo de acción aditivo, de forma que el riesgo se calcula como el sumatorio de las probabilidades de efectos de cada uno de los compuestos sobre el sistema en estudio.



## **4. ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA EXPLOTACIÓN**

### **4.1. VALORACIÓN DE LOS RIESGOS SOBRE LA PRODUCTIVIDAD DE EXPLOTACIONES AGRÍCOLAS Y FORESTALES**

El análisis de riesgos se llevará a cabo de acuerdo con la metodología expuesta en el capítulo de evaluación de riesgos para los ecosistemas referente a la protección de poblaciones de especies. La cuantificación del riesgo hará especial énfasis en los efectos sobre la productividad de las especies explotadas así como en los efectos sobre otras especies que contribuyen beneficiosamente al crecimiento de las primeras (ejemplo: asociación de las leguminosas con microorganismos fijadores de nitrógeno).

### **4.2. VALORACIÓN DE LOS RIESGOS SOBRE LAS INFRAESTRUCTURAS Y LAS CIMENTACIONES**

La previsión de estos efectos es de especial importancia en los suelos destinados a uso residencial o industrial. Se deben evaluar los siguientes riesgos:

a) De inflamación y explosión

Se lleva a cabo en base a datos sobre la naturaleza, concentración y presión de los gases en el suelo.

b) De degradación química de los cimientos y otras estructuras

Debe considerarse la presencia de sustancias corrosivas para los materiales utilizados en la construcción de estructuras fundamentalmente subterráneas.

c) De estabilidad del asentamiento

Tiene especial importancia en el caso de vertederos y escombreras, debido al carácter poco consolidado de los vertidos, a la elevada pendiente de los taludes, y a los procesos de disolución y combustión que tienen lugar en muchos casos, y que van excavando interiormente el terreno.



## 5. BIBLIOGRAFÍA

Aldenbergh, T and Slob, W. 1993. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotox. Environ. Saf.*, 25: 48-63.

Anderson, S.L. 1992. *Monitoring Genetic Damage to Ecosystems from Hazardous Waste*. LBL-31983. U.S. Department of Energy, Berkeley.

Ansorena J., Sanz E., Eceiza A. y Legorburu I. 1996. *Biodisponibilidad y acumulación de metales pesados por hortalizas cultivadas en suelos contaminados*. Memoria del proyecto nº 5012, IHOBE, S.A., Bilbao (Informe interno).

Baes, C.F., Sharp, R.D., Sjoreen, A.L., and Shor, R.W. 1984. *A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides. Compound data for organic solvents. Values used for further calculations through agriculture*. Oak Ridge National Laboratory, USA.

Bennett, D. 1998. Recent Developments in the EPA Superfund Approach for Risk Assessment. En: *Proceedings of the International Workshop on Risk Assessment Models and Risk Management for Contaminated Sites*. Umwelt Bundes Amt, Berlin.

Brainard, J. and Beck, B.D. 1992. A review of the bioavailability of petroleum constituents. *J. Soil Contam.*, 1(3): 273-307.

Briggs G.G., Bromilow R.H., Evans A.A. and Williams M. 1983. Relationships between the lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots. *Pestic. Sci.*, 14: 492-500.

Calabrese, E.J. and Stanek, E.J. 1992. What proportion of household dust is derived from outdoor soil? *J. Soil Contam.*, 1(3): 253-263.

Cambra K., Alonso E y Martínez T. 1996. *Análisis de riesgo de la contaminación del suelo en un área del Valle de Asua y de la contaminación derivada de hortalizas producidas en la zona*. Departamento de Sanidad, Bilbao (Informe interno).

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1996. *A protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines*. CCME-EPC-101E. Ontario.

Copeland, T.L., Holbrow, A.M., Otani, J.M., Connor, K.T. and Paustenbach, D.J. 1994. Use of Probabilistic Methods to Understand the Conservatism in

California's Approach to Assessing Health Risks Posed by Air Contaminants. *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 44: 1399-1413.

Cowherd C., Muleski G., Engelhart P. and Gilette D. 1985. *Rapid Assessment of Exposure to Particulate Emissions from Surface Contamination*. EPA/600/8-85/002. NTIS PB-192219. Office of Health and Environment Assessment, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Danish EPA. 1995a. *Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds*. Danish EPA, Working Report No. 47.

Danish EPA. 1995b. *Soil Quality Criteria for Selected Inorganic Compounds*. Danish EPA, Working Report No. 48.

*Decreto 28/1997 de 11 de Febrero* por el que se aprueban las Directrices de Ordenación Territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco. B.O.P.V, 12 de febrero de 1997.

*Decreto 127/1997 de 27 de Mayo*, de corrección de errores del Decreto por el que se aprueban definitivamente las Directrices de Ordenación Territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco. B.O.P.V, 4 de junio de 1997.

Denneman, C.A.J. and Gestel, C.A.M. van. 1990a. *Bodemveontreining en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings) waarden op basis van ecotoxicologische risico's*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, RIVM rapportnr. 725201001. Biltoven.

Denneman, C.A.J. and Gestel, C.A.M. van. 1990b. Ecotoxicological risk assessment as a base for development of soil quality criteria. En: *Contaminated Soil'90*. (Ed.: F Arendt, M Hinsenveld and WJ van den Brink). Kluwer Academic Publishers, Amsterdam. pp: 157-164.

Departamento de Sanidad. 1994. *Encuesta de Nutrición de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

Di Toro, D.M. 1985. A particle interaction model of reversible organic chemical sorption. *Chemosphere*, 14(10): 1503-1535.

Dock, L. 1998. Human exposure monitoring and bioavailability issues. En: *Contaminated Soil'98*. Thomas Telford Ltd, London. Vol. 1: 321-329.

Duff R.M. and Kissel J.C. 1996. Effect of soil loading on dermal absorption efficiency from contaminated soils. *J Toxicol Environ Health.* 48(1): 93-106.

Durda, J.L. 1993. Ecological risk assessment under Superfund. *Water, Environment and Technology*, pp. 42-46.

Emans, H.J.B., Plassche, E.J. van den; Canton, J.H., Okkerman, P.C. and Sparenburg, P.M. 1993. Validation of some extrapolation methods used for effect assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12: 2139-2154.

EQ (Environmental Quality Management) and Pechan (E.H. Pechan and Associates). 1994. *A Comparison of Soil Volatilization Models in Support of Superfund Soil Screening Level Development*. Contract No. 68-D3-0035. Prepared for Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

EUSTAT. 1993. *Encuesta de Presupuestos de Tiempo*. Servicio General de Publicaciones, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

Faber, J. H. 1998. *Ecological risks of soil pollution*. Technische Commissie Bodembescherming, The Hague.

Feenstra, S., MacKay, D. and Cherry, J.A. 1991. A method for assessing residual NAPL based on organic chemical concentrations in soil samples. *Ground Water Monitoring Rev.*, 11(2): 128-136.

Ferguson C.C. 1995. *The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA): Technical Basis and Algorithms*. Department of the Environment, London. (Internal report).

Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K, Jenssen, B.K., Jenssen, J., Kasamas, H. , Urzelai, A. and Vegter, J. (editors). 1998. *Risk Assessment of Contaminated Sites in Europe*. Volume 1. *Scientific Basis*. LQM Press, Nottingham.

Finley B.L., Proctor D., Scott P., Price P., Harrington N. and Paustenbach D.J. 1994. Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Analysis*, 14(4): 533-553.

Forbes, V.E. and Forbes, T.L. 1994. *Ecotoxicology in Theory and Practice*. Chapman and Hall, London.

Gochfeld, M. and Burger, J. 1993 Evolutionary consequences for ecological risk assessment and management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 28: 161-168.

Harris, R.B. and Allendorf, F.W. 1989. Genetically Effective Population Size of Large Mammals: An assessment of estimators. *Conservation Biology*, 3: 181-196.

Hernández, M., Castellet, J., Narvaiza, J.L., Rincón, J.M., Ruiz, I., Sánchez, E., Sobradillo, B. y Zurimendi, A. *Estudio longitudinal de crecimineto*. Fundación F. Orbeagozo, Bilbao.

Hoffman, F.O. and Hammonds, J.S. 1994. Propagation of Uncertainty Analysis in Risk Assessments: The Need to Distinguish Between Uncertainty Due to Lack of Knowledge and Uncertainty Due to Variability. *Risk Analysis*, 14(5): 707-712.

IHOBE, S.A. 1994. *Manual Práctico para la Investigación de la Contaminación del Suelo*. Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

IHOBE, S.A. 1997. *Guía metodológica de análisis de riesgos: Migración y seguimiento de contaminantes en el suelo y en las aguas subterráneas*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

IHOBE, S.A. 1998a. *Valores indicativos de evaluación (VIE-B, VIE-C) para la protección de los ecosistemas*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

IHOBE, S.A. 1998b. *Valores máximos admisibles en suelo (VIE-B, VIE-C) para la protección de la salud*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

IHOBE, S.A. 1998c. *Guía metodológica de estudio histórico y diseño de muestreo*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

IHOBE, S.A. 1998d. *Guía metodológica de toma de muestras*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

IHOBE, S.A. 1998e. *Guía metodológica de análisis químico*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

JECFA. 1996. Summary of evaluations performed by the Joint FAO-WHO Expert Committee on Food Additives. FAO\_IPCS. 1996.

Johnson P.C. and Ettinger R.A. 1991. Heuristic Model For Predicting The Intrusion Rate Of Contaminant Vapors Into Buildings. *Environment Science and Technology*, **25**(8): 1445-1452.

Jury, W.A., Spencer, W.F. and Farmer, W.J. 1983. Behaviour assessment model for trace organics in soil: I. Model description. *Journal of Environmental Quality*, 12: 558-564.

Jury, W.A., Spencer, W.F. and Farmer, W.J. 1984. Behaviour assessment model

for trace organics in soil: II. Chemical classification and parameter sensitivity. *Journal of Environmental Quality*, 13: 567-572.

Lipton, J., Galbraith, M., Burger, J. and Waetemberg, D. 1993. A paradigm for ecological risk assessment. *Environmental Management*, 17(1): 1-5.

Mackay, D., Paterson, D., Cheung, B. and Neely, W.B. 1985. Evaluating the environmental behavior of chemicals with a level III fugacity model. *Chemosphere*, 14: 335-374.

McKone T.E. 1990. Dermal uptake of organic chemicals from a soil matrix. *Risk Analysis*, 10(3): 407-419.

McKone T.E. and Howd R.A. 1992. Estimating dermal uptake of nonionic organic chemicals from water and soil: I. Unified fugacity-based models for risk assessment. *Risk Analysis*, 12(4): 543-557

Morgan, M.G. 1993. Risk Analysis and Management. *Scientific American*, pp.24-30.

Nagy, K.A. 1987. Field metabolic Rate and food Requirement Scaling in Mammals and Birds. *Ecological Monographs*, 57(2): 111-128.

National Research Council (NCR). 1983. *Risk Assesment in the Federal Government. Managing the process*. National Academy Press, Washington, D.C.

Plassche, E.J. van de. 1994. *Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning*. RIVM 679701 012, Bilthoven.

Plassche, E.J. van de and Bruijn, J.H.M. de. 1992. *Towards integrated environmental quality objectives for surface water, ground water, sediment and soil for nine trace metals*. RIVM 679701 005, Bilthoven.

Policansky, D. 1992. Application of ecological knowledge to environmental problems: Ecological risk assessment. En: *Comparative Environmental Risk Assessment*, Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 37-51.

Reckhow, K.M. 1994. Importance of Scientific Uncertainty in Decision Making. *Environmental Management*, 18(2): 161-166.

Romijn, C.A.F.M., Luttk, R., Meent, R. van der, Slooff, W. and Canton, JH. 1993. Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. Part 1. Aquatic food chains. *Ecotox. Environ. Saf.*, 26: 61-85.

Ryan J.A., Bell R.M., Davidson J.M. and O'Connor G.A. 1988. Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, 17(12): 2299-2323.

Sanz E., Ansorena J., Merino D. y Legorburu I. 1997. *Biodisponibilidad de metales traza en suelos de la Comunidad Autónoma Vasca*. Memoria del proyecto nº 5012, IHOBE, S.A., Bilbao (Informe interno).

Seiler, F.A. and Alvarez, J.L. 1996. On the Selection of Distributions for Stochastic Variables. *Risk Analysis*, 16(1): 5-18.

Soule, M.E. 1980. Thresholds for survival in maintaining fitness and evolutionary potential. En: *Conservation Biology* (Eds: M.E. Soule and B.A. Wilcox), Sinauer Assoc. Sutherland, Massachusetts, pp: 151-169.

Swedish Environmental Protection Agency. 1996. *Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden*. Report 4639. Swedish EPA, Stockholm.

Thellen, C., Martel, L. et Chassé, R. 1993. L'évaluation écotoxicologique dans le procesus de prise de décision en environnement. En: *Collection Environnement*, (Eds.: C.E. Delisle, M.A. Bouchard et L. Lanzon). Association des biologistes, Quebec. Vol.15:87-96.

U.S. EPA. *Integrated Risk Information System*. U.S EPA, Washington D.C.

U.S.-EPA. 1989a. *Risk Assesment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A)*. EPA/540/1-89/002. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

U.S. EPA. 1989b. *Exposure Factors Handbook*. Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC.

U.S. EPA. 1992. *Dermal Exposure Assessment: Principles ans Applications*. Interim Report EPA/600/8-91/011B. Office of Research and Development, Cincinnati, OH.

U.S. EPA. 1996a. *Soil Screening Guidance: Technical Background Document*. EPA/540/R-95/128. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC.

U.S.-EPA 1996b. *Proposed guidelines for Ecological Risk Assesment*. EPA/630/R-95/002B. Risk Assesment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

U.S.-EPA 1997. *Guiding principles for Monte Carlo Analysis*. EPA/630/R-97/001. Risk Assesment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

Van den Berg, R. 1991. *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitative in kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden*. RIVM, Rapportnr. 725201006.11. Bilthoven.

Van Straalen, N.M. and Denneman, C.A.J. 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environ. Saf.*, 18: 241-251.

Vega, M.M., Urzelai, A. and Angulo, E. 1998. BaseTox: a computerised review of toxicity data on freshwater, marine water and soil organisms. *Cuad. Invest. Biol. (Bilbao)*, 20: 137-140.

Vegter, J.J. 1998. Developments of risk assessment and risk management. En : *Contaminated Soil'98*. Thomas Telford Ltd, London. Vol. 1: 291-299.

Vermeire, T.G., Van Apeldoorn, M.E., De Foun, J.C. and Janssen, P.J.C.M. 1991. *Voorstel voor de humaan toxicologische onderbouwing van C, (toetsings) waarden*. RIVM, Rapportnr. 725201005. Bilthoven.

Westman, W.E. 1978. Measuring the inertia and resilience of ecosystems. *Bioscience*, 28: 705-710.

Westman, W.E. 1985. Ecotoxicology: Assessing impacts of pollutants on biota. En: *Ecology, Impact Assessment and Environmental Planning*. John Wiley Inc., New York. pp: 364-408.

WHO. 1987. *Air Quality Guideline for Europe*. WHO Regional Publications, European Series N° 23, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

WHO. 1993. *Guidelines for Drinking Water Quality, Volume 1. Recommendations (2nd edition)*. WHO, Geneva.

Williams, D.R., Paslawski, J.C. and Richardson, G.M. 1996. Development of a screening relationship to describe migration of contaminant vapors into buildings. *J. Soil Contam.*, 5(2): 141-156.



## ANEXOS



**ANEXO A:** *Relación entre la clasificación de usos del suelo incluida en las Directrices de Ordenación Territorial de la CAPV y los valores VIE aplicables*

Usos del suelo DOT			VIE aplicables
Residencial	Vivienda unifamiliar	con producción de alimentos	Residencial con huerta
		sin producción de alimentos	Residencial
	Vivienda adosada		Residencial
	Vivienda colectiva		Residencial
Productivo	Industrial	compatible con vivienda	Residencial
		no compatible con vivienda	Industrial/comercial
	Actividades agropecuarias	explotación agrícola	Protección ecosistemas (1) —(2)
		explotación forestal	Protección ecosistemas (1)
		explotación agropecuaria sin transformación de productos	Protección ecosistemas (1) — (2)
Actividades extractivas		— (2)	
Terciario	Oficinas		Industrial/comercial
	Comercios		Industrial/comercial
Equipamiento comunitario	Deportivo	al aire libre otros	— (2)
	Docente	preescolar, primaria	Residencial (3)
		otros	Residencial
	Sanitario		Residencial
	Asistencial	para adultos	Residencial
		para niños	Residencial
Cultural, espectáculos, religioso, universitario, genérico, administración		Industrial/comercial	
Espacios libres			Parque (1)
Comunicaciones			— (2)
Infraestructuras			— (2)

(1) Ver aclaración sobre los valores VIE para la protección de los ecosistemas en el capítulo 3 (apartado 3.1.).

(2) Es necesaria una evaluación caso por caso.

(3) En las áreas específicas de juego de los niños se aplicará el valor de « área de juego».

**ANEXO B: Resumen de datos relativos a la Encuesta de Presupuestos de Tiempo de la CAPV (EUSTAT, 1993)**

**USO RESIDENCIAL**

(min./día)	P5	P25	P50	P75	P95	MEDIA	DE
En la vivienda							
- general	629	839	1059	1219	1399	177	365d/año
- hombres	585	764	944	1119	1319	117	
- mujeres	694	989	1164	1284	1424	233	
En la cocina							365d/año
- general	20	79	150	265	495	177	
- hombres	15	60	105	160	325	117	
- mujeres	35	130	230	330	510	233	
En el cuarto de baño							365d/año
- general	10	15	30	45	85	36	
- hombres	10	15	30	45	70	32	
- mujeres	10	15	30	50	90	40	
En trabajos domésticos							365d/año
- general	20	65	165	310	510	209	
- hombres	10	30	75	145	270	95	
- mujeres	40	135	255	310	540	274	
En otro tipo de trabajos							365d/año
- general	10	30	65	135	275	100	
- hombres	10	35	60	120	330	102	
- mujeres	10	30	75	135	245	99	
Deporte en casa							180d/año
- general	5	15	30	50	95	39	
- hombres	5	15	30	60	119	44	
- mujeres	10	15	25	45	70	33	

**RESIDENCIAL CON JARDÍN**

(min./día)	P5	P25	P50	P75	P95	MEDIA	DE
Cuidado del jardín							240d/año
- general	5	15	30	65	210	52	
- hombres	10	40	65	135	285	86	
- mujeres	5	15	30	55	120	39	
Juego de niños							365d/año
- general						148	

**USO RECREATIVO**

(min./día)	P5	P25	P50	P75	P95	MEDIA	DE
Actividades en áreas recreativas							180d/año
- general	15	50	105	210	459	124	
- hombres	15	59	105	204	464	131	
- mujeres	15	45	90	180	454	116	
Paseos							180d/año
- general	30	60	115	175	300	128	
- hombres	30	65	120	195	330	143	
- mujeres	30	60	95	150	240	112	
Juegos de niños							180d/año
- general						91	

**USO DEPORTIVO**

(min./día)	P5	P25	P50	P75	P95	MEDIA	DE
Deporte de no competición							130d/año
- general	30	60	80	120	240	96	
- hombres	30	60	90	150	260	107	
- mujeres	20	60	75	105	165	75	
Deporte de competición							230d/año
- general	10	65	100	135	195	89	
- hombres	10	75	105	135	195	102	
- mujeres			45			45	

**HUERTAS PARTICULARES**

(min./día)	P5	P25	P50	P75	P95	MEDIA	DE
Cuidado de la huerta							130d/año
- general	15	75	150	310	545	201	
- hombres	45	120	210	310	555	244	
- mujeres	15	30	60	120	475	84	

**USO INDUSTRIAL/COMERCIAL**

(min./día)	P5	P25	P50	P75	P95	MEDIA	DE
Trabajo principal							230d/año
- general	90	310	460	515	690	427	
- hombres	120	370	480	540	705	461	
- mujeres	50	238	380	480	630	365	

**ANEXO C. Parámetros físico-químicos de los compuestos**

**C.1. Tabla de abreviaturas y unidades**

PARÁMETRO		unidades	
- Coeficiente de partición suelo-agua	Kd	L/kg	
- Coeficiente de partición suelo-agua para compuestos orgánicos, normalizado para el contenido de carbono orgánico:	Koc	L/Kg	Kd=Koc.foc
- Coeficiente de partición octanol-agua:	Kow	L/kg	
- Coeficiente de partición suelo-agua para compuestos inorgánicos :	Kd	L/kg	
- Solubilidad en agua (a 25°C):	S	mg/L	
- Constante de Henry (a 25°C):	H	atm·m <sup>3</sup> /mol	
	H'	(sin dimensiones)	
- Difusividad en aire (a 25°C):	Di,a	cm <sup>2</sup> /s	
- Difusividad en agua (a 25°C):	Di,w	cm <sup>2</sup> /s	

**C.2. Ecuaciones empleadas para el cálculo de estos parámetros en ausencia de datos empíricos:**

$$Koc = 1.724 Kom$$

$K_{om}$  = Coeficiente de partición suelo-agua normalizado para el contenido de materia orgánica

Para compuestos orgánicos no ionizables semivolátiles (Di Toro, 1985):

$$\log Koc = 0.00028 + (0.983 \cdot \log Kow)$$

Para compuestos orgánicos volátiles (Di Toro, 1985)

$$\log Koc = 0.0784 + (0.7919 \cdot \log Kow)$$

Cálculo de  $H$ :

$$H = VP \cdot M \cdot S$$

donde: VP=presión de vapor (atm)  
M= peso molecular (g/mol)  
S= solubilidad en agua (mg/L) a 25°C

$$H' = H \cdot 41$$

### C.3. Parámetros físico-químicos (datos empíricos)

	log Kow	Koc L/kg	Kd L/kg	Di,a cm2/s	Di,w cm2/s	S mg/L	H atm-m3/molÇ	H'	Fuente
<b>1. METALES</b>									
arsenico			29 m						EPA(1996)
bario			41 c						EPA(1996)
cadmio			75 c						EPA(1996)
chromo(III)			1800000 c						EPA(1996)
cobalto									
cobre									
plomo									
mercurio			52 c						EPA(1996)
molibdeno									
niquel			65 c						EPA(1996)
zinc			62 c						EPA(1996)
<b>2. OTROS COMP. INORGÁNICOS</b>									
cianuros			9,9 c						EPA(1996)
<b>3. COMPUESTOS AROMÁTICOS</b>									
benzeno	2,13	61,7 m		0,088	9,80E-06	1,75E+03	5,55E-03	2,28E-01	EPA(1996)
etilbenzeno	3,14	204 m		0,075	7,80E-06	1,69E+02	7,88E-03	3,23E-01	EPA(1996)
tolueno	2,75	140 m		0,087	8,60E-06	5,26E+02	6,64E-03	2,72E-01	EPA(1996)
xileno	3,17	249 m		0,078	8,75E-06	1,75E+02	6,73E-03	2,76E-01	EPA(1996)
fenoles	1,48	28,8 c		0,082	9,10E-06	8,28E+03	3,97E-07	1,63E-05	EPA(1996)
<b>4. HIDROCARBUROS POLICÍCLICOS</b>									
antraceno	4,55	23500 m		0,0324	7,74E-06	4,34E-02	6,50E-05	2,67E-03	EPA(1996)
benzo(a)antraceno	5,7	358000 m		0,051	9,00E-06	9,40E-03	3,35E-06	1,37E-04	EPA(1996)
benzo(a)pireno	6,11	969000 m		0,043	9,00E-06	1,62E-03	1,13E-06	4,63E-05	EPA(1996)
benzo(ghi)perileno	7,23	7000000				2,60E-04		5,80E-06	Swedish EPA
benzo(k)fluoranteno	6,2	1230000 c		0,0226	5,56E-06	8,00E-04	8,29E-07	3,40E-05	EPA(1996)
criseno	5,7	398000 c		0,0248	6,21E-06	1,60E-03	9,46E-05	3,88E-03	EPA(1996)
fenantreno	4,46	11837				1,30E-00		6,20E-03	Swedish EPA
fluoranteno	5,12	49100 m		0,0302	6,35E-06	2,06E-01	1,61E-05	6,60E-04	EPA(1996)
indeno(1,2,3-cd)pireno	6,65	3470000 c		0,019	5,66E-06	2,20E-05	1,60E-06	6,56E-05	EPA(1996)
naftaleno	3,36	1190 m		0,059	7,50E-06	3,10E+01	4,83E-04	1,98E-02	EPA(1996)
<b>5. PESTICIDAS</b>									
lindane	3,73	1350 m		0,0142	7,34E-06	6,80E-00	1,40E-05	5,74E-04	EPA(1996)
a-HCH	3,8	1760 m		0,0142	7,34E-06	2,00E-00	1,06E-05	4,35E-04	EPA(1996)
b-HCH	3,81	2140 m		0,0142	7,34E-06	2,40E-01	7,43E-07	3,05E-05	EPA(1996)
<b>6. DISOLVENTES CLORADOS</b>									
monoclorobencenos	2,86	224 m		0,073	8,70E-06	4,72E+02	3,70E-03	1,52E-01	EPA(1996)
diclorobencenos	3,43	497 m		0,069	7,90E-06	1,15E+02	2,17E-03	8,87E-02	EPA(1996)
triclorobencenos (1,2,4-)	4,01	1660 m		0,03	8,23E-06	3,00E+02	1,42E-03	5,82E-02	EPA(1996)
tetraclorobencenos	4,7	20599				3,50E-00		1,00E-02	Swedish EPA
pentaclorobencenos	5,17	60791				2,40E-01		6,00E-02	Swedish EPA
hexaclorobencenos	5,89	80000 m		0,0542	5,91E-06	6,20E-00	1,32E-03	5,41E-02	EPA(1996)
monoclorofenol (2-)	2,15	388 i		0,0501	9,46E-06	2,20E+04	3,91E-04	1,60E-02	EPA(1996)
diclorofenol (2,4-)	3,08	147 i		0,0346	8,77E-06	4,50E+03	3,16E-06	1,30E-04	EPA(1996)
triclorofenol (2,4,6-)	3,7	381 i		0,0305	6,64E-06	8,00E+02	7,79E-06	3,19E-04	EPA(1996)
tetraclorofenol (2,3,4,6-)	4,1	280 i				1,00E+02		1,00E-04	EPA(1996)
pentaclorofenol	5,09	592 i		0,056	6,10E-06	1,95E+03	2,44E-08	1,00E-06	EPA(1996)
diclorometano	1,87	30	0,075			2,00E+04		8,00E-02	Swedish EPA
triclorometano	1,92	63				2,60E+03		3,00E-02	Swedish EPA
tetraclorometano	2,73	174		0,075		7,93E+02		1,30E-00	Swedish EPA/CSOIL
tricloroetileno	2,71	94,3 m		0,079	9,10E-06	1,10E+03	1,03E-02	4,22E-01	EPA(1996)
tetracloroetileno	2,67	265 m		0,072	8,20E-06	2,00E+02	1,84E-02	7,54E-01	EPA(1996)
dicloroetanos	1,63	45,7 m		0,089	9,98E-06	6,79E+03	3,30E+03	1,35E-01	EPA(1996)
tricloroetanos	2,27	105 m		0,078	8,80E-06	2,88E+03	9,06E-03	3,71E-01	EPA(1996)
cloruro de vinilo	1,5	18,6 c		0,106	1,23E-06	2,76E+03	2,70E-02	1,11E-00	EPA(1996)
<b>7. OTROS COMPUESTOS CLORADOS</b>									
PCBs(total)	5,6	309000 c				2,00E-01		3,40E-04	Swedish EPA
dioxinas/furanos(TCDD)	6,15	575400				3,00E-04		8,60E-05	Swedish EPA
<b>8. OTROS COMP. ORGÁNICOS</b>									
aceite mineral									

## NOTAS:

m= valor medido

c= valor calculado

Kd

Los valores corresponden a pH 6.8

Koc

i= valor a pH 6.8 para un compuesto orgánico ionizable

Otros

El valor indicado para el xileno corresponde a la media aritmética de los Koc de los isómeros o.p.m.

Idem para diclorobencenos (isómeros 1,2- y 1,4-)

Idem para dicloroetanos (isómeros 1,1- y 1,2-)

Idem para tricloroetanos (isómeros 1,1,1- y 1,1,2)

**ANEXO D. Vías potenciales de exposición para los distintos medios de contacto**

<b>MEDIOS DE CONTACTO</b>	<b>RUTAS DE EXPOSICION</b>
SUELO, POLVO	Ingestión, inhalación, contacto dérmico
RESIDUOS	Ingestión, inhalación, contacto dérmico
AIRE	Inhalación
AGUAS SUPERFICIALES	Ingestión, inhalación, contacto dérmico
AGUAS SUBTERRANEAS (puntos de surgencia, pozos de extracción)	Ingestión, inhalación, contacto dérmico
SUMINISTRO DE AGUA POTABLE	Ingestión, inhalación, contacto dérmico
ALIMENTOS (vegetales y animales)	Ingestión

**ANEXO E . Relación de parámetros más sensibles al cálculo de la exposición por las diferentes rutas**

RUTA	Parámetros sensibles en relación a la estimación de:	Opciones de cálculo recomendadas
	<b>TASAS DE CONTACTO</b>	
Ingestión de suelo	- Tasa de ingestión diaria	Valores por defecto
Contacto dérmico con suelo / agua contaminada	- Tasas de absorción	Valores empíricos de la bibliografía
	<b>CONCENTRACION EN LOS MEDIOS DE CONTACTO</b>	
Inhalación de suelo/polvo	- Partículas en suspensión	Medidas directas
Inhalación de vapor (exterior)	- Volátiles en aire exterior	Medidas directas
Inhalación de vapor (interior)	- Volátiles en el aire interior	1) Medidas directas
		2) Uso de modelos: - Profundidad del área contaminada - Ventilación del espacio interior -
Consumo de alimentos	- Concentración en los alimentos	1) Medidas directas 2) Uso de factores de transferencia suelo-alimento empíricos de la bibliografía

**ANEXO F. Datos sobre variables biométricas de la población****F.1: Datos sobre peso y altura corporal**

<b>NIÑO</b>							
EDAD (años)	PESO (kg)						
	P3	P10	P25	P50	P75	P90	P97
2	10,5	11,2	12,0	12,9	13,8	14,8	15,7
3	12,0	13,0	14,0	15,0	16,0	17,2	18,5
4	13,5	14,5	15,5	17,0	18,4	20,0	21,3
5	14,9	16,0	17,4	19,0	20,8	22,7	24,3
6	16,2	17,7	19,3	21,4	23,5	25,5	27,5
7	17,7	19,3	21,2	23,9	26,2	27,5	30,9
8	19,3	21,3	24,5	26,3	29,1	31,9	34,6
9	21,0	23,2	25,8	29,0	32,3	35,4	38,8
10	23,0	25,5	28,5	32,0	35,8	39,2	43,2
11	25,2	28,0	31,2	35,5	39,6	43,8	48,7
12	27,8	31,0	34,6	39,2	44,0	49,0	55,0
13	30,8	34,3	38,5	44,7	49,5	55,8	62,0
14	34,5	38,3	43,4	49,5	57,0	64,0	71,0
15	40,0	44,4	49,8	56,0	62,5	71,5	78,8
16	47,0	50,5	55,7	62,0	67,5	77,0	83,2
17	50,5	54,5	59,5	65,5	72,3	79,0	85,6
18	51,0	55,0	61,0	67,0	74,0	81,0	87,0

<b>NIÑO</b>							
EDAD (años)	ALTURA (cm)						
	P3	P10	P25	P50	P75	P90	P97
2	81,5	83,5	85,0	87,0	89,0	91,0	92,5
3	88,5	91,0	93,0	95,5	98,0	100,0	102,0
4	95,0	98,0	100,0	103,0	105,5	107,5	110,0
5	101,0	104,0	107,0	110,0	112,0	115,0	117,0
6	107,0	110,0	112,5	116,0	118,5	121,0	124,0
7	112,0	115,0	118,0	121,5	124,5	127,5	130,5
8	117,0	120,5	123,5	127,0	130,0	133,0	136,5
9	122,0	125,0	127,5	132,0	135,5	139,0	142,0
10	126,5	130,0	133,0	137,0	140,5	144,0	147,5
11	131,0	134,0	137,0	142,0	145,5	149,0	153,0
12	135,0	139,0	143,0	147,0	151,0	155,0	159,0
13	140,0	144,0	149,0	153,0	157,5	162,5	167,0
14	145,5	150,5	155,5	160,5	166,0	171,0	175,5
15	151,0	155,5	160,0	165,5	171,0	176,0	181,0
16	158,0	162,5	166,5	171,0	176,0	180,0	184,0
17	162,5	166,0	170,0	174,0	178,0	181,5	185,0
18	165,0	167,0	172,0	176,0	180,0	183,0	186,0

NIÑA							
EDAD (años)	PESO (kg)						
	P3	P10	P25	P50	P75	P90	P97
2	9,5	10,5	11,2	12,0	13,0	14,0	15,0
3	11,2	12,3	13,0	14,5	16,0	17,0	18,5
4	12,8	14,0	15,0	16,8	18,2	20,0	21,5
5	14,0	15,2	16,8	18,5	20,5	22,5	24,5
6	15,5	17,0	18,8	20,8	23,2	25,5	27,9
7	17,0	19,0	20,8	23,4	26,0	29,0	31,8
8	19,0	21,0	23,2	26,0	29,1	32,5	36,0
9	20,8	23,3	25,8	29,0	32,8	36,5	41,0
10	23,0	25,8	28,8	32,5	36,7	41,0	46,0
11	25,7	28,8	32,0	36,2	41,0	46,0	51,5
12	28,8	32,0	36,0	40,4	46,0	51,3	57,0
13	32,5	36,0	40,0	45,0	51,0	56,7	62,8
14	37,0	40,5	45,0	50,0	55,0	61,0	67,0
15	40,0	44,0	48,0	53,0	57,5	62,5	68,0
16	41,7	45,5	49,5	53,5	58,5	63,0	68,8
17	42,5	46,0	49,5	53,5	58,8	63,5	69,0
18	43,5	46,5	49,8	54,0	59,0	63,5	69,0

NIÑA							
EDAD (años)	ALTURA (cm)						
	P3	P10	P25	P50	P75	P90	P97
2	80,0	82,0	83,5	85,0	87,5	89,5	91,0
3	87,0	89,5	91,5	93,0	96,0	98,0	100,0
4	94,0	95,5	99,0	101,0	103,0	106,0	108,0
5	100,0	103,0	105,5	108,0	110,5	113,0	115,5
6	106,0	109,0	111,5	114,5	117,0	120,0	122,5
7	111,0	114,0	117,0	120,5	123,5	126,5	129,5
8	116,0	120,0	122,5	126,0	129,5	132,5	136,0
9	121,0	125,0	128,0	131,5	135,0	139,0	142,0
10	126,0	129,5	133,0	137,0	141,0	145,0	148,0
11	130,5	134,5	138,0	142,5	147,0	151,0	155,0
12	136,0	140,0	144,0	148,5	153,0	157,5	161,0
13	141,5	145,5	149,5	153,5	158,0	162,0	161,0
14	146,0	149,0	153,0	157,5	161,0	165,0	169,0
15	148,0	151,0	156,0	159,0	163,0	167,0	170,5
16	149,5	153,0	157,0	160,0	164,5	167,5	171,5
17	150,0	154,0	157,5	161,0	165,0	168,0	172,0
18	150,5	154,0	158,0	161,5	165,0	168,5	172,0

<b>ADULTO</b>	<b>VARON</b>						
ALTURA (cm)	PESO (kg)						
	P5	P10	P25	P50	P75	P90	P95
152-154			54	58	62		
154-156			61	69	73		
156-158		56	59	62	70	79	
158-160	57	59	61	66	71	75	78
160-162	57	59	64	69	74	81	83
162-164	57	60	65	69	75	79	82
164-166	57	60	65	71	76	81	85
166-168	57	61	66	73	78	85	88
168-170	59	64	68	74	81	85	88
170-172	64	63	70	75	81	89	92
172-174	62	64	69	76	83	91	96
174-176	63	64	70	77	86	95	99
176-178	65	66	71	78	86	92	99
178-180	66	69	76	83	93	96	106
180-182	61	67	74	79	87	91	92
182-184	65	69	75	80	84	95	
184-186		69	77	81	87	102	
186-188			69	84	92		
188-190			77	81	90		

<b>ADULTO</b>	<b>MUJER</b>						
ALTURA (cm)	PESO (kg)						
	P5	P10	P25	P50	P75	P90	P95
< 140			45	61	70		
140-142			62	63	65		
142-144		40	43	65	68	71	
144-146	43	46	50	55	61	64	69
146-148	45	48	55	61	66	75	87
148-150	43	47	53	59	69	75	84
150-152	45	46	52	58	69	78	84
152-154	48	50	53	59	66	76	81
154-156	46	48	52	58	68	78	83
156-158	48	50	54	60	68	78	86
158-160	47	50	54	61	70	80	83
160-162	49	52	56	61	67	75	79
162-164	51	52	54	58	68	73	76
164-166	49	54	57	63	71	85	91
166-168	53	55	59	64	70	75	83
168-170	52	57	58	62	64	80	92
170-172			64	68	73		
172-174			65	71	86		
174-176			61	75	86		

F.2. Superficies de las diferentes partes del cuerpo (US-EPA, 1992)

ADULTOS	Varones (m <sup>2</sup> )					Mujeres (m <sup>2</sup> )				
	Media	SD	Min	Max	N	media	SD	Min	Max	N
Parte cuerpo	0.118	0.0160	0.090	0.161	29	0.110	0.00625	0.0953	0.127	54
Cabeza	0.118	0.0160	0.090	0.161	29	0.110	0.00625	0.0953	0.127	54
Tronco	0.569	0.0140	0.306	0.893	29	0.542	0.712	0.437	0.867	54
Extremidades superiores	0.319	0.0461	0.169	0.429	48	0.276	0.0241	0.215	0.333	57
Brazos	0.228	0.374	0.109	0.292	32	0.210	0.0129	0.193	0.235	13
Parte superior	0.143	0.0143	0.122	0.156	6					
Antebrazo	0.114	0.0127	0.0945	0.136	6					
Manos	0.084	0.0127	0.0596	0.113	32	0.0746	0.00510	0.0639	0.0824	12
Extremidades inferiores	0.636	0.0994	0.283	0.868	48	0.626	0.0675	0.492	0.809	57
Piernas	0.505	0.0885	0.221	0.656	32	0.488	0.0515	0.423	0.585	13
Muslos	0.198	0.1470	0.128	0.403	32	0.258	0.0333	0.258	0.360	13
Parte inferior	0.207	0.0379	0.093	0.296	32	0.194	0.0240	0.165	0.229	13
Pies	0.112	0.0177	0.0611	0.156	32	0.0975	0.00903	0.0834	0.115	13
TOTAL	1.94	0.00374	1.66	2.28	48	1.69	0.00374	1.45	2.09	58

NIÑOS Edad (años)	P50 (m <sup>2</sup> )	P90 (m <sup>2</sup> )	P95 (m <sup>2</sup> )
3-6	0.728	0.842	0.876
6-9	0.931	1.09	1.14
9-12	1.16	1.42	1.52
12-15	1.49	1.77	1.85
15-18	1.75	2.01	2.11

F.3. Valores de tasas de inhalación medias por niveles de actividad (US-EPA, 1989)

POBLACIÓN	REPOSO (m <sup>3</sup> /h)	ACT. LIGERA (m <sup>3</sup> /h)	ACT. MODERADA (m <sup>3</sup> /h)	ACT. PESADA (m <sup>3</sup> /h)
Varón adulto	0,7	0,8	2,5	4,8
Mujer adulta	0,3	0,5	1,6	2,9
Media adulto	0,5	0,6	2,1	3,9
Niño 6 años	0,4	0,8	2,0	2,4
Niño 10años	0,4	1,0	3,2	4,2

### **ANEXO G: Tasas de absorción de los contaminantes a través de la piel**

#### **Modelo de Mckone**

- Modelo para la estimación de la tasa de asimilación de compuestos presentes en el suelo a través de la piel, en ausencia de datos empíricos.
- Bases del modelo: De acuerdo a los estudios realizados, el autor concluye que la absorción de compuestos desde el suelo a través de esta ruta está influenciada por: la cantidad de suelo adherida sobre la piel, el coeficiente de partición octanol/agua ( $K_{ow}$ ) y la constante de Henry ( $H'$ ) del compuesto. Así, establece que para compuestos orgánicos con un  $K_{ow} \leq 10^6$  y una  $H' < 0.001$  es razonable asumir una absorción del 100% en 12 horas. En segundo lugar, es improbable que para compuestos con  $H' \geq 0.01$  la absorción supere el 40 % en 12 horas y debería ser inferior cuando  $K_{ow} > 10$ . Tercero, compuestos con  $H' \geq 0.1$  no se absorberían en más de un 3%.
- Condiciones de aplicación del modelo:
  - Compuestos orgánicos
  - Tiempo de contacto= 12 horas
  - Adherencia dérmica comprendida entre 0.2-1 mg/cm<sup>2</sup>.
- Predicciones del modelo:

	Tasa de absorción (%)
$H' < 0.001$	100
$0.001 < H' < 0.01$	80
$0.01 < H' < 0.1$	40
$H' > 0.1$	3

**ANEXO H: Modelos para la estimación de la concentración del contaminante en el aire interior de los edificios**

- a) Modelo para el cálculo del factor de dilución entre la concentración del contaminante en el gas del suelo y la concentración en el aire interior (Jonhson y Ettinger,1994).

El factor de dilución para una situación estacionaria se calcula según la siguiente fórmula:

$$DF = \frac{\left[ \frac{Deff \cdot Ab}{Qv \cdot L} \right] \cdot \exp \left[ \frac{Qs \cdot Le}{Dfis \cdot Afis} \right]}{\left[ \exp \left[ \frac{Qs \cdot Le}{Dfis \cdot Afis} \right] \right] + \left[ \frac{Deff \cdot Ab}{Qv \cdot L} \right] + \left[ \frac{Deff \cdot Ab}{Qs \cdot L} \right] \cdot \left[ \left[ \exp \left[ \frac{Qs \cdot Le}{Dfis \cdot Afis} \right] \right]^{-1} \right]}$$

Donde:

Ab= Area edificada (cm<sup>2</sup>)

Afis= Area de las fisuras (cm<sup>2</sup>)

Deff= Coeficiente difusión efectiva a través del suelo (cm<sup>2</sup>/s)

Dfis= Coeficiente difusión efectiva a través de las fisuras (cm<sup>2</sup>/s)

L= Distancia del suelo contaminado al edificio (cm)

L= Espesor cimientos base (cm)

Qs= Flujo gas del suelo al interior del edificio (cm<sup>3</sup>/s)

Qv= Tasa ventilación del edificio (cm<sup>3</sup>/s)

Cs= Concentración en el suelo (mg/kg)

Cg=Concentración en el gas del suelo (mg/ m<sup>3</sup>)

Este modelo conduce a factores de dilución para los compuestos volátiles comprendidos entre 9.1x10<sup>-5</sup> y 3.1x10<sup>-4</sup>.

- b) Modelo CLEA (Ferguson, 1995)

Se trata de un modelo especialmente desarrollado para la vivienda en Gran Bretaña y sólo para compuestos orgánicos. La migración de un compuesto volátil a través de los cimientos en un edificio pueden resultar de la difusión y por el flujo debido a la presión.

La fórmula que rige el cálculo de la concentración de un compuesto volátil en el interior de la vivienda es:

$$C_2 = \frac{(D_{12} + V_s P L / S_a A) K_b C_b + [D_{23(w)} (A_{wa} - A_{wd}) / A + D_{23(c)} + E_x h] C_3 + I/A}{D_{12} + [D_{23(w)} (A_{wa} - A_{wd}) / A + D_{23(c)} + E_x h]}$$

$$K_b = \left[ (K_{oc} \cdot f_{oc}) / H' + S_w / p \cdot H' + S_a / p \right]^{-1}$$

Donde:

- $K_{oc}$  = coeficiente de partición entre el carbono orgánico del suelo y el agua
- $f_{oc}$  = fracción de carbono orgánico en el suelo
- $H'$  = constante de Henry
- $S_w$  = porosidad del suelo lleno de agua
- $p$  = densidad de la masa del suelo
- $S_a$  = porosidad del suelo lleno de aire
- $D_{12}$  = coeficiente de difusión del suelo al espacio habitado
- $D_{23(w)}$  = coeficiente de difusión interior de la vivienda-exterior a través de las paredes
- $D_{23(c)}$  = coeficiente de difusión interior de la vivienda-exterior a través del techo
- $V_s$  = velocidad del aire a través de medios porosos
- $P$  = perímetro de la casa
- $L$  = longitud por la cual el flujo es efectivo
- $A$  = área del suelo=área del techo
- $C_b$  = concentración del contaminante en la masa del suelo, de acuerdo con la convención del peso seco estándar.
- $A_{wa}$  = área de las paredes
- $A_{wd}$  = área de ventanas y puertas
- $E_x$  = tasa de renovación de aire por hora en el espacio habitado
- $h$  = altura del espacio habitado
- $I$  = Contaminación media debida a fuentes de ambientes interiores referida al tiempo

**ANEXO I: Datos de la Encuesta de Nutrición de la CAPV (Departamento de Sanidad, 1994)**

Tabla I.1.

	<b>INGESTA DE ALIMENTOS EN POBLACIÓN ADULTA (g/día)*</b>						
<b>GENERAL</b>	P5	P25	P50	P75	P95	Media	Error estand.
Vegetales		40	130	235	444	159	3,13
Legumbres				40	90	21	0,82
Patatas			50	150	302	90	2,45
Fruta		80	280	510	968	345	7,35
Carnes		65	140	220	420	163	3,04
Pescados			15	150	355	88	2,68
Huevos			25	75	124	41	0,98
Lácteos		182	309	473	794	350	5,19
<b>VARÓN</b>	P5	P25	P50	P75	P95	Media	Error estand.
Vegetales		35	130	245	469	164	4,85
Legumbres				70	100	28	1,36
Patatas			76	160	380	111	3,95
Fruta			275	530	1050	351	10,68
Carnes		90	180	280	484	202	5,20
Pescados			30	180	415	105	4,38
Huevos			45	100	150	48	1,54
Lácteos		153	304	473	872	345	8,29
<b>MUJER</b>	P5	P25	P50	P75	P95	Media	Error estand.
Vegetales		45	130	222	419	153	4,00
Legumbres					80	15	0,92
Patatas			20	120	280	70	2,85
Fruta		120	300	500	900	340	10,12
Carnes		50	115	180	305	126	2,90
Pescados				120	299	72	3,10
Huevos			20	50	100	33	1,19
Lácteos	52	206	313	476	751	354	6,35

\* Referidos a partes comestibles

Tabla I.2. *Ingesta por alimentos*

	<b>Media (P70) (g/día)</b>
Ensalada	45.11
- lechuga	20
- tomate	25
Verduras	52.21
- acelgas	12
- vainas	23
- coles	7
- coliflor	8
Hortalizas	61.77
- pimientos	11
- cebollas	14
- zanahorias	8
- otras hortalizas de fruto	5
- otras hortalizas(*)	12
- conservas	13
Frutas	346.48
- manzana	70
- pera	32
- melocotón	25
- ciruelas	6
- cerezas	7
- otros	206
Legumbres	22.07
- alubias	9
- lentejas	6
- garbanzos	7
Patatas	90.33
Huevos	41
Lácteos	350
- leche	294
- queso	24
- yogur	17
Carnes	163
- vacuno	50
- cerdo	15
- pollo	33
- cordero	7
- conejo	5

**ANEXO J: Estimación de los factores de bioconcentración suelo-planta (BCF) para el cálculo de las concentraciones de contaminante en los vegetales cultivados en suelos contaminados**

**METALES**

- Normalmente se emplean en el cálculo datos empíricos provenientes, preferentemente, de experiencias de campo. Estos factores BCF se expresan como la razón de concentraciones entre peso seco planta/ peso seco suelo.
- Los factores BCF varían para cada especie y tipo de suelo. Entre los factores del suelo que más influyen en estos valores se encuentran el pH, así como la materia orgánica y la arcilla.

En la tabla siguiente se exponen algunos datos referentes a suelos de la CAPV:

a) Datos obtenidos en muestreos de campo (Cambra *et al.*, 1996, Sanz *et al.*, 1997)

	<b>Factores de Bioconcentración</b> (mg/kg PF per mg/kg suelo)							
	<b>Cd</b>	<b>n</b>	<b>Zn</b>	<b>n</b>	<b>Pb</b>	<b>n</b>	<b>As</b>	<b>n</b>
berza	0.13	10			0.007	9	0.004	8
acelga	0.67	19	0.17	7	0.027	19	0.004	12
achicoria	0.58	4			0.022	4		
espinaca	0.67	4	0.32	4	0.012	4		
lechuga	0.70	13	0.23	12	0.012	16	0.0096	4
vainas	0.11	6	0.10	18	0.002	8		
pimiento	0.13	5			0.002	4	0.0008	4
tomate	0.17	10	0.07	10	0.008	8		
zanahoria	0.21	4	0.092	4	0.004	5		
puerro	0.45	11	0.17	11	0.007	13	0.002	6
patata	0.07	16	0.081	7	0.002	15	0.0004	11
alubia			0.17	9				

b) Datos obtenidos en trabajos experimentales de campo (Ansorena *et al.*, 1996 y Sanz *et al.*, 1997) correspondientes a pH= 6.5.

	<b>Factores de Bioconcentración</b> (mg/kg PS per mg/kg suelo)			
	<b>Cd</b>	<b>Zn</b>	<b>Pb</b>	% peso seco
lechuga	0.86	0.21	0.009	3
repollo	0.59	0.12	0.009	5.5
acelga	0.32	0.3	0.005	7
achicoria	0.7	0.43	0.004	7
espinaca	1.39	0.73	0.004	7
puerro	0.19	0.092	0.002	12

- En ausencia de datos empíricos puede aplicarse el modelo siguiente (Baes *et al.*, 1984):

$$\ln(BCF) = 2.67 - 1.12 \ln(K_d)$$

El BCF calculado se refiere a mg/kg PS per mg/kg suelo.

## COMPUESTOS ORGÁNICOS

- El número de datos empíricos publicados es escaso.
- En ausencia de datos empíricos se aplicará el modelo de Briggs-Ryan (Briggs *et al.*, 1983; Ryan *et al.*, 1988). Los factores BCF calculados se refieren a mg/kg PF planta per mg/L en la solución del suelo, por lo que posteriormente deberán ser corregidos para expresarlos en función de mg/kg en suelo.

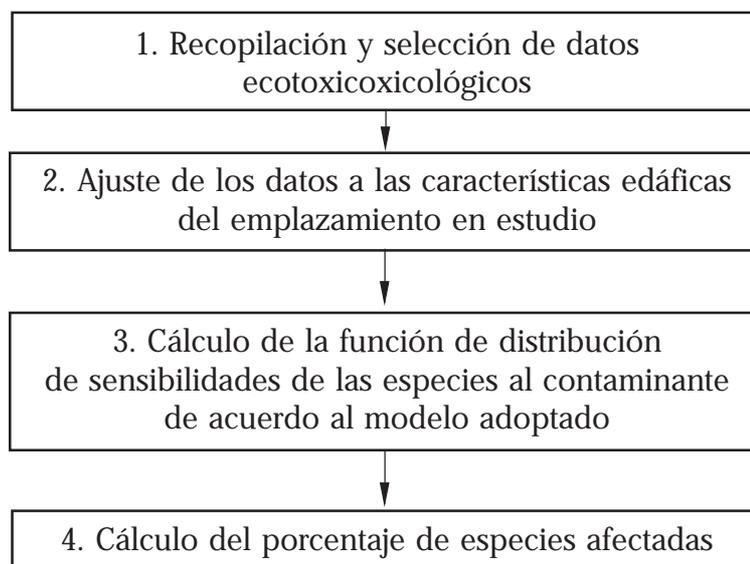
- Parte aérea:

$$BCF = (10^{(0.95 \log Kow - 2.05)} + 0.82) \cdot 0.784 \cdot 10^{\left(\frac{-0.434 \cdot (\log Kow - 1.78)^2}{2.44}\right)}$$

- Raíces:

$$BCF = 10^{(0.77 \log Kow - 1.52)} + 0.82$$

**ANEXO K:** *Ejemplo de cálculo del porcentaje teórico de especies afectadas del ecosistema en base al método de Van Straalen y Dennman (1989)*



**EJEMPLO: PLOMO**

1. Recopilación y selección de datos de ecotoxicidad para organismos terrestres

especie	grupo	ppm	efecto	Condiciones del ensayo	
				%mat.org.	%arcilla
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	560	NOEC-r	9,7	5
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	564	NOEC-r	9,7	5
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	130	NOEC-r	9,7	5
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	200	NOEC-h	3,4	17
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	3000	NOEC-l	8	17
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	1000	NOEC-c	8	17
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	NOEC-h	50	5
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	NOEC-c	50	5

especie	grupo	ppm	efecto	Condiciones del ensayo	
				%mat.org.	%arcilla
Eisenia foetida	Oligochaeta	36000	NOEC-c		
Eisenia foetida	Oligochaeta	5000	NOEC-c	38	5
Eisenia foetida	Oligochaeta	2190	NOEC-l	10	20
Eisenia foetida	Oligochaeta	1810	NOEC-h	10	20
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	1000	NOEC	1	0
Porcellio scaber	Isopoda	6400	NOEC-po	95	0
Porcellio scaber	Isopoda	40	NOEC	95	0
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	100	NOEC		
Onychiurus armatus	Collembola	1096	NOEC-r	95	0
Onychiurus armatus	Collembola	1096	NOEC-c	95	0
Platynothrus peltifer	Acari	430	NOEC-c	95	0
Platynothrus peltifer	Acari	430	NOEC-r	95	0
Mesorhabditis monhystera	Nematoda	7,6	NOEC-po		
Aphelenchus avenae	Nematoda	0,01	NOEC-po		
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	50	NOEC-nf		
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	50	NOEC-c		
Eisenia foetida	Oligochaeta	4793	NOEC-l	20	10
Eisenia foetida	Oligochaeta	608	NOEC-h	20	10
Eisenia foetida	Oligochaeta	1966	NOEC-c	20	10

2. Ajuste de los datos a las características edáficas del emplazamiento

<b>Plomo</b>		<b>NOEC</b>		<b>NOEC ajustado</b>	
<b>Especie</b>	<b>grupo</b>	<b>ppm</b>	<b>%mat.org.</b>	<b>%arcilla</b>	MO=4% Arc= 28%
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	560	9,7	5	<b>618</b>
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	564	9,7	5	<b>622</b>
Dendrobaena rubida	Oligochaeta	130	9,7	5	<b>143</b>
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	200	3,4	17	<b>251</b>
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	3000	8	17	<b>2.953</b>
Lumbricus rubellus	Oligochaeta	1000	8	17	<b>984</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	50	5	<b>353</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	1000	50	5	<b>353</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	36000			<b>99.000</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	5000	38	5	<b>2.216</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	2190	10	20	<b>1.889</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	1810	10	20	<b>1.562</b>
Allolobophora caliginosa	Oligochaeta	1000	1	0	<b>2.431</b>
Porcellio scaber	Isopoda	6400	95	0	<b>1.307</b>
Porcellio scaber	Isopoda	40	95	0	<b>8,17</b>
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	100			<b>275</b>
Onychiurus armatus	Collembola	1096	95	0	<b>224</b>
Onychiurus armatus	Collembola	1096	95	0	<b>224</b>
Platynothrus peltifer	Acari	430	95	0	<b>88</b>
Platynothrus peltifer	Acari	430	95	0	<b>88</b>
Mesorhabditis monhystera	Nematoda	7,6			<b>21</b>
Aphelenchus avenae	Nematoda	0,01			<b>0,028</b>
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	50			<b>138</b>
Aiolopus thalassimus	Ortoptera	50			<b>138</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	4793	20	10	<b>3.244</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	608	20	10	<b>412</b>
Eisenia foetida	Oligochaeta	1966	20	10	<b>1.331</b>

3. Cálculo de los parámetros que definen la función de distribución de los datos de ecotoxicidad de las especies, asumiendo un modelo de tipo log-logístico.

Tales parámetros se refieren a:

$\chi_m$  = media de los logaritmos neperianos de los valores de toxicidad

$s_m$  = desviación estándar de los logaritmos neperianos de los valores de toxicidad

$d_m$  = factor de corrección para  $m$  datos de toxicidad (Aldenbergh y Slob, 1993)

especies	10	xm=	5,82
grupos	6	sm=	2,61
método	1a	m=	27
fiabilidad	10	dm=	2,49

4. Cálculo del porcentaje teórico de especies del ecosistema que se ven afectadas

a) Cálculo del factor  $T$  a partir de la fórmula siguiente:

$$HC_p = \frac{Xm}{T} \Rightarrow T = \frac{Xm}{T}$$

donde:  $HC_p$  = concentración que implica la protección del (100-p)% de especies. Se corresponde con la concentración del contaminante en el suelo del emplazamiento que se analiza ( $C_s$ )

$\chi_m$  = media de los logaritmos neperianos de los valores de toxicidad

$T =$  factor T

b) Cálculo del porcentaje de especies afectadas despejando dicho término en la siguiente fórmula:

$$T = \exp \left[ \frac{3 \cdot s_m \cdot d_m}{\pi^2} \cdot \ln \left( \frac{1 - \delta_1}{\delta_1} \right) \right]$$

donde:  $\delta_1 =$  fracción de especies no protegida ( $p+10^{-2}$ )

