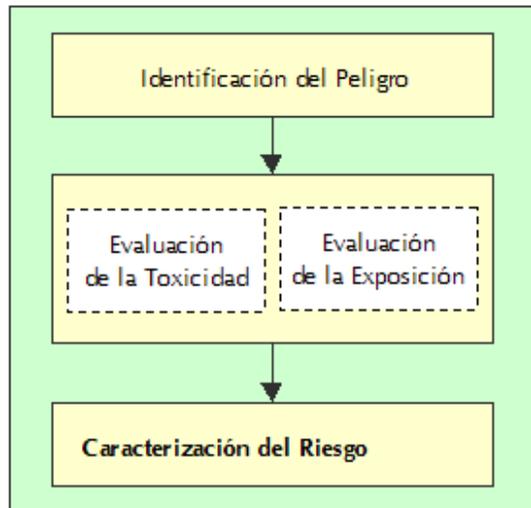


restauración (“clean-up goals”). Esto pasa por considerar estándares de calidad ambiental genéricos que deben satisfacerse y/o la realización de una evaluación de riesgo sitio específica (“site specific risk assessment”) para establecer las concentraciones de referencia a las cuales deben llegarse en la acción restaurativa al sitio (“risk based concentration levels”). La tendencia a nivel internacional es el uso de estándares de calidad ambiental en el desarrollo de una evaluación preliminar (screening) con el fin de priorizar aún más los sitios en estudio, desarrollándose posteriormente una evaluación de riesgo sitio específica para determinar caso a caso los niveles de concentración hasta los que se debe restaurar el sitio en cuestión. Evidentemente este enfoque obliga a que la evaluación final (“site specific risk assessment”) sea de tipo cuantitativo a fin de establecer límites numéricos para la limpieza.

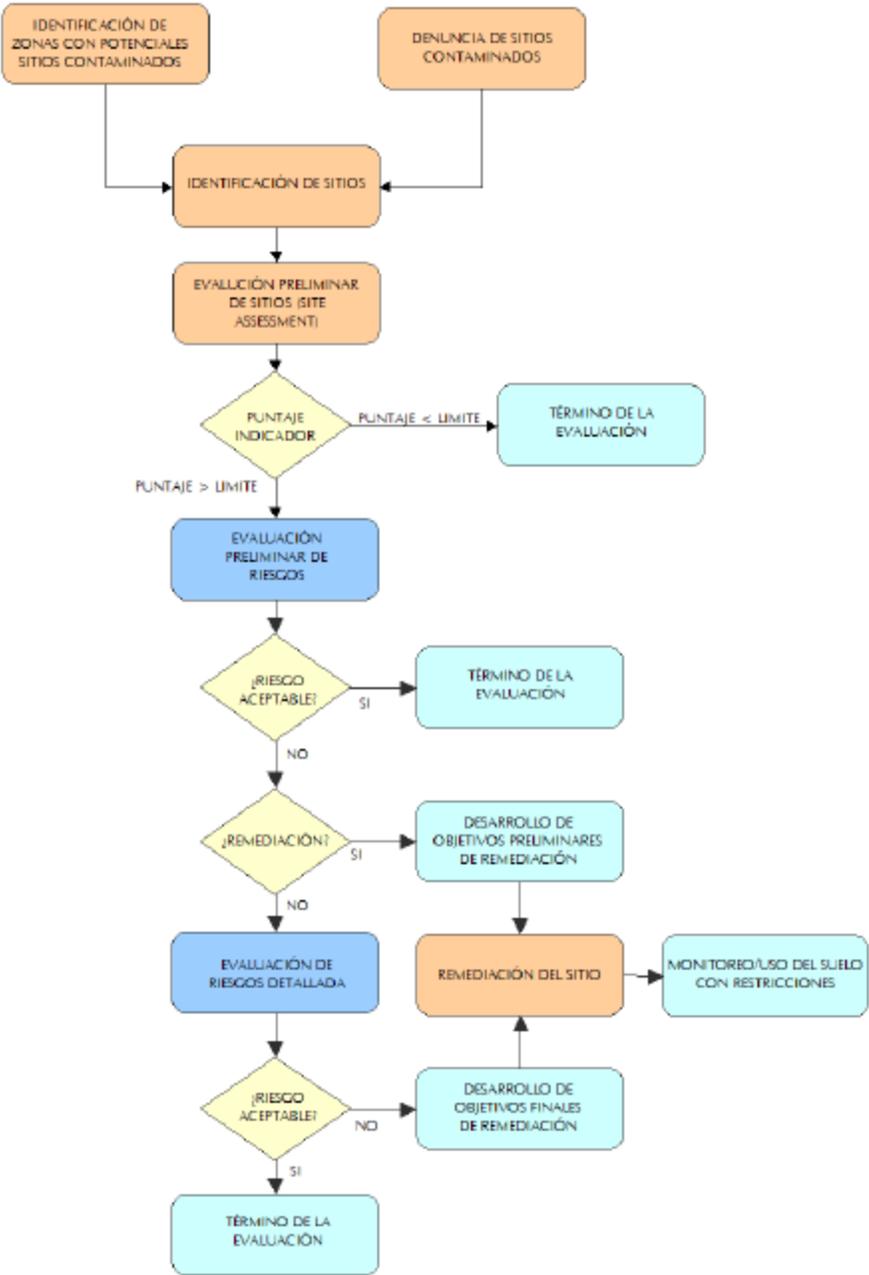
El proceso de evaluación de riesgos sigue el “paradigma de riesgo” introducido por el National Research Council (NRC) de la National Academy of Sciences (NAS) y que es representado por el esquema a continuación.



El proceso es iterativo (en términos de realizarse varias evaluaciones cada una con creciente complejidad) y totalmente independiente de lo que son el manejo de riesgo ("risk management") y la comunicación del riesgo ("risk communication").

Para la identificación del riesgo, desde la perspectiva de analizar sitios contaminados a nivel nacional (en contraste a la realización de una evaluación a un sitio definido y conocido), es primordial considerar que una evaluación de riesgo sitio específica puede involucrar el uso de cuantiosos recursos económicos y humanos. Por lo tanto, para hacer un sistema de evaluación sustentable (entendiéndose que éste sea de fácil adopción por todos los actores involucrados, sin convertirse en una metodología prohibitiva en términos de complejidad y costos) deben existir mecanismos de filtro, en los que se identifiquen o diferencien claramente los sitios que tengan un riesgo ambiental bajo de aquellos más complicados. Con lo anterior se logra sacar del

sistema de evaluación a los sitios de bajo riesgo simplificando en forma importante el problema, al disminuir el universo de sitios a analizar. Considerando la necesidad de secuenciar el proceso de evaluación en etapas de manera tal de optimizar el uso de los recursos en los sitios efectivamente más problemáticos, se sugiere el esquema de trabajo presentado en la siguiente figura:



Cada una de las Etapas de evaluación (evaluación de sitio y evaluación de riesgo), siguen en términos metodológicos el “paradigma de riesgo”, aunque ocupando distintas aproximaciones en su desarrollo, por ejemplo desde indicadores a índices o cocientes, además de ir aumentando la cantidad de información requerida (con el consiguiente aumento en necesidades de recursos y tiempo).

Aunque evidente, es menester observar que la restauración y objetivo de estas acciones se focaliza en el problema de sitios (por ejemplo instalaciones industriales, derrames, bodegas, sitios de disposición de residuos, u otra área limitada que se asocie a la presencia de un contaminante) y no de unidades definidas geográficamente o predialmente (Por ejemplo un recinto minero de miles de hectáreas no puede ser denominado sitio contaminado en toda su extensión pues probablemente existirán muchas áreas no intervenidas.

¾ INDICE ¾

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	CONCEPTOS BÁSICOS	1
1.2	ETAPAS Y OBJETIVOS DEL PROCESO DE EVALUACIÓN	3
2	IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA	6
2.1	VISITA DE RECONOCIMIENTO	7
2.2	REQUERIMIENTOS DE INFORMACIÓN	7
2.2.1	Información Química	7
2.2.2	Información Física y Biológica	9
2.2.3	Procesos y Operaciones de Disposición	10
2.3	MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO	10
2.3.1	Identificación de Rutas Potenciales de Exposición	12
2.3.2	Determinación de Receptores de Interés Potencial	18
2.3.2.1	Identificación de los Receptores humanos	18
2.3.2.2	Identificación de los Recursos a Proteger y Receptores Ecológicos	19
2.3.3	Determinación de Contaminantes de Interés Potencial	22
2.4	ELABORACIÓN DE PERFILES DE TOXICIDAD Y ECOTOXICIDAD	24
2.5	VALORES DE REFERENCIA	25
2.5.1	Valores de Referencia Ecológicos	25
2.5.2	Valores de Referencia para la Salud Humana	28
3	EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD	31
3.1	CURVAS DOSIS-RESPUESTA	31
3.2	INDICES DE TOXICIDAD.....	35
3.2.1	Efectos no-cancerígenos.....	36
3.2.2	Efectos Cancerígenos.....	38
3.2.2.1	Peso de la evidencia	38
3.2.2.2	Cálculo del factor de pendiente.....	39
4	EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN	43
4.1	SALUD HUMANA.....	44
4.1.1	Ecuación General de Exposición.....	44
4.1.2	Ecuaciones Particulares Por Vía de Exposición	46
4.1.2.1	Exposición a Contaminantes en el Suelo.....	47
4.1.2.1.1	Ingestión Accidental	48
4.1.2.1.2	Inhalación.....	49
4.1.2.1.3	Contacto Dérmico.....	51
4.1.2.1.4	Ingestión de Vegetales.....	53
4.1.2.1.5	Ingestión de Carne	55
4.1.2.1.6	Ingestión de Leche	57
4.1.2.2	Exposición a Contaminantes en Aguas Superficiales y Subterráneas	59
4.1.2.2.1	Ingestión	60
4.1.2.2.2	Inhalación.....	61
4.1.2.2.3	Contacto Dérmico.....	62
4.1.2.2.4	Ingestión de Vegetales.....	63
4.1.2.2.5	Ingestión de carne.....	66
4.1.2.2.6	Ingestión de Leche	67
4.1.2.2.7	Ingestión de Pescados	69

4.2	RECEPTORES ECOLÓGICOS	70
4.3	BIOMARCADORES	71
5	CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO	73
5.1	SALUD HUMANA.....	73
5.1.1	Prueba de consistencia	73
5.1.1.1	Períodos de promediación de la exposición	74
5.1.1.2	Vía de exposición	74
5.1.1.3	Ajustes a la absorción	75
5.1.2	Riesgos por sustancias individuales	75
5.1.2.1	Efectos cancerígenos.....	75
5.1.2.2	Efectos no-cancerígenos.....	76
5.1.3	Riesgos agregados	76
5.2	ECOLÓGICO	77
5.3	INCERTIDUMBRE	80
5.3.1	Aproximación Probabilística.....	81
5.3.2	Aproximación Posibilística	82
6	EVALUACIÓN DE LOS RESULTADOS.....	83

ANEXO 1: CASO DE ESTUDIO

ANEXO 2: SIG Y MODELOS

ANEXO 3: MUESTREO

ANEXO 4: VALORES COMPARATIVOS DE REFERENCIA

ANEXO 5: GLOSARIO

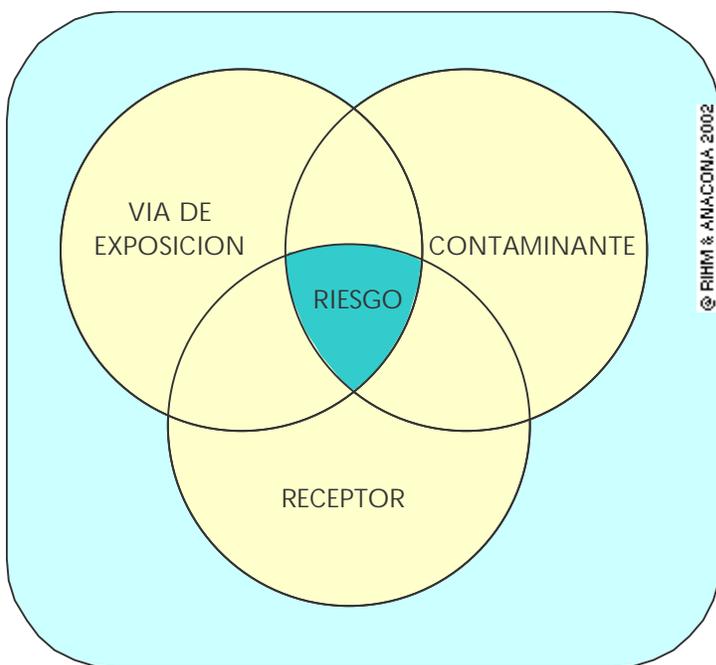
1 INTRODUCCIÓN

1.1 CONCEPTOS BÁSICOS

La **evaluación de riesgos** es una técnica multidisciplinaria que permite asignar magnitudes a los efectos adversos potencialmente resultantes de la exposición a sustancias tóxicas en el medio ambiente.

En el sentido clásico, el **riesgo** se define como la probabilidad de sufrir un daño. Si bien los términos riesgo y **peligro** frecuentemente se confunden, este último es un término descriptivo que se refiere a la capacidad intrínseca de causar daño. Es decir, el término riesgo describe la probabilidad de que en una situación dada, una sustancia peligrosa produzca un daño.

Figura 1.1: COMPONENTES DEL RIESGO



Para que exista un riesgo es necesario estar expuesto a una sustancia y que esta exposición represente un peligro para la salud. Es decir, los tres componentes del riesgo (contaminantes, receptores y vías de exposición) deben estar presentes para que dicho riesgo exista (Figura 1.1, adaptada de CSMWG (2000)); si por ejemplo, hay sustancias químicas presentes en altas concentraciones, pero no hay receptores que puedan entrar en contacto con estas, entonces no puede haber un riesgo para la salud o medio ambiente.

Para estimar el riesgo que significa la presencia de un tóxico en un sitio determinado es necesario conocer su toxicidad, la cantidad de tóxico que entra en contacto con el organismo o población en estudio y las condiciones en las que se da este contacto. Mediante la evaluación de riesgos se determina entonces si es tolerable el riesgo que enfrenta el organismo o población por estar expuesto a tóxicos en el ambiente de un sitio contaminado.

Paracelsus (1843-1541): “Todas las sustancias son venenosas, no existe ninguna que no lo sea. La debida dosis determina un veneno y un remedio”.

Todas las sustancias, incluso las que consumimos en grandes cantidades todos los días, pueden llegar a producir una respuesta tóxica bajo ciertas condiciones de exposición. En este sentido, todas las sustancias son tóxicas. La interrogante importante no es simplemente la de la toxicidad, sino más bien la del riesgo; por ejemplo, ¿cuál es la probabilidad de que las propiedades tóxicas de una sustancia se reconozcan bajo condiciones reales o anticipadas de exposición humana?. Para responder a esta interrogante se necesita información y evaluación mucho más extensas que la simple caracterización de la toxicidad.

Una evaluación de riesgos se conduce generalmente empleando las siguientes cuatro etapas (Figura 1.2):

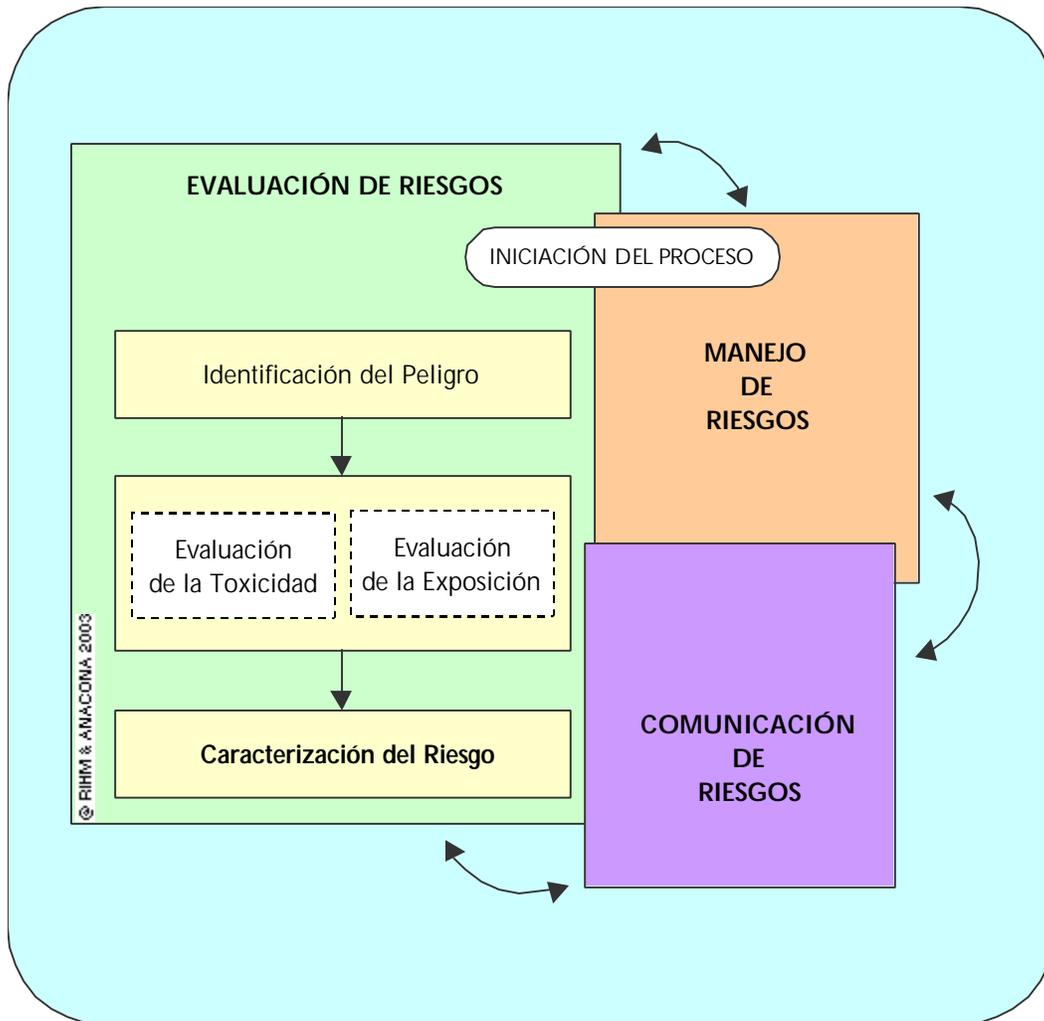
- **Identificación del peligro** o formulación del problema – ¿Cuáles son las sustancias de interés y cuáles son sus efectos adversos?
- **Evaluación de la exposición** – ¿Cuál es la intensidad y la duración o frecuencia de la exposición a un agente?
- **Evaluación de la toxicidad** o relación dosis (concentración)-respuesta (efecto) – ¿Cuál es la relación entre la dosis y la gravedad o frecuencia del efecto?
- **Caracterización de los riesgos** – ¿Cómo se puede cuantificar el riesgo con los datos anteriores?

Si la evaluación de riesgos de un sitio determinado caracteriza los riesgos existentes como no tolerables, entonces dicho sitio debe ser intervenido (**restaurado** o **remediado**) para reducir los niveles de las sustancias tóxicas hasta concentraciones que signifiquen un riesgo aceptable para la salud pública o el medio ambiente. La determinación de lo que es un riesgo aceptable es una decisión que depende de la sociedad en general.

Riesgo de minimis (riesgo despreciable) – Riesgo insignificante y demasiado pequeño para ser de interés social (generalmente, se asume que es una probabilidad por debajo de 10^{-5} ó 10^{-6}); también puede significar "virtualmente seguro".

Por lo general, es posible reducir el riesgo que implica un determinado sitio contaminado, pero ello normalmente implica un costo y el uso de medidas de ingeniería. En el **manejo de riesgos** se diseña la respuesta de control, reducción o eliminación de riesgos utilizando la información producida por la evaluación de riesgos, en el contexto de los recursos técnicos, valores sociales, económicos y políticos. En la **comunicación de riesgos**, las distintas partes involucradas transfieren o intercambian información acerca de los niveles de riesgos para la salud o el ambiente, la importancia de esos riesgos, y tipos de decisiones, acciones o políticas con que se cuenta para controlar o manejar los riesgos. Tanto la evaluación, como el manejo y la comunicación de riesgos son parte de lo que tradicionalmente se denomina **análisis de riesgo** (Figura 1.2).

Figura 1.2: ANÁLISIS DE RIESGO



1.2 ETAPAS Y OBJETIVOS DEL PROCESO DE EVALUACIÓN

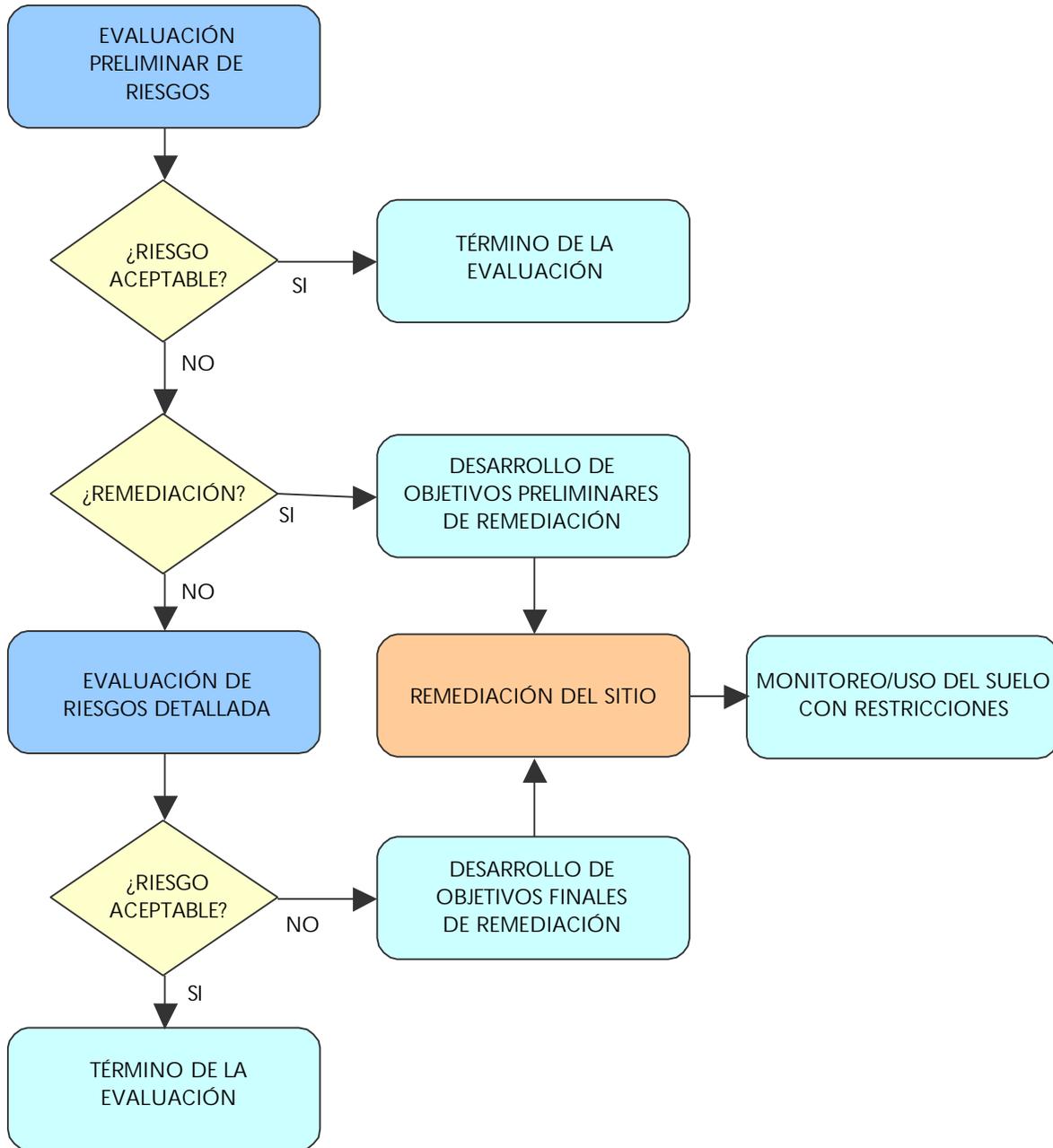
En un proceso de evaluación de riesgos asociados a sitios contaminados, se debe usar una aproximación secuenciada (o en etapas). Así, si la aplicación de un criterio genérico de evaluación junto con suposiciones conservadoras ponen de manifiesto la ausencia probable de un riesgo a la salud humana o medio ambiente, entonces no hay necesidad de iniciar una evaluación más detallada.

En este contexto, una evaluación preliminar de riesgos¹ es una evaluación que se realiza sobre la base de una cantidad mínima de datos y cuyo objetivo principal es el proporcionar, a partir de ciertos supuestos conservadores, una base científica sobre la

¹ También denominada evaluación de riesgos a nivel de screening (del inglés, “screening risk assessment”).

cual decidir si un sitio presenta riesgos aceptables o inaceptables a la salud humana o medio ambiente, permitiendo su exclusión de evaluaciones posteriores sin consideraciones adicionales, identificando situaciones de riesgo que puedan requerir atención inmediata (en la forma de una acción de respuesta rápida), o alternativamente, permitiendo determinar si es preciso realizar una evaluación adicional más detallada (Figura 1.3).

Figura 1.3: ETAPAS DEL PROCESO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS



Una evaluación preliminar también ayudará a orientar los objetivos de una evaluación detallada si se determina que esta última es necesaria, por ejemplo al

permitir identificar el conjunto de contaminantes que deberían ser el objetivo de los estudios y evaluaciones posteriores. En particular, los resultados de la evaluación preliminar servirán de base para decidir cual de los siguientes cursos de acción debe adoptarse:

- Las condiciones del sitio significan un riesgo aceptable no requiriéndose acciones posteriores;
- Las condiciones del sitio significan un riesgo potencialmente inaceptable requiriéndose una evaluación adicional detallada; o
- Las condiciones del sitio significan un riesgo potencialmente inaceptable requiriéndose una intervención del sitio.

La evaluación de riesgos, tal como se presenta en este documento, sigue las directrices generales establecidas para llevar a cabo un estudio que fundamentará la toma de decisiones de intervenir un sitio contaminado. En esta metodología no es indispensable que se hagan estudios de salud en las poblaciones expuestas. Sin embargo, si se han realizado en el sitio estudios epidemiológicos controlados o algún otro tipo de estudios sobre la salud, que se consideren adecuados, se deberán utilizar para reforzar las conclusiones del estudio de evaluación de riesgos. Los estudios de salud normalmente sólo proporcionan información cualitativa de los riesgos y, no siempre contienen información significativa para decidir si un sitio debe de intervenir o no.

2 IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA

La etapa de identificación del problema examina los datos sobre los tipos de daño a la salud o medio ambiente que puedan producir los contaminantes detectados en un sitio contaminado y evalúa las condiciones de exposición en que se produce el daño o la enfermedad. La valoración del riesgo necesita un conocimiento claro de qué contaminantes están presentes, su toxicidad, concentración y distribución espacial y cómo podrían variar en el ambiente desde el sitio hasta los puntos potencialmente receptores. Los tipos de datos que interesan para obtener estos conocimientos se muestran en el Cuadro 2.1.

Cuadro 2.1: DATOS NECESARIOS²
■ Historia del sitio
■ Uso del suelo
■ Niveles de contaminantes en el medio: aire, aguas subterráneas, aguas superficiales, suelos y sedimentos
■ Características ambientales que afectan la distribución y transporte de los contaminantes: Geológicas, hidrogeológicas, atmosféricas, topográficas.
■ Población potencialmente afectada.
■ Biota potencialmente afectada.

Esta etapa de la evaluación incluye las siguientes actividades de recolección y evaluación de datos:

- Conducción de una visita a terreno;
- Levantamiento de información biológica, física y química específica del sitio, y evaluación de la calidad de dicha información;

² Claramente, y como se indica en la sección de PRESENTACIÓN del documento (CONCEPTOS DE EVALUACIÓN DE RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS A SITIOS CONTAMINADOS) previo a las etapas de evaluación riesgo preliminar o detallada existe una etapa de evaluación de sitios –criba- la cual tiene estructura de un sistema de indicadores; existen como ejemplos sistemas desarrollados: HRS (Hazard Ranking System) de la USEPA o el Phase I y Phase II de la ASTM. Estas evaluaciones proporcionan información que puede ser integrada al requerimiento de información de una evaluación de riesgo propiamente tal. El desarrollo de dichas metodología escapa del alcance de este trabajo.

- Desarrollo de fichas con los perfiles de toxicidad y ecotoxicidad de los contaminantes de interés;
- Identificación de los bienes a proteger (Sección 2.3.2.2), potenciales receptores ecológicos y rutas de exposición; y
- Desarrollo de un modelo conceptual del sitio.

Como conclusión, algunos de los contaminantes inicialmente considerados para la evaluación de riesgos probablemente sean excluidos de las siguientes etapas de la evaluación debido a la ausencia de rutas completas de exposición.

2.1 VISITA DE RECONOCIMIENTO

Una visita a terreno proporcionará una perspectiva “real” del sitio y permitirá formarse una idea de los recursos ecológicos involucrados y sus problemas potenciales. La visita a terreno es especialmente importante para:

- Identificar áreas o medios (compartimentos) contaminados;
- Identificar áreas que evidencian impactos adversos (por ejemplo, grandes extensiones de terreno con escasa vegetación o carentes de ella);
- Identificar los usos actuales del terreno;
- Identificar los recursos ecológicos presentes en el sitio que puedan entrar en contacto con las áreas contaminadas; y
- Establecer las rutas de exposición e identificar los recursos y receptores potencialmente en riesgo.

2.2 REQUERIMIENTOS DE INFORMACIÓN

2.2.1 Información Química

Los principales datos evaluados por la evaluación preliminar de riesgos son aquellos que documentan las concentraciones ambientales de los constituyentes químicos relacionados con el sitio. Estos datos pueden incluir aquellos recolectados como parte de evaluaciones anteriores del sitio o como parte de programas de monitoreo.

Es importante verificar que la información levantada sea la adecuada para realizar la evaluación (en particular desde la perspectiva de asegurar la credibilidad del proceso). En este sentido se deben considerar los siguientes aspectos:

- **Calidad de la Información** – Los datos analíticos deben ser de una calidad adecuada como para satisfacer los objetivos de una evaluación de riesgos. Es decir, los procedimientos de recolección de datos deben ser tales que permitan fundamentar la toma de decisiones con respecto a las acciones a realizar en un sitio.
- **Número de Muestras** – En algunos casos los datos disponibles pueden ser muy limitados con respecto al área total del sitio siendo investigado, o con respecto al medio muestreado. Por ejemplo, un sitio puede ser de 0,1 km² e incluir ambientes terrestres y marítimos; los datos disponibles, sin embargo, pueden estar limitados a cinco muestras de suelo y a un único pozo de monitoreo de aguas subterráneas. En este caso, la naturaleza y número de las muestras serán probablemente insuficientes para realizar debidamente una evaluación de riesgos. Al evaluar lo adecuado de los datos se debe considerar no sólo el número de muestras, sino también las extensiones espacial y temporal del muestreo. Además es importante que todos los medios potencialmente contaminados sean muestreados en los puntos de exposición probables, esto con el fin de determinar concentraciones de contaminantes que sean representativas de aquellas a las que estarán expuestas los receptores.
- **Limites de Detección** – Los métodos analíticos usados en la evaluación de un sitio deben ser lo suficientemente sensibles como para satisfacer las necesidades de una evaluación de riesgos; por ejemplo, los límites de detección de los Contaminantes de Interés Potencial (Sección 2.3.3) deben ser inferiores a los Valores de Referencia (Sección 2.5) con los que se desea comparar. Además, debido a que la salud humana ha tenido históricamente prioridad sobre los intereses ecológicos, en general los límites de detección de los métodos analíticos han sido ajustados a niveles adecuados para la evaluación de riesgos a la salud humana pero no para evaluaciones ecológicas. Luego, como es el caso de muchos contaminantes, aunque se disponga de una gran cantidad de valores analíticos para un sitio, debido a que los receptores ecológicos son más sensibles que los receptores humanos, los límites de detección asociados pueden hacer que estos datos sean inadecuados para su uso en una evaluación de riesgos ecológicos.
- **Número de Analitos** – En algunos casos, la información anecdótica/histórica relativa a actividades pasadas y uso de agentes químicos en el terreno pueden sugerir la presencia potencial de uno o más químicos en el sitio, pero para los cuales no hay datos analíticos. En este caso, lo más adecuado puede ser recolectar una cantidad limitada de muestras adicionales para ya sea confirmar o excluir un químico como contaminante potencial del sitio.

Para mayor información con respecto a los anteriores se puede consultar alguno de los siguientes documentos:

- U.S. Department of Energy. 1994. Using the Data Quality Objectives Process in Risk Assessment. CERCLA Information Brief. EH-231-023/0794. Office of Environmental Guidance, U.S. Department of Energy. <http://tis.eh.doe.gov/oepa/guidance/cercla/dqos.pdf>
- Bilyard, G.R., Beckert, H., Bascietto, J.J., Abrams, C.W., Dyer, S.A. and Haselow, L.A. 1997. Using the Data Quality Objectives Process During the Design and Conduct of Ecological Risk Assessments. U.S. Department of Energy, Assistant Secretary for Environment, Safety and Health, Office of Environment. Washington. <http://tis.eh.doe.gov/oepa/guidance/risk/dqo.pdf>
- U.S. Environmental Protection Agency. 2000. Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations (EPA QA/G-4HW). EPA/600/R-00/007. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Environmental Information. Washington. <http://www.epa.gov/quality1/qs-docs/g4hw-final.pdf>
- U.S. Environmental Protection Agency. 1992. Calculation Formulas for Statistical Evaluation (Appendix IV). In: Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A). OSWER Directive 9285.7-09A. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response. http://epa.gov/superfund/programs/risk/datause/parta_11.pdf
- Smith, R.L. 1991. EPA Region III Guidance on Handling Chemical Concentration Data Near the Detection Limit in Risk Assessments. Interim Final. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/guide3.htm>

2.2.2 Información Física y Biológica

Se debe recolectar información sitio específica con respecto a los siguientes aspectos:

- Entorno general del sitio (por ejemplo, industrial, recreacional, residencial).
- Características físicas del sitio (por ejemplo, topografía, hidrología superficial y subsuperficial)
- Frecuencia y distribución de hábitats (por ejemplo, humedales, pastizales, bosques).
- Naturaleza de los recursos ecológicos (por ejemplo, aves acuáticas, aves rapaces, mamíferos).

La información anterior contribuirá a la identificación de las rutas potenciales de transporte, de los mecanismos de exposición, y de los potenciales receptores.

La recolección de información biológica adicional (tales como muestras de tejido, muestras de medios potencialmente contaminados para evaluación toxicológica, o inventario de la biota) no es necesaria en una evaluación preliminar de riesgos.

2.2.3 Procesos y Operaciones de Disposición

Además de la obtención de datos analíticos, debe en lo posible obtenerse información anecdótica y/o histórica sobre los procesos y operaciones de disposición que se sabe, o sospecha, se realizaron en el sitio. Por ejemplo, el sostener conversaciones con antiguos operarios permitirá formarse una idea sobre aquellos procedimientos de operación estándares (probablemente no documentados) relacionados con la disposición de residuos (por ejemplo, residuos de solventes podrían haber sido quemados en hoyos excavados para ese propósito dentro del predio).

Esta información contribuirá a identificar contaminantes y áreas de interés potencial que no sean inmediatamente evidentes a partir de la visita a terreno o sugeridos por los datos analíticos existentes.

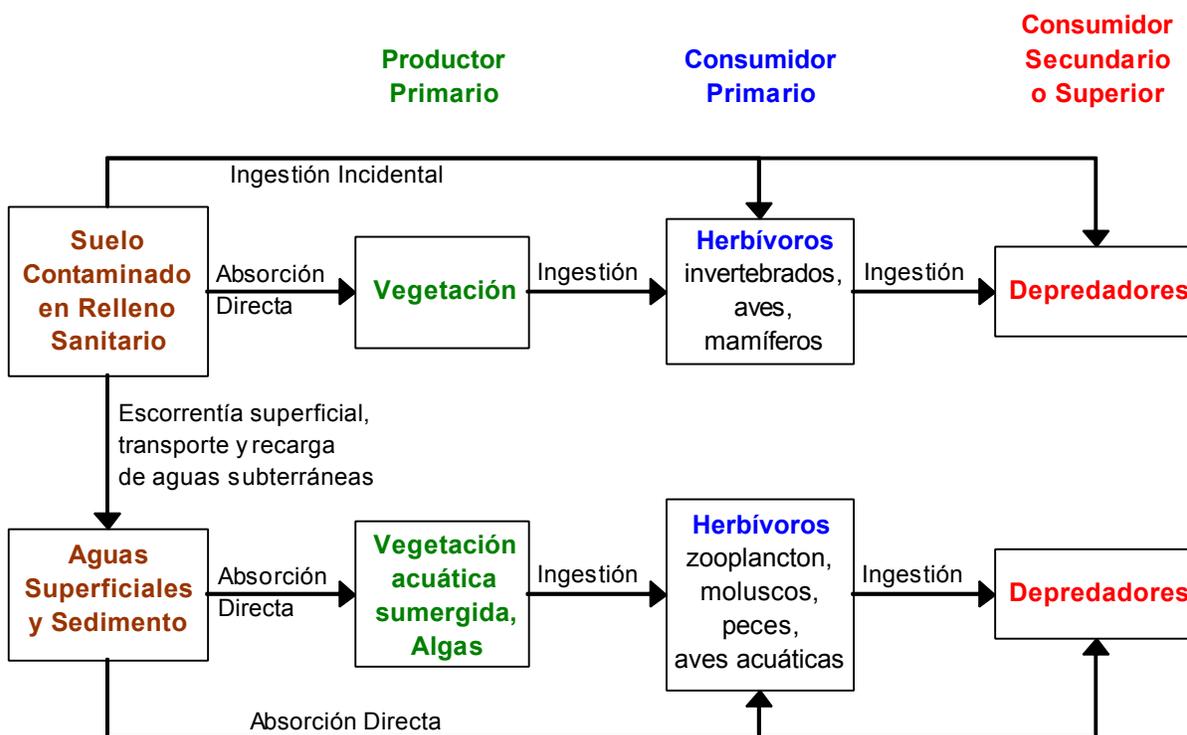
2.3 MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO

Una etapa crucial en el proceso de evaluación es la elaboración de un modelo conceptual del sitio³ (en adelante, CSM) que identifique las fuentes de contaminantes, los mecanismos de transporte y distribución, las rutas de exposición y los receptores potenciales. En este contexto, el modelo conceptual del sitio se puede definir entonces como una descripción escrita y una representación visual de las relaciones conocidas, esperadas y/o previstas entre los receptores (humanos y biota) y las fuentes de contaminación a las que estos pueden estar expuestas.

Luego de la elaboración del modelo conceptual (Figura 2.1), las características de las poblaciones expuestas y de las rutas de exposición podrán entonces ser contrastadas con las suposiciones efectuadas en la derivación de los Valores de Referencia (Sección 2.5) que se desea emplear, o con los parámetros de exposición recomendados por defecto para determinados escenarios de uso de suelo. De esta manera se podrá determinar la necesidad de evaluar rutas de exposición adicionales, y por ende la pertinencia de comparar o no, con Valores de Referencia preestablecidos. Además, también es importante evaluar cada ruta potencial de exposición para determinar si existen rutas de exposición incompletas, las cuales no deberían ser incluidas en el modelo conceptual. Por último, es necesario considerar en la elaboración del modelo los probables usos futuros del sitio en evaluación.

³ Conceptual site model

Figura 2.1: EJEMPLO DE UN MODELO CONCEPTUAL PRELIMINAR DE UN SITIO



[Se debe observar que el modelo identifica los bienes a proteger (Sección 2.3.2.2) (por ejemplo, productores primarios, consumidores primarios), fuentes de contaminantes y medios ambientales (relleno sanitario, suelo, sedimento, aguas superficiales), mecanismos de transporte ambiental (escorrentía superficial, transporte en aguas subterráneas), y vías de exposición (absorción directa, ingestión).]

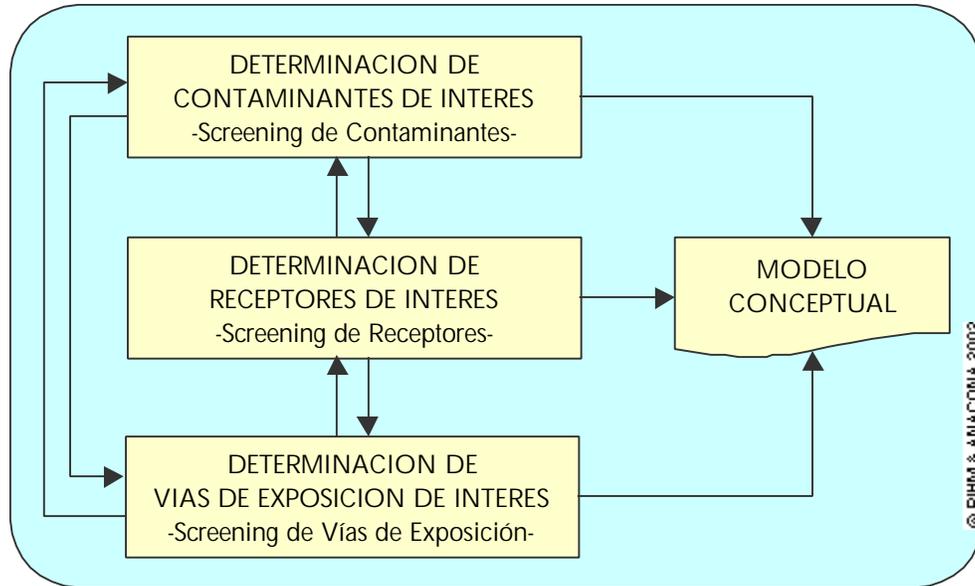
Una representación gráfica de la información conocida del sitio como la anterior, facilita la identificación de las rutas completas de exposición proporcionando una plantilla de fácil uso contra la cual cada Contaminante de Interés Potencial (Sección 2.3.3) identificado puede ser comparado y evaluado. El modelo conceptual también es útil como una herramienta comunicacional al discutir el sitio con el público en general y otras partes involucradas.

Algunas fuentes de información que pueden consultarse son:

- U.S. Department of Energy. 1997. Site Conceptual Exposure Model (SCEM) Builder (Windows Version). U.S. Department of Energy, Office of Environmental Policy and Assistance, RCRA/CERCLA Division. Washington. <http://tis.eh.doe.gov/oepa/programs/scem.cfm>
- American Society for Testing and Materials (ASTM). 2003. Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites. E1689-95(2003)e1. http://www.astm.org/cgi-bin/SoftCart.exe/DATABASE.CART/REDLINE_PAGES/E1689.htm?L+mystore+oauv7635

En la evaluación preliminar de riesgos los tres componentes, contaminantes, receptores y vías de exposición, deben ser sometidos sistemáticamente a un *screening* de manera tal que en las etapas restantes del proceso de evaluación del sitio (una evaluación detallada por ejemplo) se estudien solamente las combinaciones de contaminantes, receptores y vías de exposición que tienen el potencial de causar efectos adversos (Figura 2.2, adaptada de BCE (1993)).

Figura 2.2: INTERACCIÓN DE LOS COMPONENTES DEL RIESGO EN LA GENERACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL



2.3.1 Identificación de Rutas Potenciales de Exposición

La identificación de las rutas potenciales de exposición se basa en la evaluación del transporte y de la distribución de los contaminantes en los distintos compartimentos ambientales, junto con la identificación de las posibles rutas de exposición desde los medios ambientales hasta la biota y receptores humanos.

Los mecanismos de transporte y distribución que deben ser considerados incluyen:

- Escorrentía superficial,
- Transporte y recarga de aguas subterráneas,
- Transporte de sedimento,
- Volatilización, y
- Transporte y dispersión de contaminantes en la atmósfera.

Cada uno de los anteriores representa un mecanismo por medio del cual un contaminante puede ser liberado desde un medio y transportado hasta un lugar diferente, potencialmente contaminando otros medios.

Las vías de exposición representan mecanismos mediante los cuales los receptores pueden ser expuestos a los Contaminantes de Interés Potencial (Sección 2.3.3). Se consideran el transporte directo de los contaminantes desde el medio a la biota y también la transferencia entre la biota mediante la ingesta de alimentos. Estas vías de exposición incluyen:

- Ingestión de alimentos contaminados,
- Ingestión de medios ambientales contaminados,
- Inhalación de medios ambientales contaminados, y
- Contacto directo con los contaminantes y absorción a través de superficies corporales.

En la evaluación debe considerarse que distintos mecanismos de transporte y distribución serán importantes para distintos contaminantes. Similarmente, distintas rutas de exposición serán importantes para distintos receptores.

La identificación de las rutas de exposición completas comprende una evaluación del modelo conceptual preliminar con el objeto de identificar aquellos Contaminantes de Interés Potencial para los cuales los mecanismos de transporte y distribución indican que es probable que se desplacen desde una fuente (un medio ambiental) hasta uno o más receptores.

Para conducir esta evaluación, cada Contaminante de Interés Potencial es comparado con el modelo conceptual preliminar, verificándose que las rutas hasta los receptores existan. Para que una ruta de exposición se considere completa, la evaluación debe identificar:

- Un mecanismo de transporte conocido, o probable, a través del cual el contaminante se desplace hasta una ubicación (o medio) donde un receptor pueda estar expuesto; y
- Una vía de exposición mediante la cual el contaminante pueda ser absorbido por el receptor.

Teniendo en consideración que múltiples rutas de exposición son posibles para cualquiera de los Contaminantes de Interés Potencial y que lo completo de las rutas diferirá entre los distintos receptores, la evaluación de las rutas de exposición debe considerar todos los posibles pares “Contaminante de Interés Potencial —Receptor”.

Entonces, como conclusión de la evaluación de las rutas de exposición, se identificarán aquellos Contaminantes de Interés Potencial para los cuales se sabe o se espera que exista una ruta de exposición completa. Estos son los contaminantes que deberán ser considerados en las siguientes etapas del proceso evaluativo; los Contaminantes de Interés Potencial para los cuales no se identifique una ruta de exposición completa serán excluidos. Es crítico que la eliminación de contaminantes sobre la base de exposición incompleta sea debidamente fundamentada.

El resultado más probable de la evaluación será la exclusión total de algunos de los Contaminantes de Interés Potencial y la exclusión parcial (con respecto a determinados medios ambientales o para un hábitat en particular) de otros.

Rutas de Exposición Incompletas

Un contaminante considerado como interés potencial contribuye únicamente al riesgo sólo si la vía de exposición al receptor existe, o es probable que exista, y esto resulta en que el receptor sea expuesto a una dosis o concentración inaceptable del contaminante.

Si no hay posibilidad de contacto entre personas y los químicos presentes en el sitio (por ejemplo, los químicos son de naturaleza no volátil y están confinados en el suelo bajo una zona pavimentada o edificada, o no hay poblaciones humanas presentes) entonces no hay posibilidad de exposición y no hay riesgo. Bajo estas condiciones, continuar con el proceso de evaluación es innecesario.

En la Figura 2.3⁴ se presentan diagramas de flujo que indican las consideraciones necesarias para analizar las rutas potenciales en el suelo y aguas subterráneas

⁴ Adaptada de: United States Environmental Protection Agency. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. EPA/540/1-89/002. United States Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response. Washington, D.C.

Figura 2.3(a): EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN Y TRANSPORTE AMBIENTAL: ATMÓSFERA

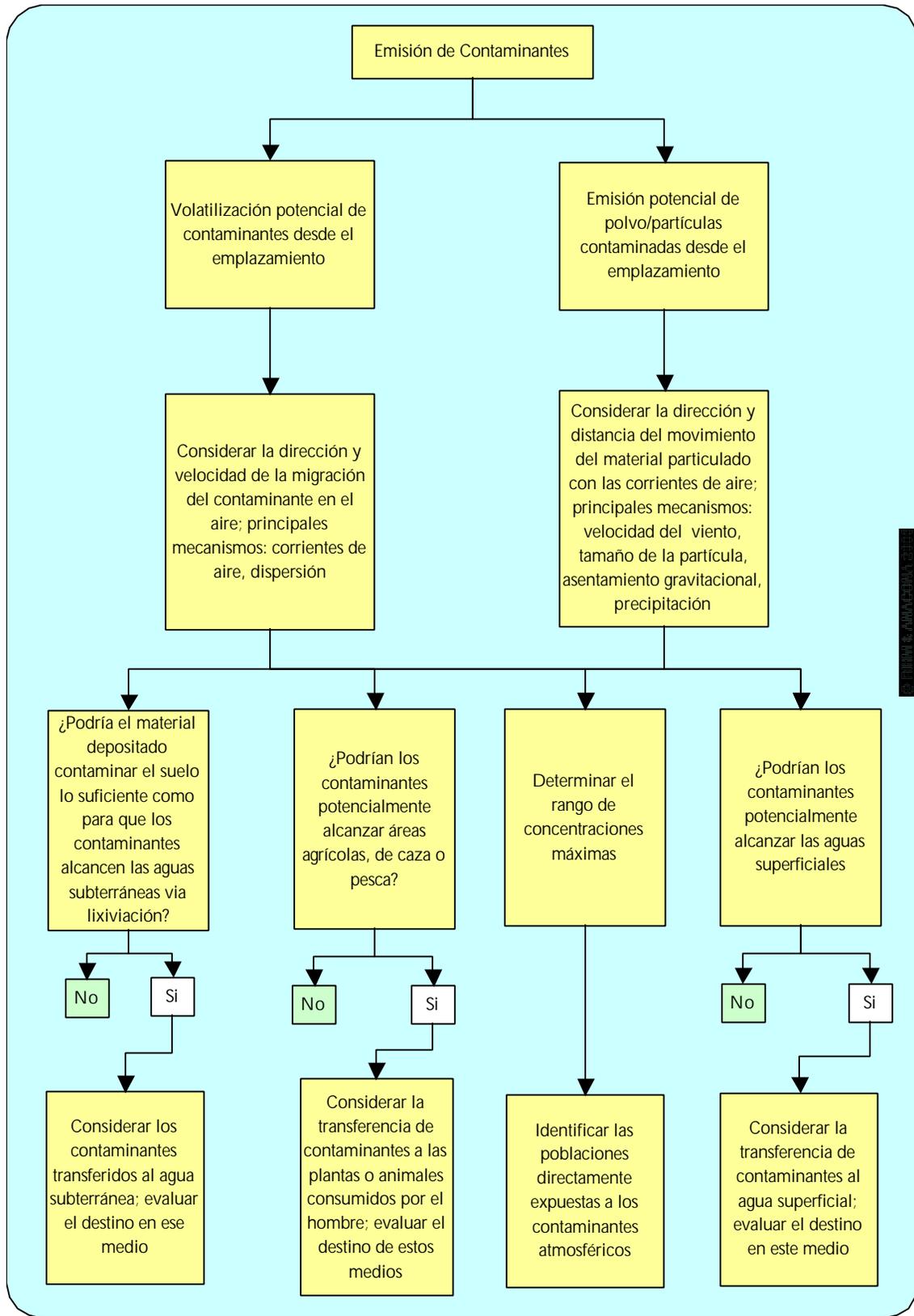


Figura 2.3(b): EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN Y TRANSPORTE AMBIENTAL: AGUAS SUPERFICIALES Y SEDIMENTO

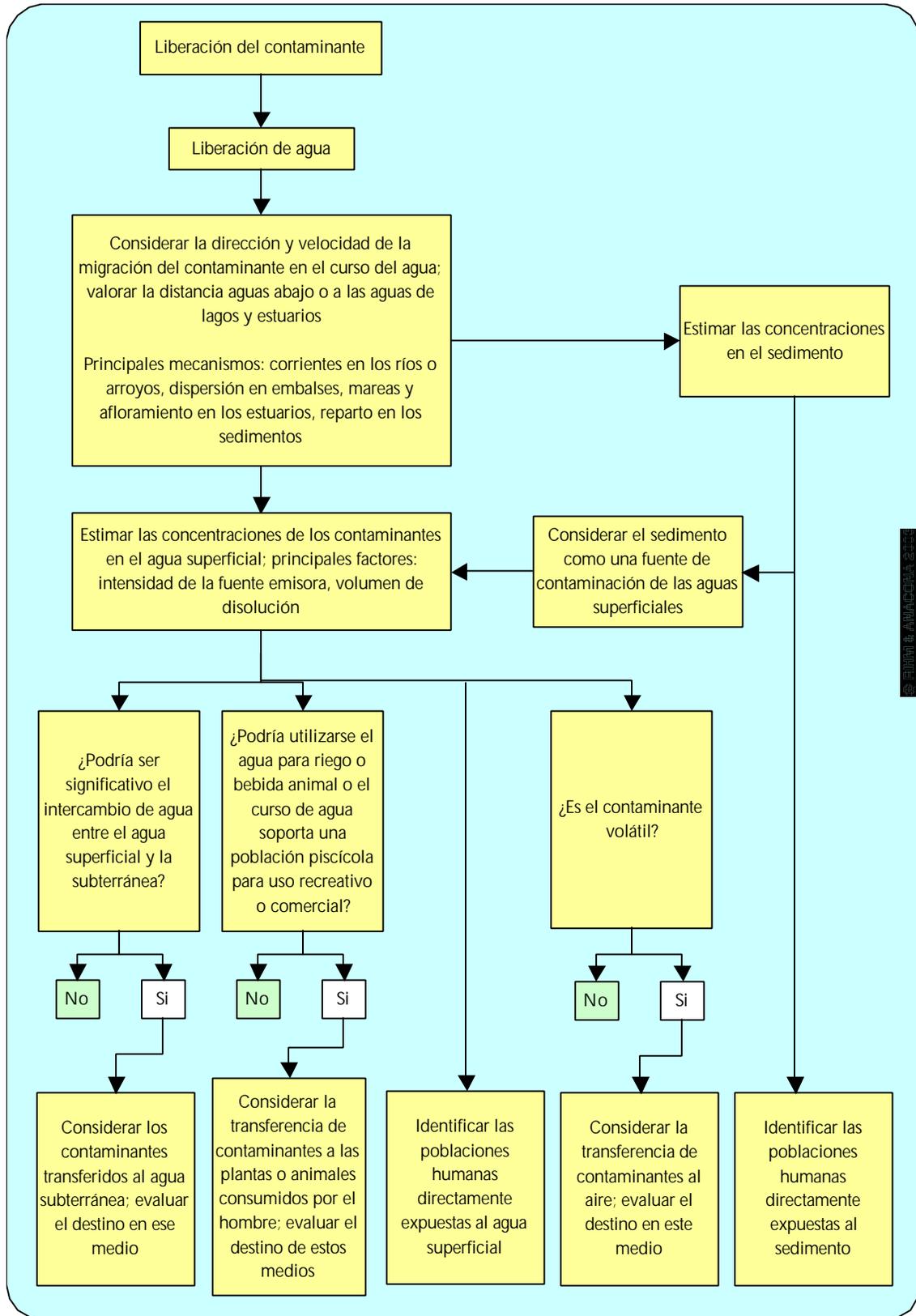
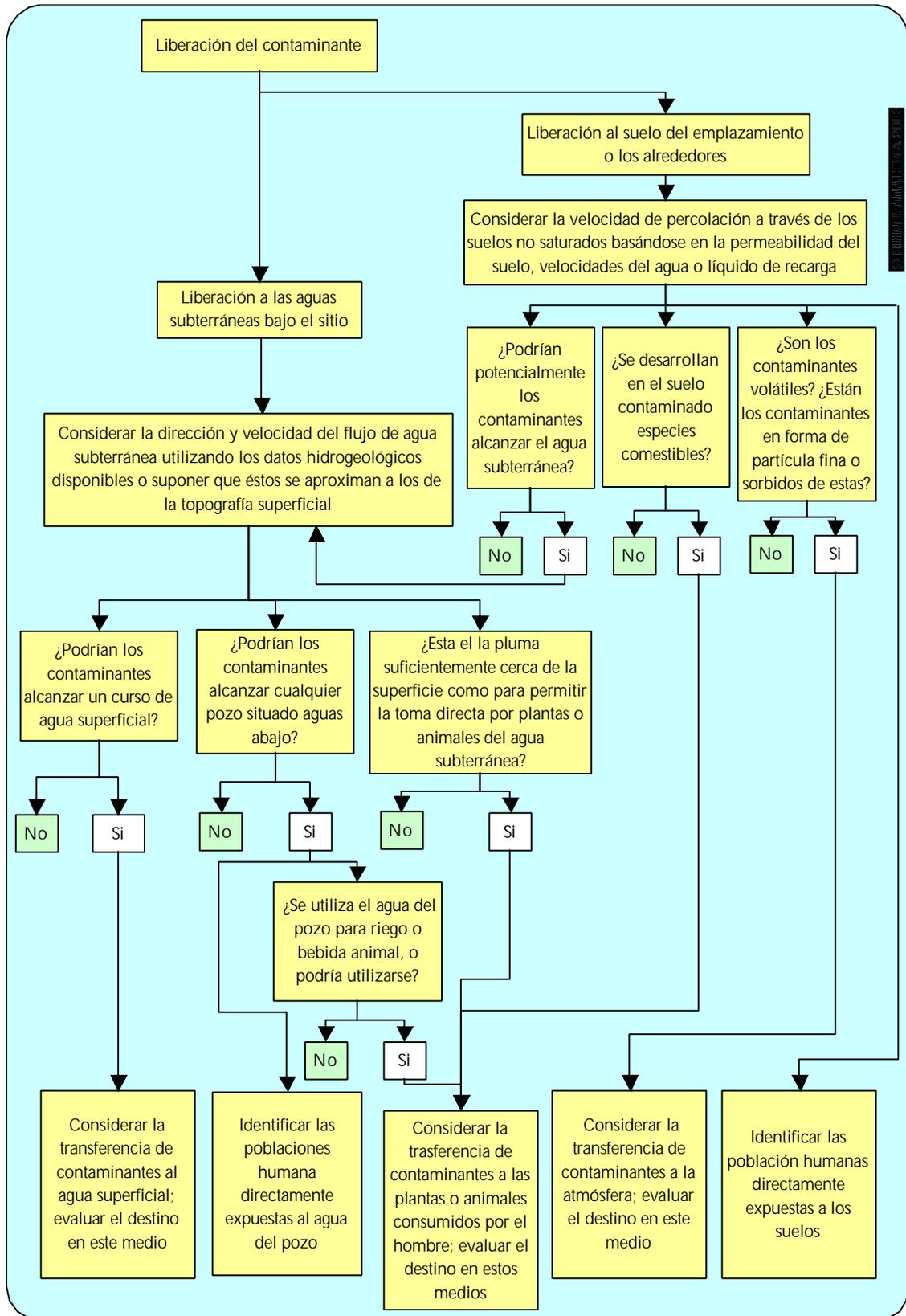


Figura 2.3(c): EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN Y TRANSPORTE AMBIENTAL: SUELOS Y AGUAS SUBTERRÁNEAS



2.3.2 Determinación de Receptores de Interés Potencial

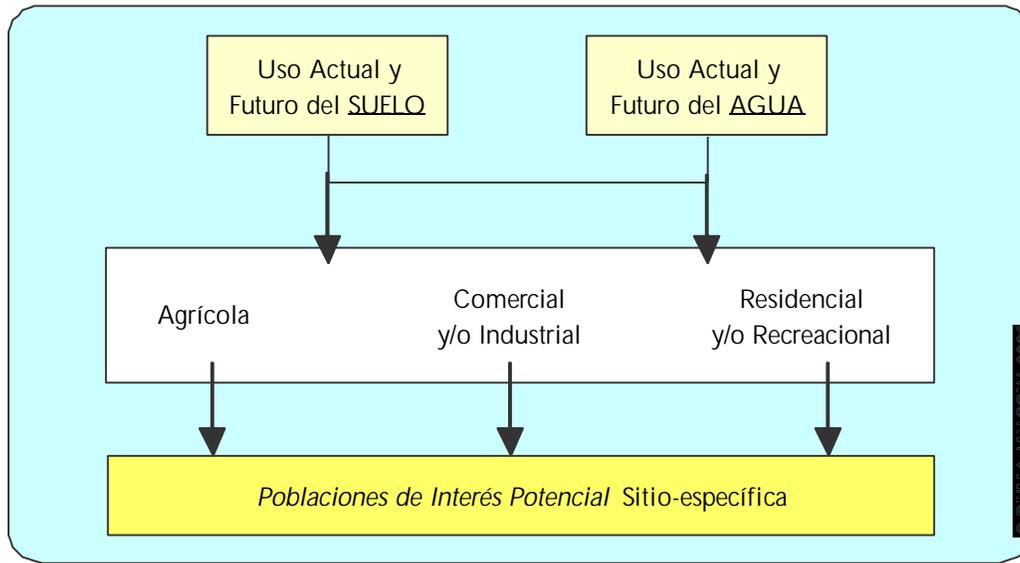
2.3.2.1 Identificación de los Receptores humanos

Se deben identificar los receptores que probablemente experimenten la mayor exposición a los Contaminantes de Interés Potencial (Sección 2.3.3).

Si bien los receptores que se encuentren en el sitio pueden ser obvios, y aunque los receptores ubicados fuera del sitio puedan no ser igualmente evidentes, estos deben ser igualmente tomados en consideración. De hecho, estos últimos pueden experimentar igual o mayor exposición a los Contaminantes de Interés Potencial que los receptores situados en el sitio mismo. Por ejemplo, estos Receptores de Interés Potencial pueden incluir individuos que son expuestos mediante el consumo de agua obtenida desde un punto ubicado aguas abajo de la fuente de contaminación; o individuos expuestos mediante inhalación de emisiones fugitivas de polvo o aire transportadas fuera del sitio, o mediante ingestión de productos vegetales o lácteos contaminados. También, en situaciones donde los Contaminantes de Interés Potencial son compuestos químicos persistentes y bioacumulables, la exposición a través de la cadena alimentaria puede implicar que hay Receptores de Interés Potencial adicionales a tomar en consideración. Esto es particularmente importante en casos donde, por ejemplo, es más probable que sub-poblaciones étnicamente distintas caracterizadas por un elevado consumo de pescados estén más expuestas a altas concentraciones de contaminantes a través de la cadena alimentaria acuática.

El uso de suelo (Figura 2.4) es un componente crítico del proceso de evaluación de riesgos al ser éste determinante de los escenarios de exposición supuestos, estableciendo el tipo de población expuesta y determinando los mecanismos, duraciones y frecuencias de la exposición. Un uso de suelo residencial (escenario habitualmente asumido por defecto por ser el más restrictivo), sólo debe ser supuesto cuando tal desarrollo sea realmente factible para el sitio en evaluación.

Figura 2.4: DETERMINACIÓN DE RECEPTORES DE INTERÉS POTENCIAL



2.3.2.2 Identificación de los Recursos a Proteger y Receptores Ecológicos

Los "assessment endpoints" o recursos (o bienes) a proteger representan aspectos del ecosistema respecto de los cuales se tiene algún tipo de interés, y se pueden definir como una expresión explícita del valor ambiental que se desea proteger de los efectos adversos potenciales resultantes de la exposición a los contaminantes presentes en el sitio que está siendo evaluado⁵.

La evaluación de riesgos potenciales a dichos recursos se basa en la identificación de efectos adversos potenciales en receptores ecológicos, como comunidades y poblaciones animales y vegetales, hábitats, o ambientes sensibles que puedan estar expuestos a los contaminantes del sitio. Los efectos adversos pueden relacionarse con condiciones tales como el deterioro o disminución de las capacidades de reproducción, crecimiento y supervivencia; cambios en las características de la comunidad; o una disminución de las funciones del hábitat.

En una evaluación preliminar de riesgos, debido a que ésta representa una evaluación muy conservadora, los bienes a proteger son especificados en términos genéricos, como por ejemplo:

- Mantenimiento de las poblaciones de aves terrestres en niveles similares al de poblaciones cercanas no expuestas a los contaminantes del sitio.

⁵ U.S. Environmental Protection Agency. 1997. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final. EPA/540/R-97/006. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC.

- Protección de las comunidades acuáticas de cambios en estructura o función que resulte de la exposición a contaminantes del sitio.
- Mantenimiento de las poblaciones de peces en niveles similares al de poblaciones cercanas no expuestas a los contaminantes del sitio.

En una evaluación de riesgos detallada, además de los bienes a proteger, se deben identificar los "*measurement endpoints*" que corresponden a características ambientales mensurables (indicadores) que están relacionadas a los bienes a proteger que preocupan.

En el sentido más general, algo que sirve como un "indicador" en cualquier contexto se cree que revela información sobre un todo más grande, en lugar de simplemente sobre sí mismo. El lazo entre el indicador y el valor en el cual se está en definitiva interesado puede ser muy directo, como en el caso del indicador de la temperatura de un automóvil y la temperatura del agua en el bloque del motor, o menos directo, como los canarios que los mineros bajaban en el pasado a las minas de carbón para averiguar si el aire era o no respirable; se puede observar que algo ha matado al canario, y aunque es probable que haya sido el aire en la mina, pudo igualmente haber sido algo más. En muchos casos es difícil medir el estado del bien que se espera proteger, porque es complejo o está definido pobremente. En tales casos, generalmente se usan sustitutos como indicadores. Un ejemplo podría ser la integridad ecológica de la comunidad forestal. La integridad ecológica, por definición incluye el estado de los valores de todos los componentes bióticos del sistema; por lo tanto es difícil o imposible medirla en su totalidad. Lo mejor que se puede hacer es documentar el estado de los sustitutos que se cree reflejan adecuadamente el estado de la integridad ecológica de todo el sistema.

En la evaluación preliminar de riesgos, el modelo conceptual del sitio se construye identificando sólo los bienes a proteger, sin embargo en una evaluación de riesgos detallada, se debe identificar igualmente a los indicadores correspondientes.

En el ejemplo anterior el funcionamiento normal del motor es un bien que se desea proteger, es decir, una característica valuada (vendría a hacer las veces de un "*assessment endpoints*"); y su temperatura es un indicador de ello valuada (vendría a hacer las veces de un "*measurement endpoints*"); la presión del aceite en el motor sería otro indicador adecuado.

Ahora bien, debido a la naturaleza genérica de los bienes a proteger en la evaluación preliminar de riesgos, no es práctico realizar una evaluación de todos los componentes y aspectos de dichos recursos. Más bien se debe identificar un subconjunto manejable de receptores que sirvan como sustitutos de los bienes a proteger. Receptores adecuados incluyen aquellos que:

- Representan a componentes importantes del ecosistema del sitio;
- Son representativos de los principales niveles tróficos del sitio; y
- Pueden servir como sustituto de especies “importantes”.

Siendo las especies “importantes” a las que se hace referencia en el último punto, aquellas especies que son valoradas por razones distintas a las de su importancia ecológica. Por ejemplo, puede haber interés en preservar una zona de pesca recreacional, la que por sí sola puede no necesariamente representar un componente importante del ecosistema. En este caso sería muy ventajoso el identificar un receptor que pudiese servir como sustituto para ambas, las especies de peces que son importantes desde la perspectiva recreacional y las especies que son ecológicamente importantes. Una especie en peligro de extinción representa otra especie “importante” que puede o no representar un componente importante del sistema. El halcón peregrino es una de las especies incluida en la Lista Roja de Especies Amenazadas y por esto puede ser considerado “importante”, sin embargo su importancia ecológica en una determinada zona podría ser discutida. En contraste, las aves rapaces representan un componente importante de muchos ecosistemas, representando el nivel trófico superior y cumplen una función significativa en el control de las poblaciones de pequeños mamíferos. Al considerar un ave rapaz como receptor en una evaluación de riesgos, se estaría seleccionando una especie que es representativa de un componente importante del ecosistema, representativa de un importante nivel trófico, y que puede servir como sustituto de una especie “importante”.

Para identificar los receptores ecológicos de un sitio, se comienza con la identificación de los niveles tróficos asociados a los distintos hábitats. Luego se seleccionan especies sustitutas como representantes de los niveles tróficos más amplios. La siguiente tabla presenta ejemplos que ilustran la progresión en la identificación de hábitats, niveles tróficos y receptores ecológicos. En este ejemplo se identifican dos hábitats principales para el sitio en evaluación: bosque y lago. Para cada uno se distinguen cuatro niveles tróficos, y se identifican luego uno o más receptores ecológicos considerados representativos. La estructura final del listado de receptores dependerá no solamente de los bienes específicos a proteger identificados para el sitio, sino que además deben ser convenidos por todas las partes involucradas. Esto debido a que puede haber distintas perspectivas con respecto a los valores ambientales que deben ser protegidos en un sitio particular.

POSIBLE PROGRESIÓN DESDE HÁBITAT A RECEPTOR DURANTE LA IDENTIFICACIÓN DE RECEPTORES ECOLÓGICOS EN UNA EVALUACIÓN PRELIMINAR DE RIESGOS ECOLÓGICOS

HÁBITAT	NIVEL TRÓFICO	RECEPTOR ECOLÓGICO
Bosque	Productor primario (plantas)	
	Consumidor primario (herbívoro)	
	Consumidor secundario (omnívoro)	Monito de monte
	Consumidor terciario (depredador)	Zorro chilla
Lago	Productor primario (plantas)	Algas
		Vegetación acuática sumergida
	Consumidor primario (herbívoro)	Zooplankton
		Invertebrados bentónicos
		Peces
	Consumidor secundario (omnívoro)	Peces
	Consumidor terciario (depredador)	

Luego, es importante no sólo identificar a los bienes a proteger sino también debe justificarse su selección. Aún más, debido a que la identificación de receptores depende del juicio profesional y de los bienes a proteger identificados para el sitio, es preferible buscar concordancia entre todas las partes antes de realizar la caracterización de riesgos.

Para mayor información se puede consultar los siguientes documentos:

- U.S. Environmental Protection Agency. 2002. Generic Assessment Endpoints for Ecological Risk Assessments. External Review Draft. EPA/630/P-02/004A. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. Washington. http://oaspub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=36363
- Checkai, R.T., Johnson, M.S. and Hawkins, M.S. 2002. Selection of Assessment and Measurement Endpoints for Ecological Risk Assessment. SFIM-AEC-ER-TR-2002018. U.S. Army Environmental Center. <http://aec.army.mil/usaec/conservation/ecorisk02-0202.pdf>

2.3.3 Determinación de Contaminantes de Interés Potencial

La evaluación de los datos disponibles permitirá generar un listado de químicos cuya presencia en los diferentes medios ambientales (aire, agua, suelo o sedimento) es conocida o prevista, y que son de interés desde la perspectiva de la salud humana o

medio ambiente. Estos químicos representan los Contaminantes de Interés Potencial, e incluyen entre otros, los siguientes:

- Compuestos químicos cuyas concentraciones superan estándares establecidos.
- Compuestos químicos que pueden causar efectos adversos a la salud tras exposición repetida o prolongada.
- Compuestos químicos cuyas concentraciones superan sustancialmente los niveles naturales del medio.

La exclusión de evaluaciones posteriores de contaminantes sobre la base de las concentraciones naturales de la mismas sustancias en medios no contaminados es una etapa importante en la identificación de los Contaminantes de Interés Potencial. El objetivo es direccionar la evaluación de riesgos a aquellos contaminantes liberados al medio ambiente desde el sitio, excluyendo las sustancias químicas (de origen natural o antropogénico) que estén presentes en concentraciones menores a las naturales, y establecer metas de remediación que no sean inferiores a dichas concentraciones naturales.

Las concentraciones naturales de sustancias químicas deben establecerse mediante la elaboración de un programa adecuado de muestreo que permita, luego del análisis estadístico correspondiente, determinar si las concentraciones de las mismas sustancias en el sitio son o no significativamente diferentes a las naturales.

Si las concentraciones de los contaminantes en el sitio son inferiores a las concentraciones naturales de las mismas sustancias en un medio no contaminado, entonces no es necesario continuar con la evaluación de riesgos. *Este criterio debe aplicarse a todas las sustancias detectadas en los medios no contaminados. Los contaminantes que no sean detectados en medios no contaminados, pero que sin embargo están presentes en el sitio, deben ser sometidos a una evaluación preliminar de riesgos.*

En una evaluación de riesgos detallada se debe considerar para cada Contaminante de Interés Potencial y compartimiento ambiental, el rango de concentraciones medidas junto con la frecuencia de detección del químico. En una evaluación preliminar sin embargo, sólo la concentración máxima detectada es empleada para estimar el riesgo.

2.4 ELABORACIÓN DE PERFILES DE TOXICIDAD Y ECOTOXICIDAD

Para la identificación de rutas de exposición completas por Contaminante de Interés Potencial y la consiguiente estimación de riesgos, además de conocer las concentraciones ambientales reportadas, se deben elaborar perfiles de toxicidad y ecotoxicidad para cada contaminante. Estos deben incluir la siguiente información:

- Mecanismo de toxicidad o modo de acción de cada Contaminante de Interés Potencial;
- Transporte y distribución ambiental⁶ de cada Contaminante de Interés Potencial; y
- Concentraciones ambientales o dosis que causan efectos adversos.

La información sobre mecanismos de toxicidad permite entender como los receptores (y cuales de éstos) podrían estar siendo expuestos y siendo afectados por un Contaminante de Interés Potencial.

Las propiedades que caracterizan el transporte y distribución ambiental de los contaminantes permiten evaluar hacia donde y como se movilizan los Contaminante de Interés Potencial desde la zona del vertido (por ejemplo, relleno sanitario, emisario, derrame) hasta otros compartimentos y hábitats. Esta información es importante al identificar los medios que deben ser considerados en la evaluación de riesgos, y los bienes a proteger y especies receptoras (en el caso de la evaluación preliminar de riesgos ecológicos) que deben ser seleccionados. Por ejemplo, si se sabe que un contaminante afecta las funciones branquiales de la biota acuática que está expuesta, pero no afecta a aves o mamíferos que se alimentan de peces, entonces sería inadecuado seleccionar bienes a proteger relacionados con la reproducción de peces o dirigidos a pájaros o mamíferos.

⁶ Environmental fate and transport

Algunas fuentes de información que se pueden consultar son:

- TOXNET. U.S. National Library of Medicine. <http://toxnet.nlm.nih.gov/> [Portal de acceso a las siguientes bases de datos: Hazardous Substances Data Bank (HSDB), Integrated Risk Information System (IRIS), Chemical Carcinogenesis Research Information System (CCRIS), TOXLINE, Developmental and Reproductive Toxicology and Environmental Teratology Information Center (DART/ETIC) & ChemIDplus]
- Environmental Health Criteria Monographs (EHCs). International Programme on Chemical Safety (IPCS). World Health Organization, United Nations Environment Programme, International Labour Organisation. <http://www.inchem.org/>
- Toxicological Profile Information Sheets. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>

2.5 VALORES DE REFERENCIA

Los Valores de Referencia representan concentraciones en tejidos o medios (por ejemplo suelo o agua) a las cuales no se observan efectos negativos significativos tanto en los seres humanos como en la biota aplicable. Estos Valores de Referencia son obtenidos de regulaciones existentes (en cuyo caso el Valor de Referencia es igual al nivel máximo permisible), o bien, puede ser igual a algún valor sugerido por organismos como la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.

Los Valores de Referencia deben ser usados con precaución y sólo después de poseer un completo entendimiento de cómo fueron derivados, pues pueden no ser aplicables a la realidad nacional.

2.5.1 Valores de Referencia Ecológicos

Para los receptores ecológicos, los Valores de Referencia corresponden a una dosis o concentración (frecuentemente específica para cada especie) que es considerada “segura” para dichos receptores y que se basa preferentemente en concentraciones bajo las cuales la exposición crónica no causa efectos adversos observados.

En general los Valores de Referencia se derivan a partir de valores de nivel de efecto adverso no observable (NOAEL⁷; Sección 3.1) obtenidos a través de literatura técnica o científica. Si no existe tal valor para un químico en particular, la derivación del Valor Comparativo se basa en otras concentraciones asociadas a efectos, tales como el nivel mínimo de efecto adverso observable (LOAEL⁸) crónico, o NOAELs o LOAELs subcrónicos o agudos. Frecuentemente se ocupan factores modificadores cuando se emplean valores distintos a los NOAEL crónicos para derivar Valores de Referencia. Por ejemplo, para un contaminante de interés es posible que sólo se encuentre disponible un LOAEL para exposición crónica. En este caso, el LOAEL crónico puede dividirse por un factor modificador igual a 10 o 100 por ejemplo, usándose el valor resultante como el Valor de Referencia. Los factores modificadores reciben una variedad de nombres, si bien son más comúnmente conocidos como factores de incertidumbre. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos⁹ los denomina actualmente factores de ajuste y recomienda que un valor igual a 10 sea usado para derivar valores NOAEL a partir de valores LOAEL.

La disponibilidad de valores NOAEL es el factor que más limita la derivación de Valores de Referencia. Además, como consecuencia de que la información relativa a concentraciones causantes de efectos está generalmente disponible para organismos de laboratorio, pocos de los Valores de Referencia derivados serán específicos para especies que estén probablemente presentes en el sitio. Para minimizar la incertidumbre asociada al uso de datos no específicos para las especies consideradas en la evaluación, se deben usar datos de biota de clasificación taxonómica lo más similar posible a la de los receptores ecológicos seleccionados en la evaluación de riesgos. Debido a que las diferencias fisiológicas (y por ende, de los efectos probables de los contaminantes) entre especies aumentan en la medida que aumentan sus diferencias taxonómicas, los valores NOAEL no deben ser extrapolados para especies de distinta clase u orden taxonómico. Por ejemplo, si el ratón de cola larga ha sido seleccionado como receptor ecológico, los NOAELs derivados para ratones blancos de laboratorio pueden ser empleados como sustitutos. En contraste, valores derivados para la codorniz japonesa, especie que es comúnmente usada en pruebas de toxicidad, no deberían ser considerados en este caso.

Los Valores de Referencia usados en la evaluación deben ser convenidos por todas las partes interesadas antes de proceder con la estimación del riesgo. No todos los Valores de Referencia, ni todos los métodos usados para su derivación, serán igualmente aceptables para todos los involucrados. La selección final de valores,

⁷ No-observed-adverse-effects-level

⁸ Lowest-observed-adverse-effects-level

⁹ U.S. Environmental Protection Agency. 1997. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final. EPA/540/R-97/006. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC.

métodos y fuentes de información empleadas deberá ser acordada por todos los participantes del proceso evaluativo incluyendo las entidades reguladoras que correspondan. Esta selección representa un punto de negociación dentro del proceso de evaluación que debe ser bien documentada.

Los criterios ambientales de calidad de agua de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, que identifican concentraciones crónicas y agudas consideradas protectivas de la biota acuática marina y de agua dulce, pueden ser usados directamente como Valores de Referencia en la estimación de riesgos para biota acuática:

- U.S. Environmental Protection Agency. 2002. National Recommended Water Quality Criteria. EPA-822-R-02-047. Office of Water, Office of Science and Technology, U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/waterscience/pc/revcom.pdf>

También se pueden ocupar los criterios de calidad de agua para la protección de la vida acuática establecidos por el Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente, desarrollados para proteger la totalidad de las especies acuáticas (plantas y animales) que se pueden encontrar en aguas Canadienses:

- Warrington, P.D. 1996. Ambient Water Quality Guidelines for Chlorophenols: First Update. Water Quality Branch, Water Management Division, Ministry of Environment, Lands and Parks, Province of British Columbia. <http://wlapwww.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/chlorophenols/bcchlorophenol.htm>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 2002. Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines. In: Canadian Environmental Quality Guidelines. http://www.ccme.ca/assets/pdf/e1_06.pdf
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/water_protocol-aquatic_life.pdf

Adicionalmente se pueden considerar los Valores Comparativos sitio específicos derivados por el Oak Ridge National Laboratory (ORNL) en Estados Unidos y que han sido usados dentro de ese país por varias agencias gubernamentales en la evaluación de sitios potencialmente contaminados. La mayoría de los Valores de Referencia disponibles son para aguas superficiales y sedimento; disponiéndose en la actualidad de pocos Valores Comparativos para el suelo. En este sentido, los valores derivados por el ORNL para vegetación terrestre e invertebrados que habitan en el suelo, constituyen una fuente de información importante a considerar:

- Efroymsen, R.A., Will, M.E., Suter II, G.W. and Wooten, A.C. 1997. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. ES/ER/TM-85/R3. <http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm85r3.pdf>
- Efroymsen, R.A., Will, M.E., and Suter II, G.W. 1997. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Processes: 1997 Revision. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge TN. ES/ER/TM-126/R2. <http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm126r21.pdf>
- D.S., Jones, Suter II, G.W., and Hull, R.N. 1997. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge TN. ES/ER/TM-95/R4. <http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm95r4.pdf>

Otras fuentes de información que se pueden consultar son:

- Ecological Benchmarks. Risk Assessment Information System. U.S. Department of Energy (DOE), Office of Environmental Management, Oak Ridge Operations (ORO) Office. http://risk.lsd.ornl.gov/homepage/eco_tool.shtml
- Savannah River Site (SRS). 1999. Ecological Screening Values (ESVs). Manual: ERD-AG-003. Environmental Restoration Division, Savannah River Site (SRS). <http://www.srs.gov/general/enviro/erd/ffa/rdh/p71.PDF>
- IHOBE. Investigación de la Contaminación del Suelo. Volumen 8: Valores Indicativos de Evaluación (VIE-A, VIE-B, VIE-C) para la Investigación de la Contaminación del Suelo. IHOBE, S.A., Sociedad pública de Gestión Ambiental del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y medio Ambiente del Gobierno Vasco. http://www.ihobe.es/Publicaciones/descarga/guia_contaminacion_8_1.pdf

2.5.2 Valores de Referencia para la Salud Humana

Los Valores de Referencia para la salud humana son derivados para cada medio y contaminante usando escenarios de exposición estándares y estableciendo como objetivo niveles de riesgo conservadores (por ejemplo, un nivel de riesgo adicional de cáncer de 10^{-6} y un cociente de peligro igual a 1 para las sustancias no cancerígenas). En este sentido, para hacer comparaciones con las concentraciones de los contaminantes en el sitio, es importante seleccionar los Valores Comparativos que sean adecuados para el uso de suelo futuro más probable. El uso de suelo determinará

los escenarios de exposición específicos al sitio, incluyendo las características de la población que está expuesta y la frecuencia de dicha exposición.

Las comparaciones directas con criterios (o Valores Comparativos) usados en distintos países sólo puede efectuarse si se tiene un entendimiento adecuado no sólo de los escenarios de exposición (y niveles de riesgo objetivo) asumidos para su derivación sino también del contexto en el cual dichos criterios son usados. Respecto de esto último se pueden identificar dos componentes que son fundamentales para comprender la relevancia de estos valores.

El primero se relaciona con la definición del objetivo de la política de manejo de sitios contaminados que ha debido efectuar la mayoría de los países, esto es, establecer si la evaluación de riesgos de los sitios se debe realizar considerando todos los usos futuros posibles (multifuncionalidad), o un uso en particular (“suitable for use”).

El segundo componente se relaciona con las circunstancias bajo las cuales los criterios serán aplicados. Si bien hay varias situaciones posibles, se pueden distinguir los siguientes dos tipos: (i) decidir si se llevará a cabo alguna acción sobre un sitio en particular, o (ii) determinar los objetivos de remediación. El primer tipo de criterio se podría relacionar con una concentración sobre la cual el suelo presenta un “riesgo inaceptable”. El segundo se relacionaría a un “estándar de remediación” o “*target value*”. Esto podría ser una concentración hasta la cual los sitios deberían ser remediados, o una concentración establecida como objetivo a largo plazo para el suelo como un todo. En algunos países estos dos tipos básicos de criterios son representados por valores idénticos. En otros, la “intervención” ocurre a una concentración mayor que la concentración establecida como estándar para el “*clean-up*”.

Si las concentraciones de los contaminantes en el sitio son inferiores a los Valores de Referencia entonces no es necesario continuar con el proceso de evaluación. *No debe considerarse en la evaluación la presencia de nutrientes esenciales (i.e., calcio, magnesio, potasio, hierro y sodio) porque bajo condiciones normales éstos no tienen efectos tóxicos asociados. Asimismo se pueden excluir de la evaluación aquellas sustancias químicas que son detectadas con una frecuencia inferior al 5% (siendo necesario un mínimo de 20 muestras para esto) y en concentraciones sólo levemente superiores a los límites de detección correspondientes (U.S. EPA, 1989a). Cuando para un contaminante se han derivado Valores de Referencia para efectos cancerígenos y no cancerígenos, se debe seleccionar el valor más bajo como la concentración de referencia de dicho contaminante.*

Algunas fuentes de información que se pueden consultar, además de los valores entregados en el Anexo 4, son:

- IHOBE. Investigación de la Contaminación del Suelo. Volumen 8: Valores Indicativos de Evaluación (VIE-A, VIE-B, VIE-C) para la Investigación de la Contaminación del Suelo. IHOBE, S.A., Sociedad pública de Gestión Ambiental del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y medio Ambiente del Gobierno Vasco.
http://www.ihobe.es/Publicaciones/descarga/guia_contaminacion_8_2.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency Region 3. 2003. EPA Region 3 Risk-Based Concentration Table. <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/altrbc0603.xls>

3 EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD

La correspondencia entre la cantidad de tóxico y la magnitud del efecto es lo que se conoce como la relación dosis-efecto o dosis-respuesta y es uno de los conceptos centrales de la toxicología.

Lo que se denomina efecto o respuesta tóxica es un cambio orgánico permanente que debe poder ser medido en el componente bajo estudio y tener un valor de cero cuando la dosis es cero. La medición puede hacerse a diferentes niveles; molecular, celular, órgano, organismo, pero independientemente del nivel, el efecto debe ser medible. La magnitud y tipo de los efectos adversos producidos dependen de la duración de la exposición (Cuadro 3.1).

Cuadro 3.1: PERIODO DE EXPOSICIÓN

Exposición Crónica – Exposiciones de larga duración, entre 10 y 100% del tiempo de vida normal del organismo en estudio. Para el caso del hombre entre siete y setenta años.

Exposición Subcrónica – Exposiciones de corta duración, menores que el 10% del período vital. Para el caso del hombre entre dos semanas y siete años.

Exposición Subaguda – Exposiciones repetidas de diez días para el caso del hombre, y durante un mes o menos para animales.

Exposición Aguda – Exposiciones de un día o menos y que suceden en un sólo evento

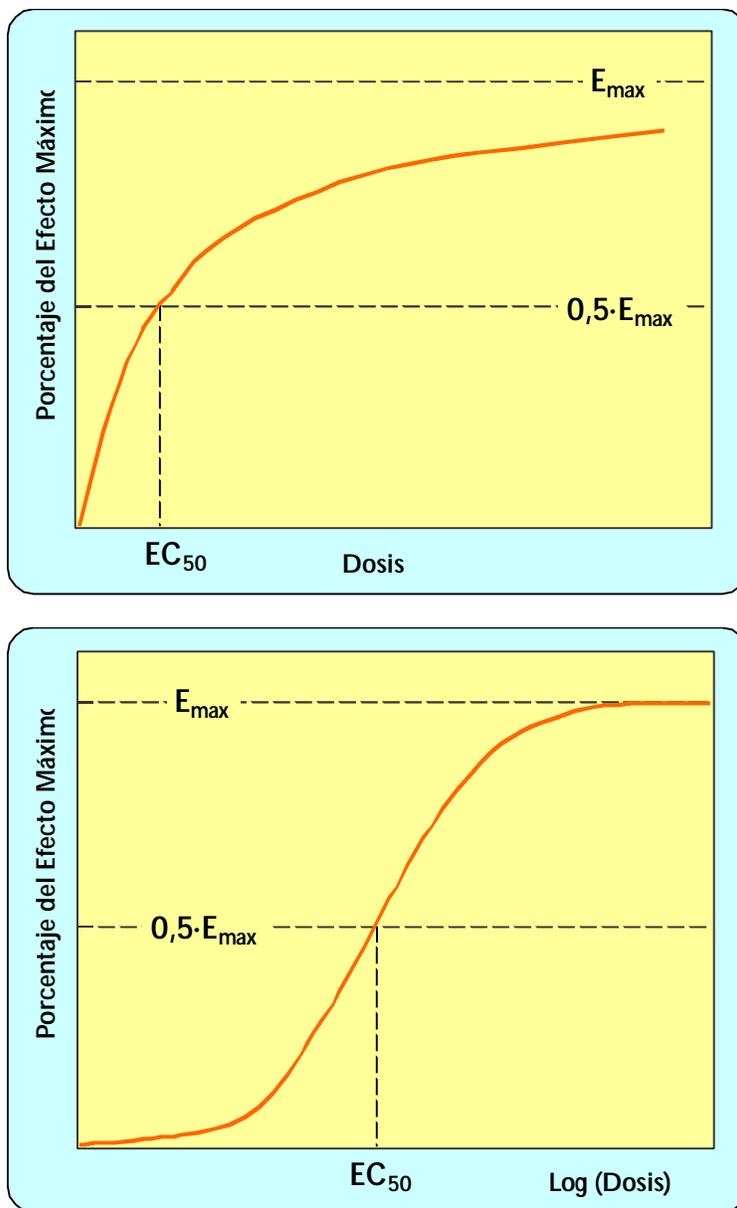
3.1 CURVAS DOSIS-RESPUESTA

Los estudios sobre toxicidad se llevan a cabo para identificar la naturaleza del daño producido por una sustancia y el rango de dosis en el cual se produce. El punto de partida habitual para tales investigaciones es el estudio de la toxicidad aguda (una sola dosis) de una sustancia en animales experimentales (algas, peces, microinvertebrados, etc.). Los estudios de toxicidad aguda son necesarios para calcular una dosis que no sea letal en los animales utilizados en estudios de toxicidad de duraciones más largas. Más aún, tales estudios proporcionarán una estimación de la toxicidad comparativa del compuesto y pueden indicar los órganos blanco para toxicidad crónica (por ejemplo, riñón, pulmón o corazón).

La curva dosis-efecto se construye graficando en la ordenada los efectos causados en el organismo expuesto a la sustancia y en la abcisa las dosis a las que fue expuesto (expresada en mg/kg.día). Si el experimento se hizo con el tejido blanco aislado expuesto directamente a la sustancia, la respuesta observada normalmente es una

función hiperbólica de la dosis de una forma similar a la descrita por la ecuación Michaelis-Menten (curva de respuesta que se obtiene en la mayoría de las reacciones enzimáticas) (Figura 3.1). La curva pasa por el origen donde se presenta la pendiente máxima. La pendiente permanece aproximadamente constante durante un rango amplio de la dosis (cinética de primer orden), para después disminuir con la dosis hasta que se vuelve cero (cinética de orden cero) adquiriendo la respuesta su valor máximo (efecto máximo, E_{max}).

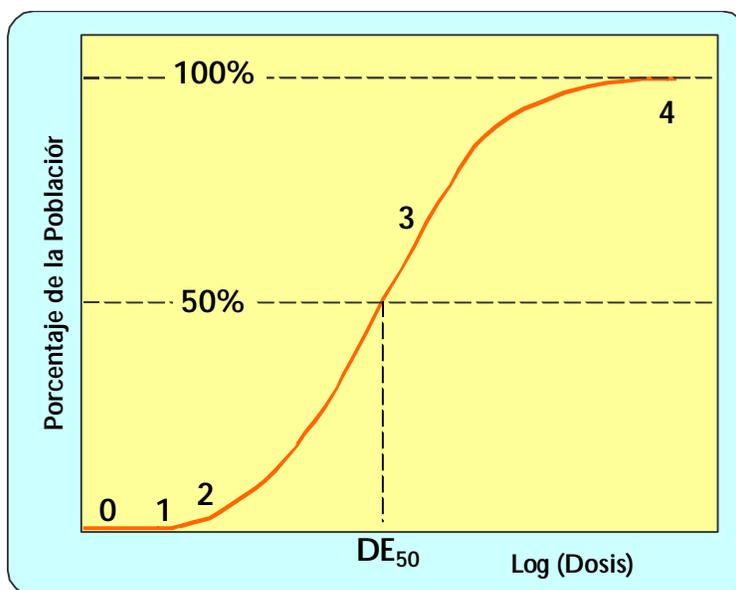
Figura 3.1: CURVA DOSIS-EFECTO



EC_{50} es la dosis de la sustancia que produce la mitad del efecto máximo.

En algunas ocasiones, la relación dosis-efecto no es tan definida y dentro de una población se observa una distribución de respuestas para cada dosis o concentración. En este caso el efecto que se mide no es la magnitud, se mide el porcentaje de la población en estudio que presenta una determinada respuesta para cada dosis suministrada, y se acostumbra graficar, en la ordenada, el porcentaje de la población que presenta un determinado valor de la respuesta y en la abscisa, el logaritmo de la dosis suministrada (Figura 3.2).

Figura 3.2: CURVA DOSIS-RESPUESTA



0 a 1 – Región NOAEL; 2 – LOAEL; 3 – Región lineal; y 4 – Efecto máximo

DE₅₀ es la dosis efectiva y corresponde a la dosis que produce en el 50 % de los animales un efecto específico no letal.

La curva pasa por el origen (cuando la dosis es cero, la respuesta es cero) y a valores muy bajos de la dosis, la curva es horizontal con un valor del efecto igual a cero. La respuesta empieza a tener un valor mayor que cero cuando la dosis llega a un nivel límite. De allí en adelante la pendiente de la curva crece con la dosis hasta que se llega a una pendiente máxima. Esta pendiente se mantiene por un amplio rango de dosis en el que la respuesta es directamente proporcional a la dosis. A dosis mayores la pendiente empieza a decrecer hasta que la curva se vuelve asintótica a un valor máximo de la respuesta. Algunas sustancias no obstante, presentan relaciones dosis-respuesta diferentes a la descrita y la curva no tiene la forma de “S”.

La dosis determina el tipo y magnitud de la respuesta biológica

Si el efecto determinado es la muerte, esta curva puede usarse para estimar un valor de la dosis letal media (LD₅₀), valor que corresponde a una dosis única estadísticamente derivada de una sustancia química que causará la muerte del 50% de una población dada de organismos, bajo un conjunto definido de condiciones

experimentales. Este parámetro se obtiene trazando una línea horizontal del punto del 50% de respuesta en la región lineal de la curva de dosis-efecto; en el punto de intersección con la curva se traza una línea vertical. El punto en el cual la línea intercepta la abcisa es la LD₅₀. Este valor se usa a menudo para clasificar y comparar la toxicidad entre sustancias químicas (considerar por ejemplo la clasificación de pesticidas recomendada por la Organización Mundial de la Salud). La LD₅₀ se expresa normalmente como la cantidad de sustancia química administrada (por ejemplo, miligramos) por cada 100 gramos (o kilogramo) de peso corporal del animal de prueba. Se pueden encontrar valores para cualquier vía de administración de la sustancia, pero las más comunes son la dérmica y la oral.

La concentración letal media (LC₅₀), definida de manera similar a través de una curva de concentración-respuesta, corresponde a una concentración estadísticamente derivada de una sustancia química a la cual se produce la muerte del 50% de los organismos ensayados en un período definido de tiempo, generalmente 12, 24 ó 96 horas. Los valores de LC₅₀ se refieren generalmente a la concentración de la sustancia en el aire, pero también pueden referirse a la concentración en el agua.

Uno de los objetivos de los estudios de toxicidad es el de determinar el “nivel de efecto adverso no observado”, NOAEL (por sus siglas en inglés “*No Observed Adverse Effects Level*”), que es la dosis o concentración de sustancia que no causa una alteración adversa detectable de la morfología, capacidad funcional, crecimiento, desarrollo o ciclo de vida de un organismo de prueba.

En otras palabras, es la dosis o concentración ambiental máxima que un organismo puede tolerar durante un periodo específico sin mostrar ningún efecto adverso detectable y por encima de las cuales los efectos adversos son aparentes. Así, por ejemplo, algunas sustancias que afectan al hígado pueden, a dosis altas, matar células hepáticas, tal vez tantas como para causar la muerte de algunos o todos los sujetos experimentales. Conforme disminuye la dosis pueden morir menos células, pero pueden haber otras formas de daño. Todavía a menor dosis, puede no ocurrir la muerte de células y puede haber sólo leves alteraciones en la función o la estructura celular. Finalmente, puede alcanzarse una dosis en la que no se observe ningún efecto o en la cual haya sólo alteraciones bioquímicas que no tengan efectos adversos conocidos en la salud animal. Esta dosis correspondería al “nivel de efecto adverso no observado”. En un experimento con varios NOAELs, se usa normalmente el más alto, es decir, la dosis más alta experimentalmente determinada a la cual no se observa un efecto estadístico o biológicamente significativo.

Por otro lado, el “nivel de efecto adverso más bajo observado”, LOAEL (por sus siglas en inglés “*Lowest Observed Adverse Effects Level*”), correspondería a la dosis más baja determinada experimentalmente a la cual se ha observado una expresión del efecto tóxico de interés.

Efectos combinados debidos a la exposición múltiple

Los agentes físicos y químicos pueden interactuar entre sí en cada fase de los procesos toxicocinéticos y/o toxicodinámicos, con el resultado de tres posibles efectos:

1. **Independiente** – Cada agente produce un efecto distinto debido a que sus mecanismos de acción son distintos.
2. **Sinérgico** – El efecto combinado es mayor que el de cada agente por separado. Aquí se pueden distinguir dos tipos: a) **aditivo**, cuando el efecto combinado es igual a la suma de los efectos producidos por separado por cada agente, y b) **potenciador**, cuando el efecto combinado es mayor que la suma de los efectos individuales.
3. **Antagonista** – El efecto combinado es menor que la suma de los efectos individuales.

No obstante, raras veces se estudian los efectos combinados. Se trata de estudios muy complejos por la combinación de diversos factores y agentes. Cabe concluir que cuando el organismo humano está expuesto de manera simultánea o consecutiva a dos o más tóxicos es necesario considerar la posibilidad de que existan algunos efectos combinados, que pueden acelerar o desacelerar los procesos toxicocinéticos.

3.2 INDICES DE TOXICIDAD

Los índices de toxicidad son los parámetros toxicológicos obtenidos de los estudios de dosis-respuesta que se utilizan en la evaluación de riesgos; estos son los valores que se comparan con las dosis suministradas que se estiman mediante la evaluación de la exposición.

Los efectos de un contaminante sobre un organismo se pueden dividir en efectos con umbral (efectos no cancerígenos) y en aquellos sin umbral (efectos cancerígenos), dependiendo de si se produce un efecto adverso sólo a dosis mayores o a cualquier dosis.

Se cree que los compuestos que tienen un nivel umbral son inocuos en dosis bajas (es decir, pueden metabolizarse o excretarse satisfactoriamente), existiendo un rango de valores de exposición, desde cero hasta un valor finito determinado, en el que el organismo puede tolerar la exposición sin manifestar ningún efecto tóxico no-cancerígeno. Como resultado de esto, el valor importante en estos casos es el límite superior del rango de tolerancia para poblaciones sensibles (es decir, el NOAEL) .

La carcinogénesis por otro lado, es un fenómeno para el cual no se considera apropiado el concepto de tolerancia. Se supone que un número reducido de eventos a nivel molecular puede producir cambios en una célula que pueden conducir a una

proliferación descontrolada y eventualmente a un estado clínico de enfermedad. Por lo tanto, no existe un nivel de exposición en el que un cancerígeno no presente una probabilidad, no importa que tan pequeña, de originar un cáncer. Esto quiere decir que no hay dosis que se considere libre de riesgo (es decir, a cualquier dosis pueden tener un efecto adverso)..

3.2.1 Efectos no-cancerígenos

La dosis de referencia (RfD, por sus siglas en inglés “*Reference Dose*”), desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, es tal vez el índice de toxicidad que más se utiliza en la evaluación de riesgos por exposición a sustancias no-cancerígenas. Es el nivel de exposición diaria que no produce un riesgo apreciable de daño en poblaciones humanas, incluyendo las sub-poblaciones sensibles.

La RfD se calcula en base al NOAEL (o en su defecto el LOAEL) de la sustancia para la vía de exposición, tipo de efecto y período de exposición que son de interés para la evaluación, aplicando en forma consistente una serie de Factores de Incertidumbre (FI) y un Factor Modificador (FM).

Cada uno de los FI representa un área de incertidumbre inherente a la extrapolación de los datos disponibles. Por ejemplo, se puede introducir un FI₁ de 10 para compensar las posibles diferencias de respuestas entre los humanos y los animales usados en los experimentos a partir de los cuales se obtuvo el NOAEL (es decir, extrapolación entre especies). Se puede usar un FI₂ de 10 para tomar en cuenta la variación de susceptibilidad entre individuos de la población humana (protegiendo así a las sub-poblaciones más sensibles – niños, ancianos). Cuando se desea estimar una RfD para exposición crónica y sólo se dispone de NOAELs derivados de estudios subcrónicos, se usa un factor adicional FI₃ de 10. Se usa además un FI₄ de 10 cuando se usa el LOAEL en lugar del NOAEL para estimar la RfD (con lo que se intenta considerar la incertidumbre asociada con la extrapolación de LOAEL a NOAEL). Por último, se aplica un FM entre 0 y 10 para reflejar una evaluación cualitativa profesional de las incertidumbres adicionales que no hayan sido consideradas en los FI precedentes; el valor normal del FM es en todo caso 1.

Para calcular la RfD se divide el NOAEL (o LOAEL) por el producto de todos los FIs y FM:

$$RfD = \frac{NOAEL}{FI_1 \times FI_2 \times FI_3 \times FI_4 \times FM}$$

donde:

RfD =	Dosis de referencia del contaminante (“ <i>reference dose</i> ”) (mg/kg/d)
NOAEL =	Nivel de efecto adverso no observado (“ <i>No Observed Adverse Effects Level</i> ”) (mg/kg/d)
F _i =	Factores de incertidumbre
FM =	Factor modificador

Se pueden calcular varios valores de RfD para una sustancia dependiendo de la vía de entrada del tóxico, período de exposición evaluado y del tipo de efecto agudo observado. Es decir se puede obtener el valor de la dosis de referencia para exposiciones crónicas orales (RfD), para exposiciones crónicas por inhalación (RfC, por sus siglas en inglés “*Reference Concentration*”), o para exposiciones subcrónicas orales (RfD Subcrónico Oral), entre otras. Los RfD para exposiciones orales están expresados en miligramos de sustancia por kilogramo de masa corporal por día. Los RfC para exposiciones por inhalación se expresan en función de la concentración del contaminante en el aire en miligramo por metro cúbico.

Conceptos equivalentes a las RfD o RfC son los siguientes:

- El **Consumo Diario Tolerable (TDI)**, por sus siglas en inglés “*Tolerable Daily Intake*”) de la Organización Mundial de la Salud es una estimación de la cantidad de un contaminante presente en agua o en alimentos que puede ser ingerido durante el periodo de vida de una persona sin que esto signifique un riesgo para la salud.
- El **Consumo Diario Aceptable (ADI)**, por sus siglas en inglés “*Acceptable Daily Intake*”) de la Administración de Alimentos y Drogas (Food and Drug Administration, FDA) de Estados Unidos es similar al TDI pero se relaciona con residuos de productos químicos que han sido deliberadamente agregados a un producto, por ejemplo residuos de plaguicidas.
- Los **Niveles de Riesgo Mínimos (MRLs)**, por sus siglas en inglés “*Minimal Risk Levels*”) de la Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR) de Estados Unidos son una estimación de la cantidad diaria de una sustancia química a la que puede estar expuesta una persona sin que esto signifique un riesgo apreciable de efectos adversos a la salud. Los MRLs son derivados usando la misma aproximación que para el cálculo de las RfD y RfC, considerando exposiciones crónicas, agudas e intermedias.

Algunas fuentes de información que se pueden consultar son:

- U.S. Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information System (IRIS). Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iriswebp/iris/>
- Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>
- U.S. Environmental Protection Agency. 2002 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA-822-R-02-038. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. Washington. <http://www.epa.gov/ost/drinking/standards/dwstandards.pdf>

3.2.2 Efectos Cancerígenos

La mayoría de los experimentos efectuados con vistas a determinar la capacidad de una sustancia para inducir cáncer se hace con animales de laboratorio expuestos a concentraciones mucho más altas del contaminante que las que se presentan en el medio ambiente. Esto se hace porque a concentraciones bajas se necesitan lotes experimentales muy grandes y experimentos de larga duración. Para obtener datos a más corto plazo y con un número más reducido de animales se tienen que hacer experimentos en los que la concentración del tóxico sea varios órdenes de magnitud mayores que las que el hombre pueda encontrar en el medio ambiente. En los estudios experimentales de carcinogénesis se utilizan dosis similares a la máxima dosis tolerable, que es la dosis que el animal de laboratorio puede tolerar sin que presente síntomas de intoxicación que induzcan estados de enfermedad diferentes al cáncer.

Los índices de toxicidad usados para cancerígenos son el peso (o fuerza) de la evidencia (“*weight of evidence*”) y el factor de pendiente.

3.2.2.1 Peso de la evidencia

La clasificación de los compuestos potencialmente cancerígenos en diferentes categorías se basa en el “peso de la evidencia”, que consiste en estudiar y analizar toda la información de relieve científico (derivada de los estudios para humanos – generalmente estudios epidemiológicos –, ensayos con animales, pruebas in vitro y otros datos importantes, incluidos los relativos a los posibles mecanismos de acción de la sustancia) para determinar si existe suficiente evidencia como para considerar que una sustancia es cancerígena para humanos.

Al respecto se pueden considerar las siguientes clasificaciones:

- IARC Monographs. Agencia Internacional de Investigación en Cáncer (IARC, International Agency for Research on Cancer), Organización Mundial de la Salud. <http://monographs.iarc.fr/> (Cuadro 3.2)

Cuadro 3.2: CLASIFICACIÓN DE LA IARC DE SUSTANCIAS CANCERÍGENAS	
Grupo	Descripción
1	Cancerígeno para humanos
2A	Probable cancerígeno para humanos
2B	Posible cancerígeno para humanos
3	No clasificable como cancerígeno para humanos
4	Evidencia de no-carcinogenicidad para humanos

- U.S. Environmental Protection Agency. 2003. Draft Final Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/P-03/001A. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. Washington. http://www.epa.gov/swerfrr/pdf/2003_draft_final_cancer_signed.pdf (Cuadro 3.3)

Cuadro 3.3: CLASIFICACIÓN DE LA U.S. EPA DE SUSTANCIAS CANCERÍGENAS
Descriptor
Cancerígeno para humanos
Posiblemente cancerígeno para humanos
Evidencia sugiere potencial cancerígeno
Información inadecuada para evaluar el potencial cancerígeno
Posiblemente no cancerígeno para humanos

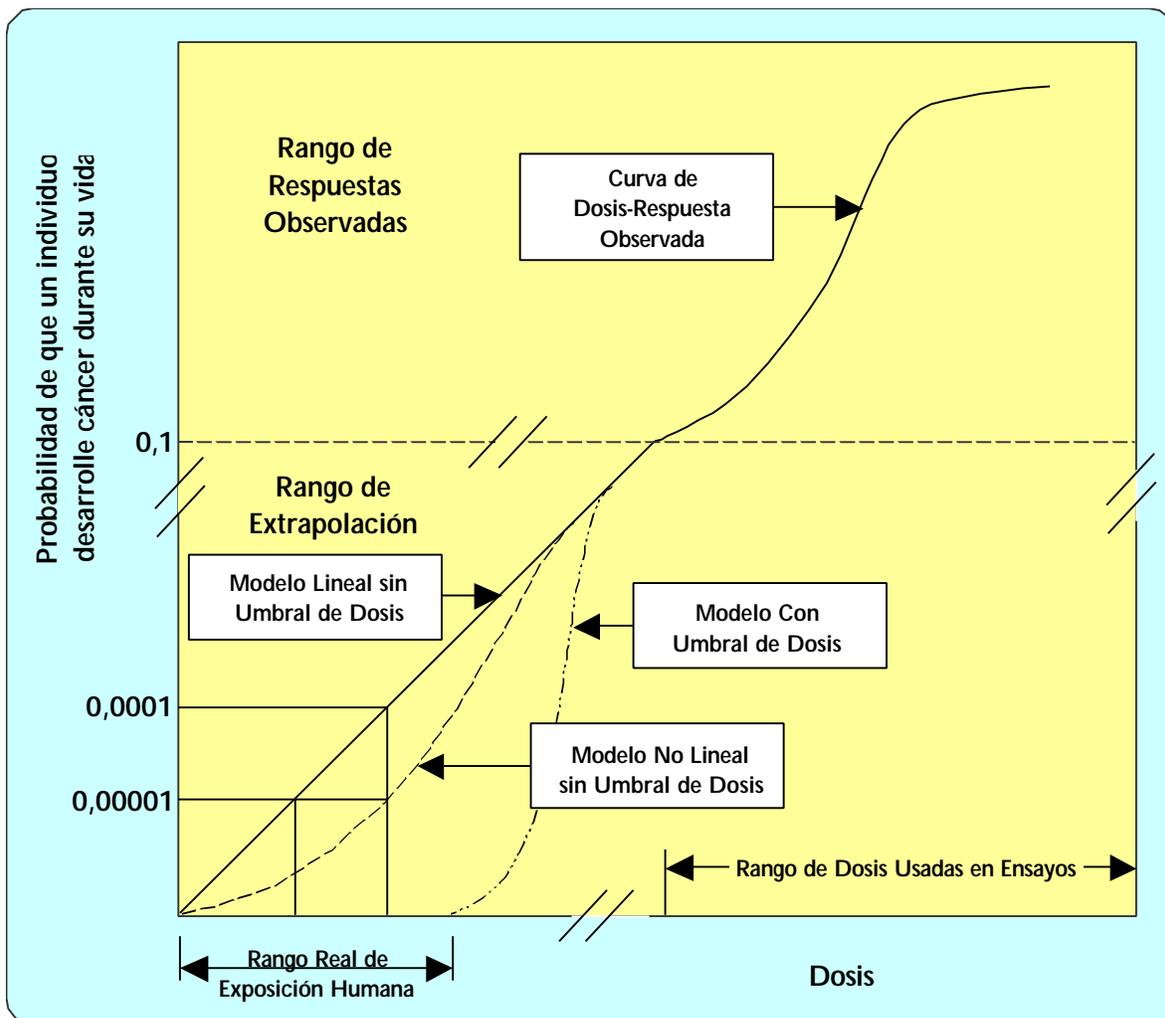
3.2.2.2 Cálculo del factor de pendiente

A las sustancias que se ha demostrado son cancerígenos para el hombre, o que es probable que lo sean (sustancias de los grupos 1, 2A y 2B de la clasificación de la IARC), se les determina el índice de toxicidad que relaciona la dosis con la respuesta genotóxica. Para el caso de los cancerígenos, la curva dosis-respuesta se construye graficando en la ordenada la probabilidad de que se produzca cáncer y en la abcisa la dosis suministrada. Se utiliza la dosis diaria de por vida.

Los datos experimentales (con animales de laboratorio o con estudios epidemiológicos) normalmente se encuentran en rangos de dosis de una magnitud considerablemente mayor que las que puede experimentar el hombre por exposición a contaminantes en el ambiente. Por ello es necesario extrapolar los resultados

observados hacia la región de dosis cercanas a cero (Figura 3.3). La extrapolación se puede hacer usando diferentes modelos matemáticos para linearizar los resultados¹⁰. La pendiente de la región linearizada de esta curva, es el índice de toxicidad que se usa para evaluar riesgos ambientales producidos por cancerígenos y se le denomina Factor de Pendiente. Las unidades son (mg/kg·día)⁻¹.

Figura 3.3: CURVA DOSIS-RESPUESTA PARA EFECTOS CANCERÍGENOS



El modelo lineal se usa cuando no hay información sobre el modo de acción de la sustancia, o cuando la información disponible al respecto indica que la curva de dosis-respuesta a bajas dosis es (o se espera que sea) lineal.

Cuando en la linearización se usa el modelo que asume que el cáncer es un proceso que sucede en varios pasos, al factor de pendiente se le denomina *riesgo por unidad*

¹⁰ Un análisis se presenta al respecto en U.S. EPA (2003).

de dosis y se representa por q_1^* . Este es el valor que normalmente se encuentra publicado, y puede estar basado tanto en dosis suministradas como en dosis absorbidas.

El factor de pendiente, cualquiera que haya sido el modelo usado para hacer la extrapolación, representa el límite superior de confianza percentil 95 de que la probabilidad de una respuesta por unidad de dosis suministrada por todo el período de vida, sea igual o menor a la respuesta estimada. Esto quiere decir que sólo hay un 5% de probabilidad de que se presente una respuesta mayor a la estimada sobre la base de los datos experimentales existentes y el modelo de extrapolación utilizado. Cuando la pendiente se evalúa con datos obtenidos con humanos, se utiliza la "mejor estimación" en lugar del límite superior percentil 95.

La curva de dosis-respuesta es lineal sólo en la región de las dosis bajas, por lo tanto, la estimación de la pendiente sólo es válida en esa región de la curva.

Los factores de pendiente van siempre acompañados de la clasificación por peso de la evidencia del cancerígeno (Sección 3.2.2.1).

Los indicadores de toxicidad para efectos cancerígenos, también se pueden expresar en término del riesgo por unidad de concentración de la sustancia en el medio en el que entra en contacto con el hombre. Este índice conocido con el nombre de *unidad de riesgo* se calcula dividiendo q_1^* por 70 kg y multiplicando este cociente por la tasa de inhalación (20 m³/día) si se trata de tóxicos presentes en el aire, o por la tasa de consumo de agua (2 L/día) si el tóxico se encuentra en el agua potable.

Cuando se utiliza un factor de absorción menor que 1 en el cálculo de q_1^* , se debe que usar un factor de conversión adicional en el cálculo de la unidad de riesgo, de tal manera que éste quede referido a la base de dosis suministrada. La unidad de riesgo se calcula para una exposición vitalicia.

Al seleccionar los factores de pendiente a utilizar en un estudio, se debe revisar la información publicada y dar preferencia a los valores obtenidos con humanos. Si se van a usar datos obtenidos con animales se debe dar preferencia a aquellos obtenidos con especies que respondan en forma más parecida a los humanos, con respecto a factores tales como metabolismo, fisiología y farmacocineses. Cuando no se tenga una selección clara, se deben preferir los datos de las especies más sensibles. Cuando no se tiene ningún estudio que se pueda seleccionar como el más apropiado, pero varios estudios apoyan en forma colectiva la estimación de un valor, lo que se adopta es la media geométrica de las estimaciones de las pendientes de todos los estudios.

Cuando se utilizan datos obtenidos a partir de experimentos con animales como base para la extrapolación, se debe calcular una dosis para humanos que sea equivalente a las dosis utilizadas en los estudios. Para calcular las dosis equivalentes se supone que los organismos son igualmente susceptibles al agente si absorben la misma cantidad

de tóxico por unidad de superficie corporal (que es aproximadamente proporcional al peso corporal elevado a la potencia 2/3):

$$DEH = DSA \times (H/A)^{2/3}$$

donde:

DEH = Dosis equivalente para humanos (mg/d)

DSA = Dosis suministrada a los animales en el estudio experimental (mg/d)

H = Masa corporal del hombre (kg)

A = Masa corporal del animal (kg)

Alternativamente, para dosis experimentales expresadas en mg/(kg·día), la dosis humana equivalente se calcula multiplicando la dosis suministrada a los animales por la relación H/A elevada a una potencia de 1/3 en lugar de 2/3.

4 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

Luego de verificarse la existencia de rutas de exposición completas entre los contaminantes potencialmente asociados al sitio y los receptores de interés, e identificados los escenarios de exposición relevantes, se deben estimar las dosis suministradas. Cuando no se tiene información propia del sitio y/o de la población que se está estudiando se deben asignar valores a los parámetros de los modelos basándose en estadísticas nacionales o en base a la experiencia de los profesionales a cargo del desarrollo de la evaluación de riesgos.

Los resultados del estudio de evaluación de la exposición que se necesitan son los siguientes:

- Concentraciones químicas de todas las sustancias tóxicas en el punto de exposición.
- Frecuencia y duración de las exposiciones.
- Clasificación de las exposiciones observadas de acuerdo al período de exposición (crónicas, subcrónicas y agudas) y la vía de exposición (oral, inhalación y cutánea).
- Características de la población expuesta identificando sub-poblaciones especiales.
- Características del sitio.
- Descripción de las rutas de exposición significativas.
- Dosis suministradas y/o absorbidas de cada sustancia por cada ruta significativa, por cada vía y por cada período de exposición.
- Relación de las rutas completas que se clasificaron como no significativas y explicación del por qué. Posible efecto de las exposiciones que no se están evaluando.
- Lista de las rutas de exposición que pueden contribuir a la exposición de los mismos individuos en forma simultánea.
- Modelos de transporte y destino utilizados en el análisis de las rutas de exposición.
- Suposiciones hechas en el proceso de modelación de las exposiciones.
- Valores utilizados para los parámetros de exposición y fuentes de información.

- Identificación y caracterización de las incertidumbres.

4.1 SALUD HUMANA

4.1.1 Ecuación General de Exposición

La dosis suministrada (o administrada) se calcula para todas las sustancias en el punto de contacto de todas las rutas seleccionadas como significativas. Se expresa en términos de la cantidad de la sustancia (mg) en contacto con el cuerpo por unidad de masa corporal (kg) por unidad de tiempo (día). El cálculo de la dosis administrada se resume en la siguiente ecuación general, que se modifica de acuerdo a la vía de exposición:

$$I = \frac{C \times CR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

donde:

I = Ingestión ("*intake*") de contaminante (dosis suministrada) (mg/kg/d)

C = Concentración del contaminante en el punto de exposición (mg/L o mg/m³ o mg/kg)

CR = Tasa de contacto ("*contact rate*") (L/día o m³/día o kg/día)

EF = Frecuencia de exposición ("*exposure frequency*") (días/año)

ED = Duración de la exposición ("*exposure duration*") (años)

BW = Peso corporal ("*body weight*") (kg)

AT = Tiempo de promediación ("*averaging time*") (días)

Concentración de exposición (C) – La concentración de exposición se calcula en base a los datos de muestreo ambiental. Corresponde al valor del límite superior de confianza (percentil 95) de la media aritmética de las concentraciones en el punto de exposición (o de contacto) durante el período de exposición. Aunque este valor puede ser menor que la concentración máxima contactada, se considera razonable ya que es poco probable que se contacte la concentración máxima durante un período prolongado. Si no se cuenta con mediciones directas de la concentración en el punto de contacto entonces se hacen estimaciones de estos valores usando modelos de transporte y distribución ambiental ("*fate models*"). Por ejemplo, para los contaminantes de aguas subterráneas se pueden utilizar modelos hidrogeológicos para la estimación de concentraciones en un punto de exposición aguas abajo. Para

los compuestos orgánicos volátiles emitidos a la atmósfera se puede emplear un modelo gaussiano de difusión para estimar las concentraciones en la dirección del viento. En general, el nivel de esfuerzo empleado en la recolección de datos y en la creación de modelos dependerá de la severidad estimada del riesgo y del tipo de evaluación desarrollada (preliminar o detallada). En el Anexo 2 se entregan antecedentes sobre algunos modelos y el uso de sistemas de información geográfica.

Tasa de contacto (CR) – Representa la cantidad de medio contaminado contactado por unidad de tiempo o por evento. Si se dispone de datos estadísticos de tasas de contacto se debe de seleccionar el límite superior de confianza (percentil 90 o 95) del promedio. Si no se cuenta con información estadística, entonces se debe de seleccionar, por experiencia, un valor similar al del percentil 95. Por ejemplo, la tasa de contacto para la ingesta de agua potable es de 2 L/día, valor que representa el límite superior de confianza (percentil 95) del promedio de ingesta diaria de agua en adultos en Estados Unidos.

Frecuencia (EF) y duración de la exposición (ED) – La frecuencia de exposición es la periodicidad con la cual el individuo está expuesto al contaminante. La frecuencia y la duración de la exposición son las variables se utilizan para calcular el tiempo total de exposición. Los valores que pueden tomar dependen del sitio, sin embargo es muy difícil que existan estadísticas sobre un sitio en particular. En algunas ocasiones se pueden obtener valores estadísticos nacionales. Se debe de seleccionar un valor conservador para el tiempo de exposición. Por ejemplo; en algunos casos se pueden utilizar períodos de 30 años para el caso de residentes (valor esperado del tiempo de residencia en un lugar) y en otros casos, es más conveniente usar 70 años (expectativa de vida). Las frecuencias de exposición y las duraciones de las exposiciones deben de ser consistentes con las tasas de contacto seleccionadas. Si se usa una tasa de contacto basada en observaciones de largo plazo, como en el caso de contar con la tasa del consumo anual de pescado, entonces se deben de calcular la tasa de contacto y la frecuencia de exposición expresada en días y en días⁻¹ respectivamente.

Tiempo de promediación (AT) – Mecanismo numérico para ajustar las dosis a la diferencia de acción entre efectos cancerígenos de los no cancerígenos. El tiempo de promediación seleccionado depende del tipo de efecto tóxico que se esté evaluando. Cuando se evalúan exposiciones a tóxicos no-cancerígenos, las dosis se calculan promediando sobre el período de exposición. Para cancerígenos, las dosis se calculan promediando la dosis total acumulada durante el período vital¹¹. Esta diferencia se basa en la opinión científica actual de que los mecanismos de acción son diferentes. Se supone que el efecto de la exposición a un cancerígeno es básicamente el mismo si se tiene una exposición a una alta concentración por corto tiempo a que se tenga una exposición a baja concentración por un período prolongado (por ejemplo una persona podría estar sometido a una exposición de un compuesto cancerígeno por 2

¹¹ Un análisis se presenta al respecto en U.S. EPA (2003).

años, pero el riesgo de contarse cáncer persiste aún cuando haya finalizado la exposición). Numéricamente las tablas 4.3 a 4.15 muestran los valores de AT para diferentes escenarios de exposición.

4.1.2 Ecuaciones Particulares Por Vía de Exposición

Al evaluar el uso futuro de suelo se consideran escenarios de uso industrial, residencial, recreacional y agrícola. Las concentraciones actuales de los contaminantes son empleadas para evaluar la exposición futura, representando esto una situación de exposición máxima que sirve para definir los potenciales riesgos a la salud humana para el uso de suelo previsto.

En el escenario de uso industrial se considera que los trabajadores están habitualmente expuestos a medios contaminados dentro del recinto, en particular, suelos superficiales, sedimentos y aguas superficiales. El escenario de exposición se basa en que la acción mecánica que ejercen sobre suelos superficiales y sedimentos contaminados el uso de maquinaria pesada y tráfico de vehículos conducen a la emisión de material particulado, el que podría ser luego inhalado por los trabajadores. Se debe observar que los parámetros asumidos por defecto no reflejan el uso de vestimentas de seguridad o la adopción de otras medidas de seguridad.

En el escenario de uso residencial, se considera que las personas entran repetidamente en contacto con medios contaminados, en particular, suelos superficiales, sedimentos y aguas superficiales. La exposición es calculada para el periodo vital, incluyendo la exposición del receptor como niño y como adulto.

En el escenario de uso recreacional se considera que niños y adultos permanecen un periodo de tiempo limitado en el sitio contaminado o en sus inmediaciones, mientras realizan actividades recreativas al aire libre.

En el escenario de uso agrícola se considera que una persona, además de estar expuesta por las rutas asociadas al escenario de uso residencial, sufre exposición por el consumo de productos contaminados que fueron cultivados en el terreno contaminado.

Los factores de exposición indicados en las secciones a continuación se basan principalmente en los publicados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, aceptados internacionalmente como los valores a emplear por defecto cuando no se dispone de información específica para el sitio evaluado y la población expuesta.

4.1.2.1 Exposición a Contaminantes en el Suelo

Las vías de exposición evaluadas incluyen la ingestión accidental, inhalación, contacto dérmico y la ingestión de productos agrícolas. Estas se resumen en la tabla a continuación para cada escenario de uso de suelo evaluado.

Tabla 4.1: EXPOSICIÓN A SUELOS CONTAMINADOS SEGÚN ESCENARIO DE USO DE SUELO

VÍA DE EXPOSICIÓN	USO DE SUELO			
	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Ingestión Accidental	Si	Si	Si	Si
Inhalación	Si	Si	Si	Si
Contacto Dérmico	Si	Si	Si	Si
Ingestión de Vegetales	No	No	No	Si
Ingestión de Carne	No	No	No	Si
Ingestión de Leche	No	No	No	Si

4.1.2.1.1 INGESTIÓN ACCIDENTAL

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión accidental de tierra (suelo) contaminada para los escenarios de uso de suelo previstos.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{suelo}} \times EF \times FI \times ED \times IR_{\text{adulto,niño}} \times CF_1}{BW_{\text{adulto,niño}} \times AT \times CF_2}$$

Tabla 4.2: PARÁMETROS PARA LA EXPOSICIÓN A TRAVÉS DE LA INGESTIÓN ACCIDENTAL DE TIERRA (SUELO)

PARÁMETRO	UNIDADES	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{suelo}	mg/kg	Específico para cada contaminante			
Factor de conversión factor, CF_1	kg/mg	10^{-6}	10^{-6}	10^{-6}	10^{-6}
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 1989a)	250 (U.S. EPA, 1991b)	40 (U.S. EPA, 1992)	350 (U.S. EPA, 1989a)
Fracción de ingestión proveniente de la fuente contaminada, FI	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear FI=1	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear FI=1	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear FI=1	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear FI=1
Duración de la exposición, ED	años	24 (adulto) 6 (niño) (U.S. EPA, 1989a)	25 (adulto) (U.S. EPA, 1991b)	24 (adulto) 6 (niño) (U.S. EPA, 1989a)	24 (adulto) 6 (niño) (U.S. EPA, 1989a)
Tasa de ingestión de suelo, IR	mg/día	100 (adulto) 200 (niño) (U.S. EPA, 1991b)	50 (adulto) (U.S. EPA, 1991b)	100 (adulto) 200 (niño) (U.S. EPA, 1989a)	100 (adulto) 200 (niño) (U.S. EPA, 1989a)
Peso corporal, BW	kg	70 (adulto) 15 (niño) (U.S. EPA, 1991b)	70 (adulto) (U.S. EPA, 1991b)	70 (adulto) 15 (niño) (U.S. EPA, 1991a)	70 (adulto) 15 (niño) (U.S. EPA, 1991a)
Factor de conversión factor, CF_2	días/año	365	365	365	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)			

4.1.2.1.2 INHALACIÓN

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la inhalación de material particulado y compuestos volátiles según los escenarios de uso de suelo previstos. El factor de emisión de material particulado (PEF) es representado por el término que incluye V, U_m/U_t , F(x), Q/C, y CF_3 ; usándose por defecto un valor de $1/(1,32 \times 10^9)$ (U.S. EPA, 1996). El término 1/VF sólo está presente si el contaminante es volátil; el factor de volatilización (VF) puede ser calculado usando el modelo de Jury et al. (1984)¹².

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{suelo}} \times EF \times ED \times \left(\frac{1}{VF} + \frac{0,036 \times (1-V) \times (U_m/U_t)^3 \times F(x)}{(Q/C) \times CF_3} \right) \times IR_{\text{aire}}}{CF_2 \times BW \times AT}$$

Tabla 4.3: PARÁMETROS DE INHALACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO Y COMPUESTOS VOLÁTILES

PARÁMETRO	UNIDADES	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{suelo}	mg/kg	Específico para cada contaminante			
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 1989a)	250 (U.S. EPA, 1991b)	40 (U.S. EPA, 1992)	350 (U.S. EPA, 1989a)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)	25 (U.S. EPA, 1991b)	30 (U.S. EPA, 1989a)	30 (U.S. EPA, 1989a)
Factor de volatilización, VF	m^3/kg	Específico para cada contaminante			
Fracción del terreno (sitio) que tiene una cubierta vegetal, V	adimensional	Específico para cada sitio: en ausencia de información emplear $V=0,5$ (U.S. EPA, 1996)	Específico para cada sitio: en ausencia de información emplear $V=0,5$ (U.S. EPA, 1996)	Específico para cada sitio: en ausencia de información emplear $V=0,5$ (U.S. EPA, 1996)	Específico para cada sitio: en ausencia de información emplear $V=0,5$ (U.S. EPA, 1996)
Velocidad de viento promedio anual, U_m	m/s	4,69 (U.S. EPA, 1996)	4,69 (U.S. EPA, 1996)	4,69 (U.S. EPA, 1996)	4,69 (U.S. EPA, 1996)
Valor umbral equivalente a la velocidad de viento a 7 m sobre el nivel del suelo, U_t	m/s	11,32 (U.S. EPA, 1996)	11,32 (U.S. EPA, 1996)	11,32 (U.S. EPA, 1996)	11,32 (U.S. EPA, 1996)

¹² Citado en U.S. EPA (1996): Jury, W.A., Farmer, W.J. and Spencer, W.F. 1984. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. J. Environ. Qual. 13(4):567-572.

ASESORÍA TÉCNICA “RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS A SITIOS CONTAMINADOS” ETAPA 2

PARÁMETRO	UNIDADES	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Función de distribución de la velocidad del viento, F(x)	adimensional	0,194 (Cowherd et al., 1985) ¹³	0,194 (Cowherd et al., 1985)	0,194 (Cowherd et al., 1985)	0,194 (Cowherd et al., 1985)
Inverso de la concentración promedio en el centro de una fuente de 0,5 acres, Q/C	(g·m ³)/(m ² ·s·kg)	90,8 (U.S. EPA,1996)	90,8 (U.S. EPA,1996)	90,8 (U.S. EPA,1996)	90,8 (U.S. EPA,1996)
Factor de conversión, CF ₃	s/hora	3.600	3.600	3.600	3.600
Tasa de inhalación, IR _{aire}	m ³ /día	20 (U.S. EPA,1989a)	20 (U.S. EPA,1989a)	6,7 (8 horas) (U.S. EPA,1992)	20 (U.S. EPA,1989a)
Factor de conversión factor, CF ₂	días/año	365	365	365	365
Peso corporal, BW	kg	70 (adulto) (U.S. EPA, 1991b)	70 (adulto) (U.S. EPA, 1991b)	70 (adulto) (U.S. EPA,1991a)	70 (adulto) (U.S. EPA,1991a)
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

¹³ Citado en U.S. EPA (1996): Cowherd, C., Muleski, G., Engelhart, P. and Gillette, D. 1985. Rapid Assessment of Exposure to Particulate Emissions from Surface Contamination. EPA/600/8-85/002. Office of Health and Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.

4.1.2.1.3 CONTACTO DÉRMICO

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para el contacto dérmico con suelos contaminados para los escenarios de uso de suelo previstos.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{suelo}} \times CF_4 \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{CF_2 \times BW \times AT}$$

Tabla 4.4: PARÁMETROS PARA EL CONTACTO DÉRMICO CON SUELO CONTAMINADO

PARÁMETRO	UNIDADES	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{suelo}	mg/kg	Específico para cada contaminante			
Factor de conversión, CF_4	(kg·cm ²)/(mg·m ²)	0,01	0,01	0,01	0,01
Superficie expuesta de piel, SA	m ² /día	0,53 Manos, antebrazos, cabeza, piernas (U.S. EPA, 1992)	0,316 Manos, antebrazos, cabeza (U.S. EPA, 1992)	0,53 Manos, antebrazos, cabeza, piernas (U.S. EPA, 1992)	0,53 Manos, antebrazos, cabeza, piernas (U.S. EPA, 1992)
Factor de adherencia de la tierra (suelo) a la piel, AF	mg/cm ²	1 (U.S. EPA, 1992)	1 (U.S. EPA, 1992)	1 (U.S. EPA, 1992)	1 (U.S. EPA, 1992)
Factor de absorción dérmica, ABS	adimensional	0,01 (compuestos orgánicos) 0,001 (compuestos inorgánicos) (U.S. EPA, 2000)			
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 1991a)	250 (U.S. EPA, 1991a)	40 (U.S. EPA, 1992)	350 (U.S. EPA, 1991a)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)	25 (U.S. EPA, 1991a)	30 (U.S. EPA, 1989a)	30 (U.S. EPA, 1989a)
Peso corporal, BW	kg	70 (adulto) (U.S. EPA, 1991a)			

ASESORÍA TÉCNICA “RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS A SITIOS CONTAMINADOS” ETAPA 2

PARÁMETRO	UNIDADES	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Factor de conversión factor, CF ₂	días/año	365	365	365	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)			

4.1.2.1.4 INGESTIÓN DE VEGETALES

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión de vegetales cultivados en suelos contaminados. Esta vía de exposición es considerada sólo para el escenario de uso de suelo agrícola.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{suelo}} \times (BV_{\text{wet}} + \text{MLF}) \times FI_V \times IR_V \times EF \times ED}{CF_2 \times BW \times AT}$$

Tabla 4.5: PARÁMETROS DE INGESTIÓN DE VEGETALES

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{suelo}	mg/kg	Específico para cada contaminante
Factor de transferencia de suelo a planta (peso húmedo), BV_{wet}	kg/kg	Específico para cada contaminante o $7,7 \times K_{ow}^{0,58}$ (compuestos orgánicos) (McKone, 1994) ¹⁴
Factor de adherencia de tierra al vegetal, MLF	adimensional	0,26 (hortalizas de hojas) (Pinder & McLeod, 1989) ¹⁵
Fracción de ingestión proveniente de la fuente contaminada, FI_V	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $FI_V=0,4$ (EPA 1989b)
Tasa de ingestión, IR_V	kg/d	0,2 (EPA 1989b)
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (EPA 1989a)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)
Factor de conversión factor, CF_2	días/año	365

¹⁴ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): McKone, T.E. 1994. Uncertainty and Variability in Human Exposures to Soil Contaminants Through Home-Grown Food: A Monte Carlo Assessment. Risk Anal. 14(4):449-463.

¹⁵ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): Pinder, J.E. and McLeod, K.W. 1989. Mass Loading of Soil Particles on Plant Surfaces. Health Phys. 57:935-942.

ASESORÍA TÉCNICA “RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS A SITIOS CONTAMINADOS” ETAPA 2

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Peso corporal, BW	kg	70 (EPA 1989a)
Periodo vital, LT	años	70 (EPA 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

4.1.2.1.5 INGESTIÓN DE CARNE

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión de carnes de animales en contacto con suelos contaminados. Esta vía de exposición es considerada sólo para el escenario de uso de suelo agrícola.

$$\text{Dosis} = \frac{\text{Bb} \times \text{C}_{\text{suelo}} \times \text{f}_p \times (\text{Q}_p \times \text{f}_s \times (\text{BV}_{\text{dry}} + \text{MLF}) + \text{Q}_s)}{\text{CF}_2 \times \text{BW} \times \text{AT}} \times \text{IR}_B \times \text{FI} \times \text{EF} \times \text{ED}$$

Tabla 4.6: PARÁMETROS DE INGESTIÓN DE CARNE

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{suelo}	mg/kg	Específico para cada contaminante
Coefficiente de transferencia a la carne, Bb	día/kg	Específico para cada contaminante o $2,5 \times 10^{-8} \times K_{ow}$ (compuestos orgánicos) (McKone, 1994) ¹⁶
Fración de tiempo (sobre una base anual) que el animal permanece en el sitio contaminado, f_p	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $f_p = 1$
Factor de transferencia de suelo a planta (peso seco), BV_{dry}	kg/kg	Específico para cada contaminante o $38 \times K_{ow}^{0.58}$ (compuestos orgánicos) (Travis & Arms, 1988) ¹⁷
Factor de adherencia de tierra al vegetal, MLF	adimensional	0,25 (pasto) (Hinton, 1992) ¹⁸
Ingesta de pasto, Q_p	kg/día	7,2 (ganado vacuno) 2,4 (cerdo) (IAEA, 1994) ¹⁹

¹⁶ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): McKone, T.E. 1994. Uncertainty and Variability in Human Exposures to Soil Contaminants Through Home-Grown Food: A Monte Carlo Assessment. Risk Anal. 14(4):449-463.

¹⁷ Citado en UTK (1999): Travis, C.C. and Arms, A.D. 1988. Bioconcentration of Organics in Beef, Milk, and Vegetation, Environ. Sci. Technol. 22(3):271-274.

¹⁸ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): Hinton, T.G. 1992. Contamination of Plants by Resuspension: A Review, with Critique of Measurement Methods. Sci. Total Environ. 121:177-193.

¹⁹ Citado en UTK (1999): International Atomic Energy Agency (IAEA). 1994. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environment. Tech. Rep. Ser. No. 364, Vienna, Austria.

ASESORÍA TÉCNICA “RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS A SITIOS CONTAMINADOS” ETAPA 2

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Ingesta de tierra (suelo), O_s	kg/día	1 (ganado vacuno) (IAEA, 1994) 0,1 (cerdo) (McMurter et al., 1993) ²⁰
Fracción del alimento del animal que proviene del sitio contaminado, f_s	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $f_s=1$
Tasa de ingestión de carne, IR_b	kg/día	0,075 (U.S. EPA, 1989b)
Fracción de ingestión proveniente de la fuente contaminada, F_I	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $F_I=1$
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 1989a)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)
Factor de conversión factor, CF_2	días/año	365
Peso corporal, BW	kg	70 (U.S. EPA, 1989a)
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

²⁰ Citado en UTK (1999): McMurter, H.J.G., Cureton P.M., Milne D., and Gaudet, C. 1993. Estimates of Soil Ingestion by Wild and Domestic Animals. Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, November 14, 1993. Houston, Texas.

4.1.2.1.6 INGESTIÓN DE LECHE

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión de leche de animales en contacto con suelos contaminados. Esta vía de exposición es considerada sólo para el escenario de uso de suelo agrícola.

$$\text{Dosis} = \frac{\text{Bm} \times \text{C}_{\text{suelo}} \times \text{f}_p \times (\text{Q}_p \times \text{f}_s \times (\text{BV}_{\text{dry}} + \text{MLF}) + \text{Q}_s)}{\text{CF}_2 \times \text{BW} \times \text{AT}} \times \text{IR}_M \times \text{FI} \times \text{EF} \times \text{ED}$$

Tabla 4.7: PARÁMETROS DE INGESTIÓN DE LECHE

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{suelo}	mg/kg	Específico para cada contaminante
Coefficiente de transferencia a la leche, B_m	día/L	Específico para cada contaminante o $7,9 \times 10^{-9} \cdot K_{ow}$ (compuestos orgánicos) (McKone, 1994) ²¹
Fración de tiempo (sobre una base anual) que el animal permanece en el sitio contaminado, f_p	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $f_p = 1$
Factor de transferencia de suelo a planta (peso seco), BV_{dry}	kg/kg	Específico para cada contaminante o $38 \times K_{ow}^{0,58}$ (compuestos orgánicos) (Travis & Arms, 1988) ²²
Factor de adherencia de tierra al vegetal, MLF	adimensional	0,25 (pasto) (Hinton, 1992) ²³
Ingesta de pasto, Q_p	kg/día	16,1 (ganado lechero) (IAEA, 1994) ²⁴
Ingesta de tierra (suelo), Q_s	kg/día	1 (ganado lechero) (IAEA, 1994)
Fración del alimento del animal que proviene del sitio contaminado, f_s	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $f_s = 1$

²¹ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): McKone, T.E. 1994. Uncertainty and Variability in Human Exposures to Soil Contaminants Through Home-Grown Food: A Monte Carlo Assessment. Risk Anal. 14(4):449-463.

²² Citado en UTK (1999): Travis, C.C. and Arms, A.D. 1988. Bioconcentration of Organics in Beef, Milk, and Vegetation, Environ. Sci. Technol. 22(3):271-274.

²³ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): Hinton, T.G. 1992. Contamination of Plants by Resuspension: A Review, with Critique of Measurement Methods. Sci. Total Environ. 121:177-193.

²⁴ Citado en UTK (1999): International Atomic Energy Agency (IAEA). 1994. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environment. Tech. Rep. Ser. No. 364, Vienna, Austria.

ASESORÍA TÉCNICA "RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS A SITIOS CONTAMINADOS" ETAPA 2

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Fracción de ingestión proveniente de la fuente contaminada, FI	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear FI=1
Tasa de ingestión, IR _M	L/día	0,509 (adulto) 0,305 (niño) (U.S. EPA, 1989b)
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 1989a)
Duración de la exposición, ED	años	24 (adulto) 6 (niño) (U.S. EPA, 1989a)
Peso corporal, BW	kg	70 (adulto) 15 (niño) (U.S. EPA, 1991a)
Factor de conversión factor, CF ₂	días/año	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

4.1.2.2 Exposición a Contaminantes en Aguas Superficiales y Subterráneas

Las vías de exposición evaluadas incluyen la ingestión, inhalación al interior de edificios (residencias), contacto dérmico y la ingestión de productos agrícolas. Estas se resumen en la tabla a continuación para cada escenario de uso de suelo evaluado.

Tabla 4.8: EXPOSICIÓN A AGUAS CONTAMINADAS SEGÚN ESCENARIO DE USO DE SUELO

VÍA DE EXPOSICIÓN	USO DE SUELO			
	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Ingestión	Si	Si	Si	Si
Inhalación	Si	No	No	Si
Contacto Dérmico	Si	No	Si	Si
Ingestión de Vegetales	No	No	No	Si
Ingestión de Carne	No	No	No	Si
Ingestión de Leche	No	No	No	Si
Ingestión de Pescados	No	No	Si	No

4.1.2.2.1 INGESTIÓN

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión accidental de aguas contaminadas para los escenarios de uso de suelo previstos.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{agua}} \times IR_w \times EF \times ED}{CF_2 \times BW \times AT}$$

Tabla 4.9: PARÁMETROS PARA LA INGESTIÓN DE AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS

PARÁMETRO	UNIDADES	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{agua}	mg/L	Específico para cada contaminante			
Tasa de ingestión, IR_w	L/d	2 (U.S. EPA, 1989a)	1 (U.S. EPA, 1991a)	0,05 (U.S. EPA, 2000)	2 (U.S. EPA, 1989)
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 1989a)	250 (U.S. EPA, 1991a)	40 (U.S. EPA, 1992)	350 (U.S. EPA, 1989a)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)	25 (U.S. EPA, 1991a)	30 (U.S. EPA, 1989a)	30 (U.S. EPA, 1989a)
Peso corporal, BW	kg	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Factor de conversión factor, CF_2	días/año	365	365	365	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)			

4.1.2.2.2 INHALACIÓN

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la inhalación de compuestos volátiles debido al uso de agua contaminada al interior de una residencia (en la ducha).

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{agua}} \times K \times IR_{\text{aire}} \times EF \times ED}{CF_2 \times BW \times AT}$$

Tabla 4.10: PARÁMETROS PARA LA INHALACIÓN DE COMPUESTOS VOLÁTILES

PARÁMETRO	UNIDADES	RESIDENCIAL	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{agua}	mg/L	Específico para cada contaminante	Específico para cada contaminante
Factor de volatilización, K	L/m ³	Específico para cada contaminante o factor de volatilización de Andelman (1990) ²⁵ $0,0005 \times 10^3$	Específico para cada contaminante o factor de volatilización de Andelman (1990) $0,0005 \times 10^3$
Tasa de inhalación, IR_{aire}	m ³ /día	20 (U.S. EPA, 1989a)	20 (U.S. EPA, 1989a)
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 1991a)	350 (U.S. EPA, 1991a)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)	30 (U.S. EPA, 1989a)
Peso corporal, BW	kg	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Factor de conversión factor, CF_2	días/año	365	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

²⁵ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): Andelman, J.B. 1990. Total Exposure to Volatile Organic Chemicals in Potable Water. Ram, N.M., Christman, R.F. and Cantor, K.P. (Eds). Lewis Publishers.

4.1.2.2.3 CONTACTO DÉRMICO

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para el contacto dérmico con aguas contaminados para los escenarios de uso de suelo previstos.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{agua}} \times SA \times P_C \times CF_6 \times ED \times EF \times ET}{CF_2 \times BW \times AT}$$

Tabla 4.11: PARÁMETROS PARA EL CONTACTO DÉRMICO CON AGUAS CONTAMINADAS

PARÁMETRO	UNIDADES	RESIDENCIAL	RECREACIONAL	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{agua}	mg/L	Específico para cada contaminante	Específico para cada contaminante	Específico para cada contaminante
Superficie expuesta de piel, SA	m ²	1,94 (adulto hombre) (U.S. EPA, 1992)	1,94 (adulto hombre) (U.S. EPA, 1992)	1,94 (adulto hombre) (U.S. EPA, 1992)
Constante de permeabilidad, P_c	cm/h	Específico para cada contaminante	Específico para cada contaminante	Específico para cada contaminante
Factor de conversión, CF_6	(L·m)/(cm·m ³)	10	10	10
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)	30 (U.S. EPA, 1989a)	30 (U.S. EPA, 1989a)
Frecuencia de exposición, EF	eventos/año	350 (U.S. EPA, 1989a)	40 (U.S. EPA, 1992)	350 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de exposición, ET	h/evento	0,2 (U.S. EPA, 1992)	2,6 (U.S. EPA, 1989a)	0,2 (U.S. EPA, 1992)
Peso corporal, BW	kg	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Factor de conversión factor, CF_2	días/año	365	365	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

4.1.2.2.4 INGESTIÓN DE VEGETALES

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión de vegetales cultivados con aguas contaminadas. Esta vía de exposición es considerada sólo para el escenario de uso de suelo agrícola.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{agua}} \cdot r_{\text{irr}} \cdot f_{\text{irr}} \left[\frac{(BV_{\text{wet}} + \text{MLF})(1 - \exp(-\lambda_{\text{HL}} t_b))}{P \cdot \lambda_{\text{HL}}} + \frac{I_f \cdot T(1 - \exp(-\lambda_E t_V))}{Y_V \cdot \lambda_E} \right] \cdot FI_V \cdot IR_V \cdot EF \cdot ED}{CF_2 \cdot BW \cdot AT}$$

Tabla 4.12: PARÁMETROS DE INGESTIÓN DE VEGETALES

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Concentración en el agua, C_{agua}	mg/L	Específico para cada contaminante
Tasa de irrigación, r_{irr}	L/m ² ·día	Específico para cada sitio
Periodo de irrigación, f_{irr}	adimensional	0,25 (3 meses por año)
Factor de transferencia de suelo a planta (peso húmedo), BV_{wet}	kg/kg	Específico para cada contaminante o $7,7 \times K_{ow}^{0,58}$ (compuestos orgánicos) (McKone, 1994) ²⁶
Factor de adherencia de tierra al vegetal, MLF	adimensional	0,26 (hortalizas de hojas) (Pinder & McLeod, 1989) ²⁷
Tasa de remoción del contaminante desde el suelo debido a procesos de lixiviación y periodos de cosecha, λ_{HL}	1/día	$2,7 \times 10^{-5}$ (NCRP, 1989) ²⁸
Depositación y acumulación a largo plazo (en el suelo), t_b	días	10.950 (en 30 años) (NCRP, 1985) ²⁹

²⁶ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): McKone, T.E. 1994. Uncertainty and Variability in Human Exposures to Soil Contaminants Through Home-Grown Food: A Monte Carlo Assessment. Risk Anal. 14(4):449-463.

²⁷ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): Pinder, J.E. and McLeod, K.W. 1989. Mass Loading of Soil Particles on Plant Surfaces. Health Phys. 57:935-942.

²⁸ Se asume una vida media del contaminante de 70 años (i.e., $\lambda_{\text{HL}} = 0,693/(70 \times 365) = 0,000027$ días⁻¹). Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): National Council on Radiation Protection Measurement (NCRP). January 1989. Screening Techniques for Determining Compliance with Environmental Standards. Releases of Radionuclides to the Atmosphere. NCRP Commentary No.3. Bethesda, Maryland.

²⁹ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). 1985. Radiological Assessment: Predicting the Transport, Bioaccumulation, and Uptake by Man of Radionuclides Released to the Environment. NCRP Report No. 76. Bethesda, Maryland.

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Densidad del suelo en la zona de las raíces, ρ^{30}	kg/m ²	240 (UTK, 1999)
Fracción interceptada ³¹ , I_r	adimensional	0,42 (Miller, 1980) ³²
Factor de translocación del contaminante en la planta ³³ , T	adimensional	1 (hortalizas de hojas) 0,1 (otros vegetales) (NCRP, 1985) ³⁴
Degradación del contaminante (en el vegetal) debido a procesos climáticos, λ_E	1/día	0,0495 (NCRP, 1985) ³⁵
Tiempo de exposición sobre el nivel del suelo ³⁶ , t_v	días	60 (NCRP, 1985)
Rendimiento del cultivo (peso húmedo), Y_v	kg/m ²	2 (NCRP 1985)
Fracción de ingestión proveniente de la fuente contaminada, F_{lv}	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $F_{lv}=0,4$ (EPA 1989b)
Tasa de ingestión, IR_v	kg/d	0,2 (EPA 1989b)

³⁰ Para obtener la densidad del suelo en la zona de las raíces en kg/m² peso seco, se multiplica la densidad del suelo (kg/m³) por la profundidad alcanzada por las raíces (m). Si bien esta última depende de la especie y de las condiciones del suelo, la profundidad habitualmente usada en modelos de exposición es 0,15 m. Luego, si se considera que la densidad del suelo es 1.600 kg/m³ (valor asumido como típico), la densidad del suelo en la zona de las raíces resultante es de 240 kg/m², valor que es recomendado para ser usado por defecto por UTK (1999).

³¹ Fracción de la depositación aérea que es interceptada por las superficies foliares; dependiente del tipo de planta y de la densidad de la vegetación.

³² Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): Miller, C.W. 1980. An Analysis of Measured Values for the Fraction of a Radioactive Aerosol Intercepted by Vegetation. Health Phys. 38:705-712.

³³ Usado para explicar el movimiento de los contaminantes desde las superficies vegetales donde fueron depositados hasta las porciones comestibles de la planta.

³⁴ Citado en UTK (1999): National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). 1985. Radiological Assessment: Predicting the Transport, Bioaccumulation, and Uptake by Man of Radionuclides Released to the Environment. NCRP Report No. 76. Bethesda, Maryland.

³⁵ NCRP (1985) considera una vida media de degradación debido a procesos climáticos de 14 días (i.e., el tiempo requerido para que se pierda la mitad del material originalmente depositado sobre una planta; en inglés, “weathering half-life”), es decir, $\lambda_{HL}=0,693/14=0,0495$ días⁻¹). Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). 1985. Radiological Assessment: Predicting the Transport, Bioaccumulation, and Uptake by Man of Radionuclides Released to the Environment. NCRP Report No. 76. Bethesda, Maryland.

³⁶ Duración de la exposición de un cultivo a la contaminación aérea, durante la temporada de crecimiento; si bien es un factor que depende del tipo de planta y de la región donde se realice el cultivo, la práctica estándar es emplear 30 días para pastos y 60 días para hortalizas (UTK, 1999).

ASESORÍA TÉCNICA “RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS A SITIOS CONTAMINADOS” ETAPA 2

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (EPA 1989a)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)
Peso corporal, BW	kg	70 (EPA 1989a)
Factor de conversión factor, CF ₂	días/año	365
Periodo vital, LT	años	70 (EPA 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

4.1.2.2.5 INGESTIÓN DE CARNE

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión de carnes de animales que consumen aguas contaminadas. Esta vía de exposición es considerada sólo para el escenario de uso de suelo agrícola.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{agua}} \times Q_w \times Bb \times IR_B \times FI \times EF \times ED}{CF_2 \times BW \times AT}$$

Tabla 4.13: PARÁMETROS DE INGESTIÓN DE CARNE

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Concentración en el agua, C_{agua}	mg/L	Específico para cada contaminante
Cantidad de agua ingerida (ganado), Q_w	L/día	50 (ganado vacuno) 8 (cerdo) (IAEA, 1994) ³⁷
Coefficiente de transferencia a la carne, Bb	día/kg	Específico para cada contaminante o $2,5 \times 10^{-8} \cdot K_{ow}$ (compuestos orgánicos) (McKone, 1994) ³⁸
Tasa de ingestión de carne, IR_B	kg/día	0,075 (U.S. EPA, 1989b)
Fracción de ingestión proveniente de la fuente contaminada, FI	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $FI=1$
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 1989a)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)
Peso corporal, BW	kg	70 (U.S. EPA, 1989a)
Factor de conversión factor, CF_2	días/año	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)

³⁷ Citado en UTK (1999): International Atomic Energy Agency (IAEA). 1994. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environment. Tech. Rep. Ser. No. 364, Vienna, Austria.

³⁸ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): McKone, T.E. 1994. Uncertainty and Variability in Human Exposures to Soil Contaminants Through Home-Grown Food: A Monte Carlo Assessment. Risk Anal. 14(4):449-463.

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

4.1.2.2.6 INGESTIÓN DE LECHE

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión de leche de animales que consumen aguas contaminadas. Esta vía de exposición es considerada sólo para el escenario de uso de suelo agrícola.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{agua}} \times B_m \times Q_w \times I R_M \times F I \times E F \times E D}{C F_2 \times B W \times A T}$$

Tabla 4.14: PARÁMETROS PARA LA INGESTIÓN DE LECHE

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Concentración en el suelo, C_{agua}	mg/L	Específico para cada contaminante
Cantidad de agua ingerida (ganado), Q_w	L/día	75 (ganado lechero) (IAEA, 1994) ³⁹
Coefficiente de transferencia a la leche, B_m	día/L	Específico para cada contaminante o $7,9 \times 10^{-9} \cdot K_{ow}$ (compuestos orgánicos) (McKone, 1994) ⁴⁰
Tasa de ingestión, $I R_M$	L/día	0,509 (adulto) 0,305 (niño) (U.S. EPA, 1989b)
Fracción de ingestión proveniente de la fuente contaminada, $F I$	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $F I = 1$
Frecuencia de exposición, $E F$	días/año	350 (U.S. EPA, 1989a)
Duración de la exposición, $E D$	años	24 (adulto) 6 (niño) (U.S. EPA, 1989a)

³⁹ Citado en UTK (1999): International Atomic Energy Agency (IAEA). 1994. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environment. Tech. Rep. Ser. No. 364, Vienna, Austria.

⁴⁰ Citado en UTK (1999) y U.S. DOE (2003): McKone, T.E. 1994. Uncertainty and Variability in Human Exposures to Soil Contaminants Through Home-Grown Food: A Monte Carlo Assessment. Risk Anal. 14(4):449-463.

ASESORÍA TÉCNICA “RIESGOS AMBIENTALES ASOCIADOS A SITIOS CONTAMINADOS” ETAPA 2

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Peso corporal, BW	kg	70 (adulto) 15 (niño) (U.S. EPA, 1991a)
Factor de conversión factor, CF ₂	días/año	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

4.1.2.2.7 INGESTIÓN DE PESCADOS

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la ingestión de pescados que habitan aguas contaminadas. Esta vía de exposición es considerada sólo para el escenario de uso de suelo recreacional.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{agua}} \times \text{BF} \times \text{IR}_F \times \text{FI} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{CF}_2 \times \text{BW} \times \text{AT}}$$

Tabla 4.15: PARÁMETROS DE INGESTIÓN DE PESCADOS

PARÁMETRO	UNIDADES	AGRÍCOLA
Concentración en el agua, C_{agua}	mg/L	Específico para cada contaminante
Factor de bioacumulación	L/kg	Específico para cada contaminante
Tasa de ingestión, IR_F	kg/día	0,054 (adulto) (U.S. EPA, 2000)
Fracción de ingestión proveniente de la fuente contaminada, FI	adimensional	Específico para cada sitio; en ausencia de información emplear $\text{FI}=1$
Frecuencia de exposición, EF	días/año	350 (U.S. EPA, 2000)
Duración de la exposición, ED	años	30 (U.S. EPA, 1989a)
Peso corporal, BW	kg	70 (adulto) (U.S. EPA, 1991a)
Factor de conversión factor, CF_2	días/año	365
Periodo vital, LT	años	70 (U.S. EPA, 1989a)
Tiempo de promediación, AT	años	LT (cancerígeno) ED (no cancerígeno)

4.2 RECEPTORES ECOLÓGICOS

Como con la evaluación de la exposición sobre la salud humana, la exposición representa el contacto entre un Contaminante de Interés Potencial y un receptor ecológico e incluye consideraciones relativas a su magnitud, frecuencia y duración.

En una evaluación preliminar de riesgos, debido a la naturaleza conservadora de la misma, se considera que estos tres últimos parámetros están en su máximo, como también lo es la biodisponibilidad de cada contaminante. Se asume también que todos los receptores están constantemente expuestos durante su etapa de vida más sensible (por ejemplo, huevo, larva, adulto), a la concentración máxima reportada de la sustancia química. Además, junto con suponer que la biodisponibilidad del contaminante es igual a un 100%, cuando se requiera se deben usar las tasas máximas de ingestión y los pesos corporales mínimos. Para biota que se alimenta de más de un tipo de alimento, se debe considerar que la dieta consiste del alimento que está más contaminado, y que la totalidad (100%) de la dosis del contaminante es asimilada por los tejidos del receptor y está disponible para ser transferida al siguiente nivel trófico (eficiencia de asimilación).

La estimación de exposición es más simple para la biota que habita en aguas superficiales y sedimentos (tales como invertebrados y peces), y para la vegetación terrestre. Para estos receptores se considera que la exposición ocurre mediante contacto directo (absorción a través de superficies corporales y/o ingestión) con un medio contaminado; al realizar una evaluación preliminar de riesgos también se debería considerar que la exposición ocurre en las concentraciones máximas reportadas del contaminante.

Para organismos superiores tales como aves y mamíferos, la principal ruta de exposición generalmente considerada es la ingestión de alimentos o medios contaminados, y la exposición es estimada como una dosis de contaminante. Para estos receptores, modelos con la siguiente forma general son usados para predecir dicha dosis:

$$\text{Dosis} = C \times IR \times F \times SUF \times AE \times BA$$

donde:

Dosis = Dosis diaria del contaminante recibida por el receptor,

C = Concentración del contaminante en el alimento o medio ingerido,

IR = Tasa de ingestión del alimento o medio,

F = Fracción del alimento o medio de la dieta total del receptor,

- SUF = Factor de uso del sitio, calculado como la extensión del territorio (área de residencia) del receptor dividida por el área del sitio,
- AE = Eficiencia de asimilación, y
- BA = Biodisponibilidad del contaminante.

En una evaluación preliminar de riesgos los valores que deben ser usados por defecto son los siguientes:

- C = La concentración máxima reportada,
- IR = La tasa más alta informada en la literatura o calculada en base a relaciones alométricas,
- F = 1,0 (el 100% de la dieta está contaminada),
- SUF = 1,0 (los receptores habitan el sitio durante 100% del tiempo),
- AE = 1,0 (100%), y
- BA = 1,0 (100%).

Estos parámetros, denominados factores de exposición, son los mismos parámetros usados en una evaluación de riesgos detallada, aunque para este último efecto, los valores de arriba son reemplazados por valores menos conservadores (es decir, AE, BA y SUF son todos menores que 100%) y más específicos al sitio.

Para estimar la exposición, se debe derivar un modelo de dosis con la forma general indicada arriba para cada ruta completa de exposición identificada. Una dosis de exposición debe entonces calcularse para cada ruta y Contaminante de Interés Potencial, y una dosis total debe ser estimada sumando las dosis calculadas para todas las rutas apropiadas. Por ejemplo, un ratón puede estar expuesto a un contaminante mediante la ingestión de agua, suelos y alimentos contaminados; para estimar la dosis total del contaminante al ratón, se debe calcular una dosis para cada ruta de exposición y las tres dosis se deben sumar para obtener una dosis total. Este proceso es luego repetido para cada par “Contaminante de Interés Potencial—Receptor” siendo evaluado.

4.3 BIOMARCADORES

El término biomarcador, o marcador biológico en forma desarrollada, se define como un hecho que se produce en un sistema biológico, el cuerpo humano por ejemplo, y que puede medirse. Ese hecho se interpreta después como reflejo, o marcador, de un estado más general del organismo o de su esperanza de vida.

Se utilizan biomarcadores en estudios tanto in vitro como in vivo que pueden incluir a seres humanos. Los marcadores biológicos se clasifican por lo general en tres tipos concretos. Aunque algunos de ellos pueden ser difíciles de clasificar, suelen separarse en biomarcadores de la exposición, biomarcadores del efecto y biomarcadores de la susceptibilidad.

Con los biomarcadores de exposición se pretende disminuir la incertidumbre de la estimación del riesgo asociada al uso de los procedimientos matemáticos clásicos, pues el biomarcador de exposición da la pauta sobre la biodisponibilidad de las sustancias.

Si bien el uso de biomarcadores encarece la metodología, los resultados y las conclusiones que pueden obtenerse con su empleo pueden justificar plenamente el costo.

Un biomarcador de la exposición puede ser un compuesto exógeno (o un metabolito) que se introduce en el cuerpo, un producto interactivo entre el compuesto (o metabolito) y un componente endógeno, o cualquier otro hecho relacionado con la exposición. Lo más habitual es que los biomarcadores de exposiciones a compuestos estables, como los metales, comprendan mediciones de las concentraciones del metal en muestras apropiadas, como la sangre, el suero o la orina. En el caso de las sustancias volátiles puede evaluarse su concentración en el aire espirado (tras la inhalación de aire libre de contaminación). Si el compuesto se metaboliza en el cuerpo, pueden elegirse uno o varios metabolitos como biomarcadores de la exposición; los metabolitos suelen determinarse en muestras de orina.

5 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

Al iniciar esta etapa del proceso de evaluación se debe haber reunido toda la información disponible del sitio, confeccionado un listado de Contaminantes de Interés Potencial que deben ser evaluados, identificado los receptores, desarrollado un modelo conceptual del sitio, identificado rutas de exposición completas entre la contaminación del sitio y los receptores, y estimado la exposición de dichos receptores en la forma de una dosis o directamente de las concentraciones ambientales en los compartimentos correspondientes según corresponda.

Esta información es usada a continuación para estimar los riesgos potenciales que los contaminantes del sitio pueden significar a los receptores humanos y a los bienes a proteger identificados (representados por receptores ecológicos en una evaluación de riesgos preliminar).

5.1 SALUD HUMANA

El riesgo se calcula por separado para cancerígenos y no cancerígenos. Para estos últimos, los riesgos son estimados usando el método del cociente de peligro (en adelante HQ; del inglés "*hazard quotient*") (Sección 5.1.2.2), lo que requiere que se divida el valor de la dosis suministrada por cada ruta por el valor de la RfD (o RfC). Se deben seleccionar las RfD para los mismos períodos y vías de exposición que se usaron en la estimación de las dosis suministradas y/o absorbidas. La dosis suministrada para el cálculo de los riesgos de cáncer se debe estimar para exposiciones por todo el período vital (70 años).

5.1.1 Prueba de consistencia

Los números que se comparen en la estimación de riesgos, además de ser válidos, deben ser consistentes entre sí. Es necesario demostrar la validez de las suposiciones que se hicieron en los estudios de exposición y de toxicidad para cada contaminante y ruta de exposición evaluada. Estas suposiciones incluyen los períodos de promediación de las exposiciones, la vía de exposición y los ajustes de la absorción. El principio básico, en este caso, es asegurarse que las estimaciones de exposición correspondan tan cercanamente como sea posible con las suposiciones utilizadas en el desarrollo de los índices de toxicidad.

5.1.1.1 Períodos de promediación de la exposición

Si los índices de toxicidad están basados en exposiciones vitalicias, entonces la exposición deberá estar expresada en los mismos términos.

Para estimar los riesgos de cáncer, las dosis se calculan promediando la dosis total acumulada durante el período vital. Para evaluar efectos no-cancerígenos debido a exposiciones que no son de por vida, se deben usar RfD subcrónicas o para exposiciones cortas; se debe evitar comparar RfD crónicas con exposiciones de más corta duración.

Las exposiciones usadas en las evaluaciones de toxicidad deben ser semejantes en duración a las exposiciones evaluadas en el sitio, para que las estimaciones de los riesgos sean suficientemente conservadoras y protejan adecuadamente la salud humana, particularmente en lo referente a los efectos subcrónicos y de corta duración. Si no se cuenta con datos de toxicidad para exposiciones de corta duración, se pueden utilizar las RfD crónicas como valor inicial. Si la relación entre la dosis asociada a una exposición de corta duración y la RfD crónica es menor que 1, entonces hay muy pocas probabilidades de que se presenten efectos adversos. Si este cociente es mayor que 1, se deben buscar o generar valores de RfD para el período adecuado, y así confirmar la existencia o ausencia de un riesgo significativo para la salud.

5.1.1.2 Vía de exposición

Se debe confirmar que los índices de toxicidad para cada ruta de exposición sean consistentes con la vía de ingreso del contaminante. Cuando las sustancias tienen efecto en el sistema de ingreso, no es posible extrapolar los índices de toxicidad de una vía a otra. Por ejemplo, un índice de toxicidad basado en la aparición de tumores en los pulmones que se generan solamente por la inhalación del químico, no será apropiado para estimar el riesgo cuando en el sitio sólo se observa una exposición dérmica. En la actualidad, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos sólo considera como apropiado que se extrapolen a exposición dérmica, índices desarrollados con exposiciones orales. No se recomienda que se extrapolen índices derivados por exposición por inhalación para usarse en evaluación de riesgos por exposición oral, aunque en algunas ocasiones sí se hace.

Las RfC obtenidas desde el Integrated Risk Information System (IRIS) normalmente estarán expresadas como concentraciones de contaminante en el aire ambiental (mg/m^3) y no como dosis administradas ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{día}$). Es por ello necesario transformar las unidades para que sean las mismas unidades con las que se calculan las dosis suministradas en la evaluación de la exposición. Se debe multiplicar la RfC por 20 para considerar el volumen de aire inhalado por una persona por día expresado en

metros cúbicos, y dividir por 70 que es el peso promedio de la población expresado en kilogramos.

5.1.1.3 Ajustes a la absorción

Debe de corroborarse que las exposiciones y los índices de toxicidad estén ambos expresados como dosis suministradas o como dosis absorbidas. Con la excepción de las exposiciones dérmicas, los índices tabulados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos están referidos a dosis suministradas. En el caso de las exposiciones dérmicas los índices se calculan con las dosis absorbidas.

En algunas ocasiones, es conveniente, corregir por diferencias entre las eficiencias de absorción por medio de exposición por ejemplo; alimentos, suelos o agua por vía oral y agua o partículas por inhalación, aunque no siempre se recomienda hacerlo. Sólo si se tienen argumentos de peso que justifique la corrección.

Los valores de RfD y factor de pendiente para ingestión (vía oral) publicados, normalmente suponen ingestión en solución acuosa, aunque en muchas ocasiones los experimentos usaron aceite de maíz como vehículo. Esto proporciona un factor de incertidumbre adicional.

5.1.2 Riesgos por sustancias individuales

5.1.2.1 Efectos cancerígenos

Los efectos cancerígenos o sea, la probabilidad de que un individuo desarrolle cáncer por exposición vitalicia a una sustancia, se estima a partir del producto entre las dosis de exposición estimadas y la probabilidad específica de desarrollar cáncer (riesgo de cáncer por unidad de dosis o factor de pendiente) para el contaminante de interés.

$$\text{Riesgo} = \text{Dosis} \times \text{FP}$$

donde:

Riesgo = Probabilidad adimensional de que un individuo desarrolle cáncer,

Dosis = Dosis diaria del contaminante recibida por el receptor (promediada durante 70 años) (mg/kg·día),

FP = Factor de pendiente (mg/kg·día)⁻¹

El incremento en el riesgo de cáncer que es permisible depende de la legislación de cada país; en general se acepta 1×10^{-6} , 1×10^{-5} o 1×10^{-4} (es decir que el riesgo adicional de que un individuo desarrolle cáncer sea de 1 en un millón, 1 en cien mil o 1 en diez mil respectivamente).

5.1.2.2 Efectos no-cancerígenos

El potencial de efectos no-cancerígenos se evalúa comparando el nivel de exposición especificado durante un determinado período (por ejemplo el período vital) con una dosis de referencia derivada para un período similar de exposición. A esta relación se le denomina cociente de peligro (HQ) y se define así:

$$\text{Cociente de Peligro (HQ)} = \text{Dosis} / \text{RfD}$$

donde:

$$\text{Dosis} = \text{Nivel de exposición (o dosis suministrada) (mg/kg·día o mg/m}^3\text{),}$$

$$\text{RfD o RfC} = \text{Dosis o concentración de referencia (mg/kg·día o mg/m}^3\text{)}$$

La dosis y la RfD deben de estar expresadas en las mismas unidades y representar el mismo período de exposición (o sea crónico, subcrónico o de corta duración) y la misma vía de exposición.

Este cociente supone que hay un nivel de exposición (RfD) abajo del cual es poco probable que se presente un efecto adverso, aún en poblaciones sensibles. Si los niveles de exposición exceden este valor, entonces existe el peligro de que potencialmente se presenten efectos no-cancerígenos (es decir HQs inferiores a 1,0 son indicativos de riesgos aceptables, mientras que HQs superiores a 1,0 indican riesgos inaceptables). En general entre mayor sea el valor del cociente arriba de la unidad, mayor será la preocupación de que se presente un efecto.

El valor del cociente no debe de interpretarse como una probabilidad de que se presente un efecto adverso. La curva dosis-respuesta no es lineal así que no hay proporcionalidad directa a valores muy superiores a la RfD.

5.1.3 Riesgos agregados

El cálculo de los riesgos asociados a la exposición de mezclas de contaminantes se hace suponiendo que los efectos son aditivos. Para los efectos cancerígenos:

$$\text{Riesgo}_T = \text{Riesgo}_1 + \text{Riesgo}_2 + \text{Riesgo}_3 + \dots$$

donde:

$$\text{Riesgo}_T = \text{Riesgo total de cáncer}$$

$$\text{Riesgo}_1 = \text{Riesgo estimado para la sustancia 1}$$

$$\text{Riesgo}_2 = \text{Riesgo estimado para la sustancia 2, etc.}$$

Para evaluar los efectos no cancerígenos producidos por la exposición simultánea a más de un contaminante se calcula el índice de peligro⁴¹ (HI), equivalente a la suma de los HQs correspondientes. Cuando la suma es mayor que 1 se interpreta como que existe el peligro de que se presenten efectos adversos (es decir, un HI inferior a 1,0 es indicativo de riesgos aceptables, mientras que un HI superior a 1,0 indica riesgos inaceptables). Los índices de peligro para exposiciones crónicas, subcrónicas y agudas se calculan por separado usando las dosis suministradas y RfDs adecuadas.

Los riesgos de cáncer resultantes de la exposición a través de varias vías son considerados aditivos, siempre y cuando sean para los mismos períodos de exposición.

Si al evaluar los efectos tóxicos no cancerígenos el HI es mayor que 1 como consecuencia de sumar varios HQs de valor similar entonces se deben segregar los compuestos por efecto y mecanismo de acción, y se deben derivar HIs para cada grupo individual. Cuando dos compuestos producen efectos adversos en el mismo órgano, aunque sea por diferentes mecanismos, sus dosis se consideran aditivas.

5.2 ECOLÓGICO

En una evaluación de riesgos ecológicos, los riesgos son estimados usando el método del cociente de peligro. El método del cociente compara las exposiciones estimadas con concentraciones causantes de efectos, para proporcionar una estimación cuantitativa del riesgo, el HQ.

El HQ es simplemente la razón entre la exposición estimada y una concentración considerada representante de una dosis o concentración ambiental “segura”⁴². Esta concentración “segura” constituye lo que anteriormente se denominó un Valor de Referencia.

El HQ es calculado usando la siguiente ecuación:

$$HQ = \frac{\text{(Exposición Estimada)}}{VCP}$$

donde:

HQ = Cociente de peligro,

⁴¹ Hazard index.

⁴² U.S. Environmental Protection Agency. 1997. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final. EPA/540/R-97/006. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC.

Exposición Estimada = La concentración ambiental máxima o la dosis calculada (equivalente a la concentración ambiental prevista o PEC⁴³ de la relación PEC/PNEC), y

VCP = Valor de referencia (equivalente a la concentración sin efecto previsible o PNEC⁴⁴ de la relación PEC/PNEC).

El valor del HQ puede variar desde cualquier valor mayor que cero hasta infinito, considerándose que los valores inferiores a 1,0 son indicativos de un riesgo aceptable. Se deberá generar un listado de los valores HQ para cada par “Contaminante de Interés Potencial—Receptor”.

La tabla muestra un ejemplo de estimaciones de este cociente para dos receptores y múltiples contaminantes. Para cada par “Contaminante de Interés Potencial—Receptor” se calculan los HQs para la exposición total estimada y para cada ruta de exposición. El cálculo de cocientes por cada ruta individual permitiría la identificación de las rutas y medios que presentan potencialmente el mayor grado de riesgo inaceptable para el receptor. Información que podría luego ser usada para orientar una evaluación de riesgos detallada, en caso de que tal estudio fuese iniciado. En el ejemplo anterior, los valores de HQ para el ratón de cola larga deberían calcularse para las vías de ingestión de alimentos, ingestión de agua e ingestión de suelo (tierra), así como también la dosis total debido a las tres vías.

⁴³ Predicted Environmental Concentration.

⁴⁴ Predicted No Effect Concentration.

EJEMPLO DE HQs CALCULADOS A PARTIR DE DOSIS ESTIMADAS PARA EL RATÓN DE COLA LARGA Y EL AGUILUCHO DE COLA ROJIZA (valores simulados)

RECEPTOR	CONTAMINANTE	DOSIS (mg/kg-día)	VCP (mg/kg-día)	HQ
Ratón de cola larga	Aluminio	0,001	2,1	< 0,1
	Cadmio	21,3	1,9	11,2
	Cromo	0,001	6,6	< 0,1
	Hierro	4.200	ND	ND
	Plomo	5,7	16	0,3
	Zinc	15,4	320	< 0,1
	PCB (total)	0,0001	0,18	< 0,1
Aguilucho de cola rojiza	Aluminio	0,001	110	< 0,1
	Cadmio	0,23	1,45	0,2
	Cromo	0,001	1,00	< 0,1
	Hierro	0,58	ND	ND
	Plomo	0,58	3,85	0,2
	Zinc	1,5	14,5	0,1
	PCB (total)	0,001	0,18	< 0,1

[En este ejemplo, los valores indicados en la columna “dosis” representan la suma de las dosis individuales calculadas para cada ruta y receptor, y el HQ estimado es para la dosis total estimada. Se debe notar que únicamente el HQ calculado para el par cadmio-ratón excede el valor de 1,0 indicando un riesgo potencialmente inaceptable.]

El método del HQ tiene un número de características que lo hacen particularmente útil para la estimación de riesgos. En primer lugar, es un cálculo relativamente simple y rápido, y por ende económico. En segundo lugar, la aceptabilidad del riesgo se basa en la comparación del HQ calculado con un único valor crítico (HQs inferiores a 1,0 son indicativos de riesgos aceptables, mientras que HQs superiores a 1,0 indican riesgos inaceptables), luego es muy fácil comunicar los resultados al público en general. Tercero, el método proporciona un método eficiente para identificar riesgos muy bajos y riesgos muy altos, casos en los cuales se pueden tomar decisiones sin necesariamente requerir de información adicional. Por ejemplo, se puede considerar que un HQ igual a 10.000 significa un riesgo inmediato, altamente inaceptable, que puede requerir de acción inmediata, mientras que un HQ menor a 0,1 puede conducir inmediatamente a tomar la decisión de no realizar ninguna acción. Por último, esta es la aproximación usada en la evaluación de riesgos a la salud humana debido a contaminantes no cancerígenos. Luego su uso en una evaluación de riesgo ecológico es comparable a la aproximación que será usada en el sitio para evaluar los riesgos a la salud humana.

En algunos casos los HQs de todos los contaminantes son sumados para cada receptor proporcionando una única estimación de riesgo para todos los contaminantes. Este parámetro es conocido como el índice de peligro (en adelante HI; del inglés “*hazard index*”). Debido al gran grado de incertidumbre relacionado con los efectos acumulativos resultantes de la exposición a múltiples contaminantes, no se recomienda en general el uso de HIs a menos que esta aproximación sea adecuadamente fundamentada. Si un HI es calculado, sólo los HQs de contaminantes que tienen modos de acción tóxica similares deben ser sumados. Esta información habría sido identificada anteriormente durante el desarrollo de los perfiles ecotoxicológicos (Sección 2.4).

5.3 INCERTIDUMBRE

Un modelo predictivo, como los utilizados en una evaluación preliminar tiene asociado un grado de incertidumbre. En particular para modelos ambientales debido a su complejidad y singularidad inherente, este problema aparece como relevante. Varios autores han citado como uno de los puntos más débiles de las metodologías de evaluación de riesgo el uso de “valores” y “variables” bajo el supuesto de ser valores exactos, sin considerar su incertidumbre inherente (Cairney, 1995), lo cual muchas veces produce un error mayor.

La evaluación de incertidumbre puede ser cuantitativa o cualitativa, debiéndose documentar en cada etapa de la evaluación de riesgos aquellas que apliquen. A continuación se enlistan las principales fuentes de incertidumbre:

- Calidad de los datos del monitoreo utilizado para sustento de la evaluación de exposición.
- Importancia de rutas de exposición significativas
- Calidad de los datos toxicológicos, definida con base en buenas prácticas de laboratorio, lineamientos internacionales, etc.
- Potencialidad de efectos sinérgicos o antagónicos entre los agentes a los que se expone simultáneamente la población.
- Cálculo de riesgos de cáncer por exposición a lo largo de toda la vida con base a estudios de exposición de corta duración.
- Cálculo de dosis diarias de referencia
- Extrapolación de datos animales a humanos
- Extrapolación de vías de exposición.

- Extrapolación a diferentes niveles de dosis, de alta a baja.
- Ajuste y forma de la curva dosis-respuesta
- Diferencias en patrones de exposición (duración, frecuencia, magnitud).

Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos los procesos de evaluación de riesgo, tienen incorporados problemas debido a la incertidumbre y a la variabilidad. Es así como los modelos, tanto de exposición como de distribución ambiental, se manejan en forma determinística o estocástica.

Variabilidad se refiere a las diferencias observadas atribuibles a la heterogeneidad o diversidad real una población o parámetros de exposición, en tanto que la incertidumbre se refiere a la carencia de conocimiento respecto a factores, parámetros o modelos específicos (US EPA, 1997)

La evaluación de la incertidumbre se realiza generalmente bajo dos aproximaciones diferentes reportadas en la literatura, la probabilística (simulación de Monte Carlo) o la posibilística (lógica Fuzzy).

5.3.1 Aproximación Probabilística

En la aproximación clásica de la evaluación de riesgos, un valor único es seleccionado para cada variable en estudio (“single-value estimation”), mientras que en la estimación probabilística de riesgo, los valores que son usados en las ecuaciones de riesgo son considerados como variables aleatorias que pueden ser descritas por distribuciones de probabilidad.

En el caso de variables aleatorias continuas, la distribución puede presentarse por una función de distribución de probabilidad (FDP). Por contraste para variables aleatorias discretas, la distribución puede ser presentada por Funciones de Masa de Probabilidad (FMP). El resultado de una evaluación de riesgos probabilística puede ser representado como una Función de Distribución Acumulativa (CDF), que puede ser utilizada para representar el percentil correspondiente a un nivel de riesgo en particular.

La técnica de Monte Carlo es ampliamente utilizada para caracterizar cuantitativamente la variabilidad e incertidumbres del riesgo y exposición estimados. Este modelo asume que los parámetros del modelo son variables aleatorias representadas por FDPs. Dichas funciones son derivadas de análisis estadístico a partir del estudio de una población significativa. Sin embargo, en el contexto de una evaluación de riesgo, a menudo la información es escasa e imprecisa, por lo que el real significado estadístico de las funciones derivadas es cuestionable. No obstante lo anterior la técnica de Monte Carlo es ampliamente utilizada a nivel internacional y en particular en Estados Unidos.

5.3.2 Aproximación Posibilística

En la modelación de problemas medio ambientales, la incertidumbre asociada a la información utilizada para la toma de decisiones debe ser enfatizada, pero muchos autores argumentan que no puede ser correctamente analizada a través de distribuciones de probabilidad convencionales. Básicamente el problema radica en la ausencia de límites claros en la calidad de los datos y las fuentes de información.

Como alternativa del método probabilístico existe la aproximación posibilística, representado por la programación matemática del tipo Fuzzy, que es vista como una alternativa a la estocástica. La aplicación de metodología Fuzzy ha recibido gran atención el último tiempo en el campo del medio ambiente.

En la lógica Fuzzy, un número o conjunto Fuzzy "A" puede ser representado por una función de pertenencia, la cual asigna a cada objeto del dominio su grado de pertenencia a "A" y por lo tanto su grado de verdad.

Cualquier forma de función de pertenencia en teoría es posible, pero se deben construir aquellas que sean justificables con la información disponible.

En general la generación de curvas FDPs requiere gran cantidad de mediciones, al menos más que las necesarias para construir una curva de función de pertenencia Fuzzy, por lo que considerando las condiciones más probables de encontrar en investigaciones de terreno a realizar en evaluaciones de riesgo aplicables a la realidad nacional el uso de la alternativa posibilista sobre la probabilística aparece al menos como promisorio.

6 EVALUACIÓN DE LOS RESULTADOS

Luego de finalizadas la estimación de riesgos y la identificación de los contaminantes de interés (aquellos con HQs superiores a 1,0), se deben considerar los siguientes criterios para tomar una decisión con respecto a las actividades que deben realizarse a continuación en el sitio:

- Ausencia de rutas de exposición completas y/o ausencia de riesgos inaceptables (todos los HQ son inferiores a 1,0 y/o el nivel de riesgo adicional de cáncer es aceptable)

En estas condiciones es recomendable decidir que el sitio significa un riesgo aceptable para los recursos ecológicos, y que su remediación, o una evaluación de riesgos más detallada, es innecesaria.

- Al menos un contaminante presenta rutas de exposición completas e implica riesgos inaceptables (HQ superior a 1,0 y/o el nivel de riesgo adicional de cáncer es inaceptable)

En estas condiciones es recomendable decidir intervenir el sitio o realizar una evaluación de riesgos más detallada.

Con respecto a los sitios que satisfagan el segundo criterio, solo los contaminantes con HQ superior a 1,0 o que signifiquen niveles de riesgo adicional inaceptables, deberán ser considerados en las actividades de restauración o en la evaluación detallada. No obstante, previo a la identificación final de los contaminantes de interés que serán excluidos de evaluaciones posteriores, se debe reevaluar la información disponible para determinar si ésta era adecuada para caracterizar de manera suficiente la extensión y la naturaleza de la contaminación. Por ejemplo, aunque se haya determinado que el HQ para un contaminante en particular es inferior a 1,0, se debe considerar si la información obtenida a partir de cinco puntos de muestreo es suficiente para caracterizar adecuadamente un sitio de 0,1 km². Los datos analíticos deben ser evaluados con respecto a la información histórica que se posee de los procesos realizados en el sitio. Si se posee información que sugiere el vertido de un químico en particular para el cual no se tienen datos analíticos, entonces lo adecuado de los datos puede ser un aspecto a considerar. Si se decide que el número de muestras es insuficiente, entonces la eliminación de un contaminante sobre la base de que el HQ correspondiente es inferior a 1,0 podría ser inadecuada. En este caso, la toma de muestras adicionales puede ser necesaria.

Antes de decidir remediar un sitio en base a los resultados de una evaluación preliminar, las siguientes interrogantes deben ser resueltas:

■ ¿Cuáles son las implicaciones sociales, políticas y de costo?

Por ejemplo, en algunos casos puede ser más rentable iniciar la remediación del sitio en lugar de conducir una evaluación de riesgos detallada, especialmente si el sitio y el volumen de medio contaminado son pequeños. Alternativamente, los resultados de una evaluación de riesgos detallada pueden indicar que una remediación es innecesaria, evitándose costos importantes. En otro ejemplo, puede haber una presión considerable por parte del público para iniciar algún tipo de acción en un sitio. En este caso, si la evaluación preliminar identifica riesgos inaceptables y el sitio es pequeño, puede ser no sólo rentable remediar inmediatamente, sino que tal decisión puede ayudar mucho a tranquilizar el deseo del público de ver algún grado de mejoramiento.

■ ¿Cuáles son las implicaciones en los alcances y costos de iniciar una remediación luego de la evaluación preliminar de riesgos?

Si se decide iniciar una remediación antes de realizar una evaluación de riesgos detallada, se deben derivar objetivos preliminares de remediación (PRGs, por las siglas del inglés “preliminary remediation goals”). Estos PRGs representan las concentraciones de contaminantes en los medios ambientales que se deben alcanzar en la restauración. Los PRGs se derivan calculando las dosis o concentraciones de los medios de manera que los HQs sean igual o menor que 1,0 y el nivel de riesgo adicional esté en el rango 10^{-4} - 10^{-6} . Para los HQs calculados directamente usando concentraciones en los medios ambientales, los PRGs serán iguales a los Valores de Referencia. Para los HQs calculados usando las dosis recibidas por los receptores, los PRGs serán una función del Valor de Referencia y del modelo usado para calcular dichas dosis. Estos PRGs serán muy pequeños, y de ser usados, es probable que los volúmenes que necesiten ser restaurados sean mucho mayores que los realmente necesarios, como también lo sean los costos asociados.

■ ¿Cómo podría cambiar la caracterización de riesgos luego de una evaluación detallada?

El primer paso de una evaluación de riesgos detallada incluye la reevaluación de los resultados de la evaluación preliminar mediante la consideración de condiciones de exposición más realistas (menos conservadoras). Por ejemplo, se puede utilizar un SUF igual a 0,5 en lugar de 1,0, y se puede suponer que AE y BA son menores que 100%. El uso de valores menos conservadores como los anteriores conducirá a estimaciones de menor valor para las dosis y por ende para los HQs. Dependiendo de la extensión de la revisión de los cálculos, los HQs de uno o más de los Contaminantes de Interés Potencial no excluidos por la evaluación preliminar, podrían ahora ser inferiores a 1,0, y ser eliminados de consideraciones posteriores. Es incluso posible que la remediación del sitio se demuestre innecesaria.

En general, se puede considerar remediar un sitio luego de la evaluación preliminar de riesgos (sin efectuar una evaluación detallada) cuando:

- En la evaluación preliminar se identifican riesgos inaceptables indicados por HQs muy altos (superiores a 100),
- El sitio es pequeño y los límites de la zona contaminada están bien definidos,
- El costo de la restauración es relativamente bajo, y
- Se considera que los impactos derivados de su implementación serán mínimos.

A su vez, la remediación no debe ser considerada sin antes realizar una evaluación de riesgos detallada cuando:

- No se dispone de suficiente información con respecto a la naturaleza de la contaminación y riesgos posteriores,
- El sitio es grande y no bien delimitado,
- Los impactos de su implementación pueden ser severos, y
- En la evaluación preliminar se identifican riesgos inaceptables, pero estos no son significativamente superiores a un HQ de 1,0.

Finalmente, la evaluación de riesgos debe especificar la magnitud y clase de riesgos que se presentan en el sitio, dentro del contexto de las incertidumbres inherentes al proceso de estimación de los riesgos y, debe servir de base para diseñar el programa de administración o manejo de los riesgos. La discusión de los resultados deberá resumir los resultados cualitativos y cuantitativos obtenidos, calificándolos en base a las incertidumbres y suposiciones que se introdujeron en su obtención.

La discusión final de los resultados es un componente clave de la caracterización de los riesgos, pues proporciona el medio para situar los resultados numéricos en el contexto de lo que se sabe y lo que no se sabe acerca del sitio y, en el contexto de las decisiones que se deben de tomar para seleccionar las alternativas de restauración.

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 costos 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 supuestos 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 (técnicas de Monte Carlo) o posibilística (números “fuzzy”) 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.



ANEXO 1: CASO ESTUDIO

CASO ESTUDIO

SITIO "ASERRADERO C"

NOTA: Por acuerdo con la contraparte se ha decidido evitar la identificación de nombres y localizaciones de sitios

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN	1
2	IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA	2
2.1	OBJETIVO Y PRODUCTO ASOCIADO.....	2
2.2	IDENTIFICACIÓN DE SITIOS	2
2.3	CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL SITIO	3
2.4	CLASIFICACIÓN DEL SITIO.....	4
2.5	PRIORIZACIÓN Y TOMA DE DECISIÓN.....	4
3	INFORMACIÓN CONOCIDA AL INICIO DE LA EVALUACIÓN DE RIESGO	5
4	ANÁLISIS PRELIMINAR DE RIESGO	7
4.1	CONTAMINANTES DE INTERÉS PRELIMINAR	8
4.2	IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA Y MODELO CONCEPTUAL.....	9
4.3	INVESTIGACIÓN DEL SITIO.....	17
4.4	CARACTERIZACIÓN DEL RECEPTOR.....	31
4.5	EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN.....	32
4.6	EVALUACIÓN DE TOXICIDAD	34
4.7	CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO.....	35
5	CONCLUSIONES GENERALES	40
6	REFERENCIAS	41

1 INTRODUCCIÓN

Se presenta un estudio de caso realizado en un sitio en el cual se emplaza como actividad principal un aserradero. Este trabajo sirve de complemento a los antecedentes entregados en el documento principal.

Los objetivos de este estudio son los siguientes:

- Realizar a nivel de estudio de caso una evaluación preliminar de riesgo, analizando las dificultades de esta actividad
- Revisar las consideraciones asociadas a la realización de una evaluación de riesgo detallada
- Analizar ambos casos en el contexto de evaluación de riesgo a la salud y ecológica y evaluación de riesgo detallado
- Analizar e investigar la importancia de los contaminantes de interés potencial, tanto desde el punto de vista de salud como el ecológico
- Recomendaciones acerca del sitio estudiado (sólo a nivel de referencia)

2 IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA

Pese a que el objetivo de este anexo es desarrollar un ejemplo de evaluación de riesgo sitio específica y que en rigor la "etapa de identificación del problema" queda fuera del alcance de este documento, se ha decidido presentarla para tener una visión del proceso en que se inserta la evaluación de riesgo.

2.1 OBJETIVO Y PRODUCTO ASOCIADO

Esta etapa consiste en una serie de tareas preliminares que son necesarias para la toma de decisión de conducir una análisis de riesgo sitio específico.

Actividad 1: Identificación de sitios (sección 2.2)

Actividad 2: Caracterización preliminar del sitio (sección 2.3)

Actividad 3: Clasificación del sitio (sección 2.4)

Actividad 4: Priorización y toma de decisión (sección 2.5)

2.2 IDENTIFICACIÓN DE SITIOS

En el proyecto FDI se ubicaron diversas zonas y actividades para estudio en diferentes regiones del país. Uno de los tipos de actividades considerados fue al de aserraderos.

La justificación del porque seleccionar este tipo de sitios es por los contaminantes probables de encontrar en este tipo de configuraciones: pentaclorofenol (PCP); policlorados dibenzo-p-dioxinas (PCDDs) y policlorados dibenzofuranos (PCDFs); y metales, fundamentalmente arsénico, cromo, cobre y zinc, por lo que la configuración en términos de peligro cumple una condición de interés.

El estudio se realizó en sitios ubicados al sur del país, en un perímetro de aproximadamente 10 kilómetros de radio. Se generó una tabla del tipo:

Tabla 2-1: identificación de sitios

Aserradero	Provincia	Comuna	Coordenadas UTM acopio
Aserradero A	Provincia 1	Comuna 1	N 60xxxx1 E 07yyyy1
Aserradero B	Provincia 1	Comuna 2	N 60xxxx2 E 07yyyy2
Aserradero C	Provincia 1	Comuna 1	N 60xxxx3 E 07yyyy3
Aserradero D	Provincia 1	Comuna 2	N 60xxxx4 E 07yyyy4

Producto etapa: catastro de los sitios que van a entrar al análisis inicial, de identificación del problema.

2.3 CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL SITIO

La metodología de evaluación, conducente a priorizar sitios, según su potencial grado de riesgo ambiental (nivel cualitativo, tipo indicador), que implica un estudio general del sitio, sin establecer modelos conceptuales ni valorizaciones numéricas específicas fue desarrollada en otro producto del FDI. Se sugiere analizar dicha documentación.

No obstante lo anterior, se indica que para esta etapa el tipo de preguntas se asocia al uso actual y pasado del sitio, la forma y tamaño del mismo, su entorno y otros aspectos similares. Todo ello para generar información relacionada a las tres componentes del riesgo: contaminante, vía de exposición y receptor. Se recalca que la información en este nivel es más bien de carácter cualitativa.

Producto etapa: Conocimiento cualitativo de las condiciones de riesgo para cada uno de los sitios.

2.4 CLASIFICACIÓN DEL SITIO

La información recopilada en el punto anterior, que se encuentren en forma de Ficha (ver documento correspondiente dentro del informe FDI), es valorada, la cuantificación es del tipo a las utilizadas a la generación de indicadores.

Producto etapa: Valorización en una escala única de los sitios previos.

2.5 PRIORIZACIÓN Y TOMA DE DECISIÓN

La cuantificación genera un orden de importancia entre los sitios, definiendo cuales son potencialmente los más relevantes. Con este antecedente y cualquier otra opinión de especialista se define sitios para los cuales se considera pertinente empezar el proceso de evaluación de riesgo formal.

Producto etapa: Priorización de sitios que deben ser sometidos a un análisis de riesgo. Para este estudio o se nombrara como sitio analizado el sitio denominado ASERRADERO C.

3 INFORMACIÓN CONOCIDA AL INICIO DE LA EVALUACIÓN DE RIESGO

El proceso de evaluación de riesgo de un sitio contaminado parte formalmente en este punto. La información con que se cuenta fruto de las actividades de la sección 2 es la siguiente:

Tabla 3-1: Información inicial sobre sitio Aserradero C

Ubicación:	N 60xxxx3 / E 07yyyy3
Descripción general:	En líneas generales el sitio consiste en una gran pila de acumulación de aserrín, sobre (aguas arriba) una pequeña vertiente afluyente del "ESTERO C".
Geometría	Se trata de una estructura con diferencias de cota de aproximadamente de 32 m, un área superficial superior (área de aserrín) de 0,8 Ha y un área inferior de aproximadamente 1,5 Ha.
Propietario	Antiguos propietarios desconocidos, propietario actual "Compañía ASERRADERO C"
Usos de terreno de cercanía:	Límite norte: camino secundario Límite este: zona de cultivo forestal (eucalipto) Límite oeste: zona de cultivo forestal (eucalipto) Límite sur: zona sin intervenir, ladera de cerro
Historia de uso	Explotación agrícola y forestal previo 1993. Desde 1993 funciona como aserradero que incluye el proceso de preservación de madera
Hidrogeología:	Suelo: limo arenoso en la mayor parte del área alrededor del sitio, No existen datos específicos para el mismo. Agua subterránea: sin registros Registro de pozos: no se aprecian
Contaminantes potenciales:	La preservación se hizo desde el inicio hasta el 2000 en base de baños de pentaclorofenol y desde ese entonces se utiliza 2,4,6-tribromofenol
Otros usos del sitio:	No existen
Permiso de manejo de residuos:	Nulo, no existen registros para ese sitio. Existe fosa séptica para uso domiciliario.

Bienes raíces y construcción:	Existe instalación de faena y construcciones de carácter definitivo asociadas a la actividad que se realiza en el predio. Dicha instalación esta cerca del camino de acceso.
Otra información:	<p>No existe topografía del sitio.</p> <p>La pila se encuentra totalmente intervenida, es decir se han realizado una serie de coberturas sobre dicha masa, fundamentalmente de arcilla y escombros, lo cual impide conocer tamaño y forma con precisión</p> <p>Aguas abajo, el estero alimenta al sistema de agua potable de la comuna donde se emplaza el predio, no obstante a dicho curso de agua descargan una serie de viviendas y recintos industriales en el resto de su recorrido, por lo cual es complicado inferir el aporte de este predio a un eventual problema de calidad del agua de bebida.</p>
Fotografía aérea:	No se conoce
Recursos ecológicos:	<p>Existen antecedentes de presencia de algunos animales silvestres como conejos, así como se encontraron evidencia de paso de vacas por el sitio. Se aprecian cartuchos de caza.</p> <p>La vegetación esta compuesta por arboles (eucalipto) y arbustos en el sector norte del sitio y aguas abajo se aprecia presencia de arbustos y pasto.</p> <p>En el estero no se apreciaron presencia de variedad de especies, salvo batracios.</p> <p>En líneas generales no se apreció la presencia sensible en el lugar.</p>

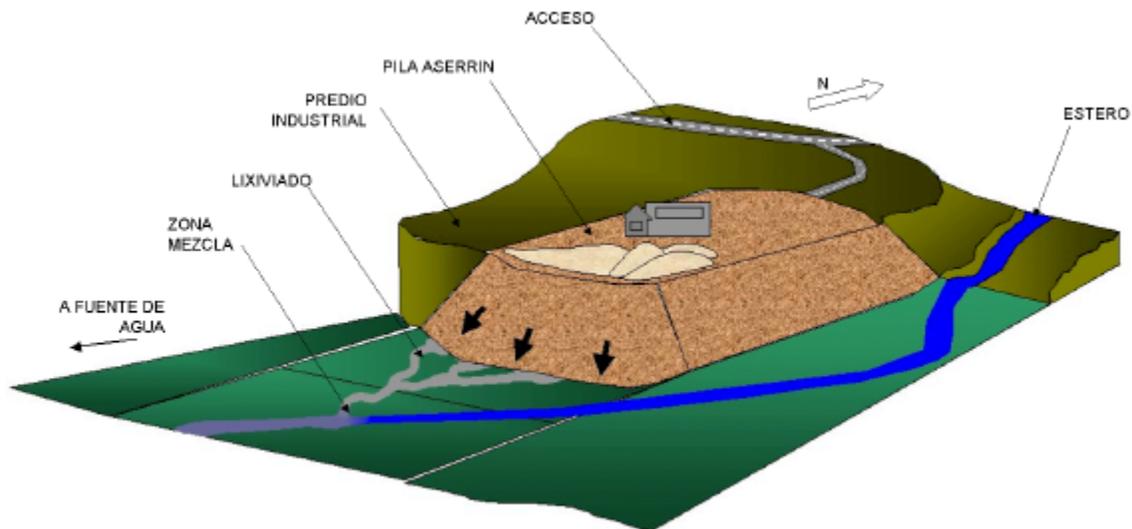


Figura 3-1: Layout ASERRADERO C

4 ANALISIS PRELIMINAR DE RIESGO

Como se explica en el documento principal esta etapa se concibe como un proceso de screening semi cuantitativo, en que el resultado obtenido a partir de información proveniente de revisión bibliográfica, modelación e investigación del sitio. Pese a que se considera de carácter preliminar, permite elaborar un modelo conceptual y valorar el riesgo en términos de índices de riesgo. En función del nivel de certeza de la información, de las medidas de solución propuestas y los alcances presupuestarios es posible que la evaluación de riesgo detallada se considere innecesaria en algunos casos. El propósito de una evaluación a este nivel es determinar:

- ❑ Si existe una ruta potencial completa entre los contaminantes de interés potencial y los posibles receptores
- ❑ Si existen concentraciones de contaminantes que exceden valores de referencia o patrón para los receptores o medios de importancia

El proceso para el sitio ASERRADERO C incluyó:

- ❑ Contaminantes de interés preliminar
- ❑ Identificación del problema
- ❑ Elaboración de un modelo conceptual del sitio
- ❑ Caracterización del receptor
- ❑ Evaluación de la exposición
- ❑ Evaluación de la toxicidad (perfil toxicológico). Bibliográfico en este nivel
- ❑ Caracterización del riesgo
- ❑ Decisión de manejo del riesgo

4.1 CONTAMINANTES DE INTERÉS PRELIMINAR

Conociendo los antecedentes del sitio y su tipo de actividad se puede definir un grupo de contaminantes de interés potencial.

Para el ASERRADERO C, se sabe que sólo se ha trabajado históricamente con pentaclorofenol (PCP) y tribromofenol. Claramente no se preservó ni con creosota, ni con CCA, por lo que los compuestos asociados a dichos materiales no fueron considerados.

Realizando una investigación bibliográfica (Irwin, 1997; Fisher, 1991) se encontró que el pentaclorofenol puede tener asociado contaminantes durante su fabricación o por degradación en el medio ambiente (número 2 al 56, con lo que se tiene que el listado de contaminantes de interés preeliminar en definitiva fue:

1. Pentaclorofenol,
2. Tetraclorofenol:
 - 2a. Tetraclorofenoles totales
 - 2b. 2,3,4,5-Tetraclorofenol
 - 2c. 2,3,4,6-Tetraclorofenol
 - 2d. 2,3,4,6-Tetraclorofenol
 - 2e. 2,3,5,6-Tetraclorofenol
3. Diclorofenol:
 - 3a. Diclorofenoles totales
 - 3b. 2,5-Diclorofenol
 - 3c. 3,5-Diclorofenol
4. Triclorofenol
 - 4a. Triclorofenoles totales
 - 4b. 2,4,6-Triclorofenol
 - 4c. 3,4,5-Triclorofenol
 - 4d. 2,3,4-Triclorofenol
5. Hexaclorobenceno.
6. Dioxinas y furanos
7. 2,4,6-tribromofenol

En primer término se elimina del estudio a las dioxinas y furtranos, en este caso por un factor práctico, no se cuenta al momento del estudio con la factibilidad de realizar

este tipo de análisis. Este elemento debe ser considerado en las conclusiones del estudio, pues se está haciendo una evaluación de riesgo limitada a un grupo de compuestos.

Para el resto y en estricto rigor, haciendo un estudio detallado de dichos componentes, revisando sus características toxicológicas y constantes de partición es posible de antemano descartar algunos de ellos.

Para poder eliminar algunos de los compuestos descritos, en particular los que son propios del proceso de producción del pentaclorofenol, bastaría con contar con las especificaciones del producto al momento de su compra (para este estudio de caso dicha información no estaba disponible). Bajo ese análisis sería factible considerar el eliminar del análisis todos los compuestos 2,3 4 y 5. Considerando el nivel de información disponible y por tratarse esto de un estudio de caso se decidió no eliminar nada excepto las dioxinas y furanos.

Producto etapa: Listado de contaminantes de interés preliminar.

4.2 IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA Y MODELO CONCEPTUAL

En esta etapa deben identificarse los receptores potenciales y las rutas, también potenciales, así es posible establecer un modelo conceptual del sitio. La generación del modelo conceptual se hará tomando en cuenta que se cumplan con la condición de presencia de los tres elementos del riesgo.

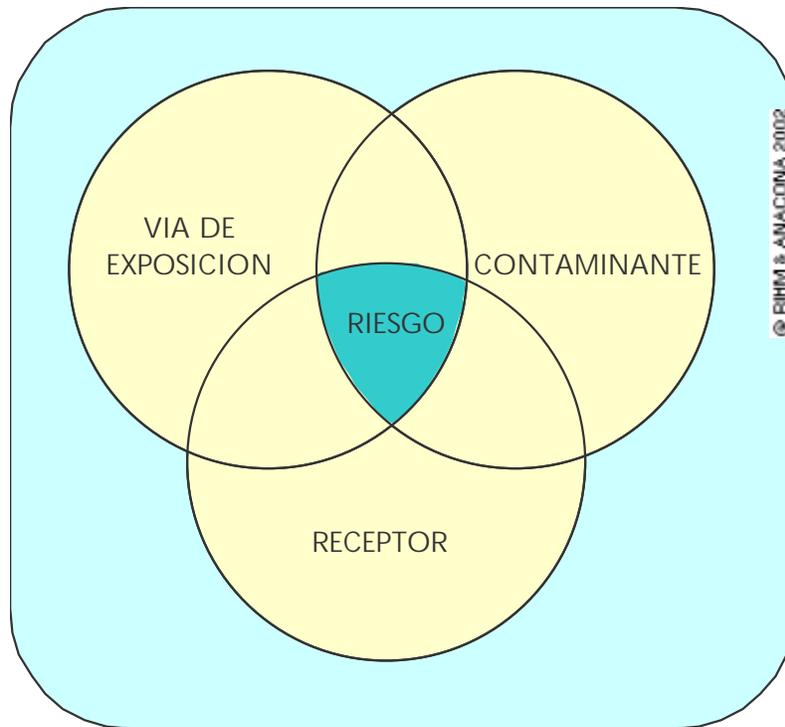


FIGURA 4-1: Componentes del riesgo

Basándose en la información obtenida en la caracterización preliminar del sitio se puede desarrollar un modelo conceptual de carácter preliminar. Las consideraciones para el diseño del modelo conceptual son las siguientes:

En la Figura 3-1 se observan los siguientes elementos de interés (de derecha a izquierda de la figura: Vertiente que aporta al ESTERO C, camino de acceso interno a partir del camino secundario. Pila de aserrín intervenida de 10 años de antigüedad, el predio industrial cuenta con obras emplazadas incluso sobre la pila misma. Se observa lixiviado a los pies de la pila, el producto y calidad de este líquido se cree es consecuencia de los procesos de descomposición e ingreso de aguas de la masa de aserrín, así como aporte de los árboles colindantes. El flujo de este lixiviado avanza aguas abajo en el mismo sentido de la vertiente hacia el estero, produciéndose un punto de encuentro o mezcla aproximadamente a 30 m del pie de la pila. Las siguientes figuras muestran algunos de dichos puntos de interés.



Figura 4-2: VISTA DE PILA DE ASERRIN INTERVENIDA

La Figura 4-3 muestra el aspecto del aserrín actual, el cual no permanece en el sitio pues se envía a proceso al exterior del predio.



Figura 4-3: aspecto de aserrín actualmente generado



Figura 4-4: VISTA DESDE ZONA DE MEZCLA A PILA DE ASERRÍN

En la fotografía se observan fumarolas que salen de diferentes puntos de la pila. Esta es una situación recurrente del sitio, asociado tanto a exposición ambiental como a la descomposición del material



Figura 4-5: VISTA DE RESTOS DE ASERRÍN “ANTIGUO” SOBRE PILA DE ASERRÍN

Debido a la intervención a que ha sido sometido la pila, la posibilidad de ver en forma efectiva aserrín “antiguo” (antes del cambio de PCP por tribromofenol) es casi imposible.



Figura 4-6: VISTA LIXIVIADO A PIES DE PILA DE ASERRÍN

Se observa a los pies de la pila de aserrín la presencia de un líquido de aspecto oscuro, el cual se le ha denominado tentativamente lixiviado, es de olor y aspecto muy característico (presencia de taninos) a este tipo de configuraciones (madera en descomposición o lixiviando), es de alta temperatura, y probablemente representa la mejor opción de estudiar la historia de la pila de aserrín.



Figura 4-7: VISTA DE PILA Y VERTIENTE AFLUENTE

Se observa en el costado izquierdo de la fotografía el ingreso de agua a través de la vertiente. En el fondo izquierdo se aprecia la mezcla y el sentido de avance aguas abajo.



Figura 4-8: DETALLE DE ZONA DE MEZCLAS

Se observa el cambio de coloración por la mezcla entre flujos

Tabla 4-1: Definición de receptores considerados

RECEPTOR	JUSTIFICACIÓN
Persona (trabajador)	Sobre la pila existen trabajos de intervención y operación diaria del aserradero, eso origina un receptor denominado <u>Persona (trabajador)</u> .
Persona (de paso).	Aguas abajo se observaron huellas de personas, así como algunos restos de municiones usados en caza, por lo que aparece otro receptor, ubicado aguas abajo denominado <u>Persona (de paso)</u> .
Animales (Conejos / vacas)	Durante visitas a terreno y por consultas se detectó su presencia , al menos a nivel esporádico
Organismos acuáticos	Organismos habitantes del ESTERO C, asociados a sedimentos y agua superficial. Se observaron anfibios, batracios y algunos gusanos.
Especies vegetales	Aguas abajo. Para el diseño del estudio conceptual no se les consideró (al menos dentro del alcance del estudio de caso) por no encontrarse especies relevantes o singulares

Tabla 4-2: Definición de medios de exposición considerados

MEDIO DE EXPOSICIÓN	JUSTIFICACIÓN
Aserrín superficie pila	La exposición proviene del contacto con el material superficial. Como se aprecia en las figuras previas el material se encuentra sumamente intervenido, configurándose una mezcla aserrín con el material de cobertura (arcilla de permeabilidad media, apreciación visual)
Suelo superficial aguas abajo	Por liberación de contaminante desde la pila se estima que debería existir un nivel de contaminación en el suelo superficial aguas abajo
Líquido superficial aguas abajo	Aplicando la misma aproximación anterior
sedimento aguas abajo	Aplicando la misma aproximación anterior
Agua subterránea	Debido a la no existencia de fuentes se abandonó (al menos dentro del alcance del estudio de caso)

Sobre la partición del PCP en el ambiente todo indica que mayoritariamente queda residente en el suelo (modelos matemáticos indican 96,5 en el suelo, 2,5 en el agua, 1 en el aire y menos del 1 en sedimentos y organismos en ambientes acuáticos) (Irwin, 1997).

De esta forma se elaboró el modelo conceptual para la evaluación de riesgo preliminar.

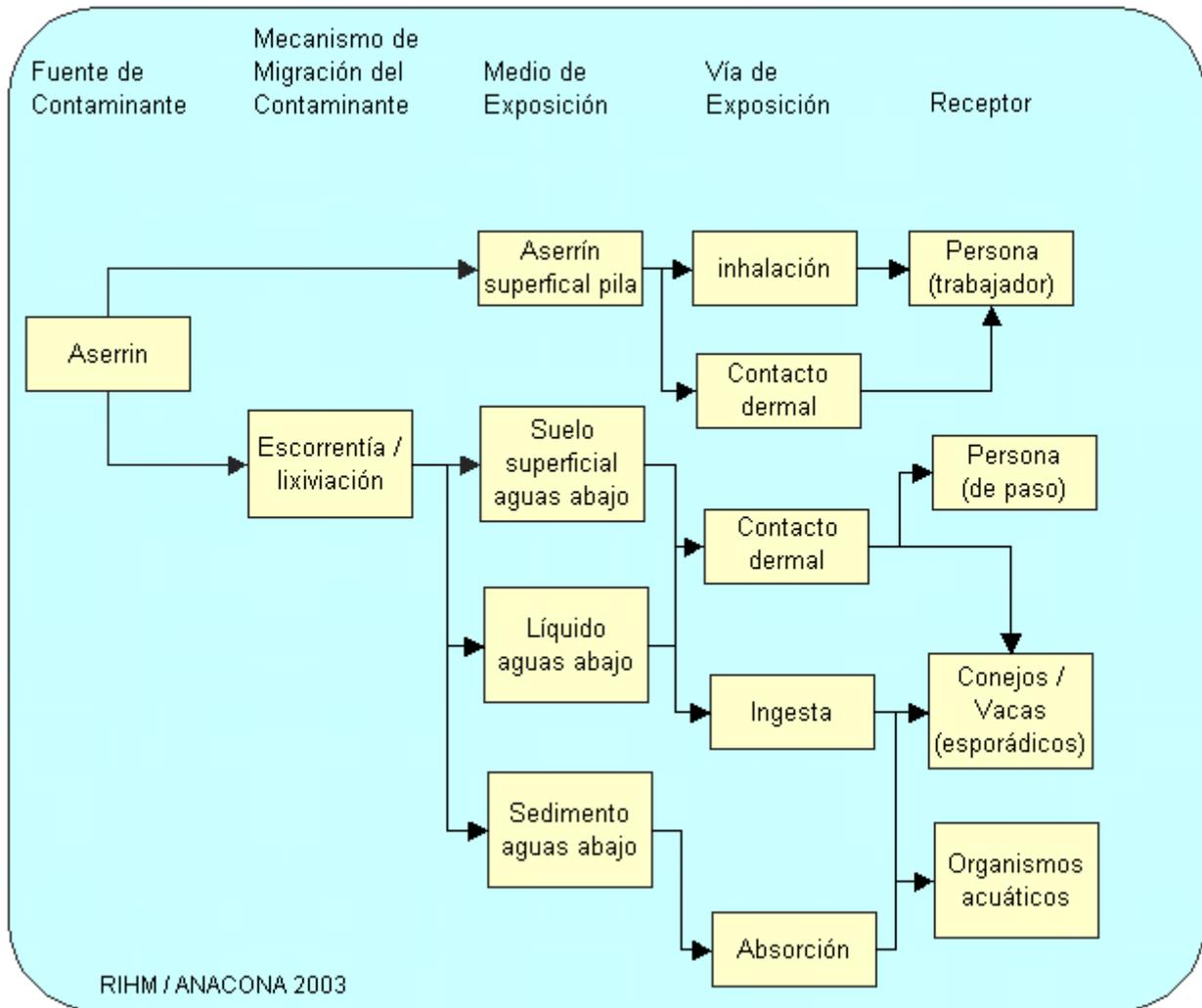


Figura 4-9: Modelo conceptual ASERRADERO C evaluación preliminar de riesgo

Pese a la partición del PCP probable indicada en la bibliografía se mantuvo en análisis el agua y el sedimento, con fines de verificación (por tratarse de un caso de estudio, en una situación real podría haberse eliminado).

Producto etapa: Establecimiento de un modelo conceptual de contaminación.

4.3 INVESTIGACIÓN DEL SITIO

Usualmente en este punto es necesario emprender una investigación más detallada. Para el ejemplo, la investigación consistirá en inspecciones al sitio, además del muestreo y análisis de suelo, sedimento y agua superficial de los contaminantes de interés más algunas pruebas físicas que se utilizan en etapas siguientes.

Se definió como meta del estudio depurar el modelo conceptual y generar información útil para las siguientes etapas de la evaluación de riesgo.

Tabla 4-3: Elementos para diseño estudio en terreno

SITIO:	ASERRADERO C
Objetivo:	Establecer la presencia o ausencia de los contaminantes de interés en el sitio ¹ . Llevar a cabo inspección del sitio para confirmar la presencia y localización de tanques subterráneos de almacenamiento de petróleo, depósitos de residuos, cenizas de caldera.
Análisis:	2 – clorofenol; 2,4 – clorofenol; 2,6 – clorofenol; 2,4,6 – triclorofenol; 2,3,6 – triclorofenol; 2,4,5 – triclorofenol; 2,3,5 – triclorofenol; 2,3,4 – triclorofenol; 3,5 – diclorofenol; 2,3,5,6 – tetraclorofenol; 2,3,4,6 – tetraclorofenol; 2,3,4,5 – tetra clorofenol; 3,4,5 – triclorofenol; 2,4,6 – tribromofenol; Hexaclorobenceno y pentaclorofenol. Pruebas físicas de porosidad, conductividad hidráulica, granulometría y contenido orgánico
Medio muestreado:	Pila de aserrín y área aguas abajo
Número de muestras:	49 muestras químicas y 15 muestras físicas ²

¹ Es claro que la lista de contaminantes de interés potencial se podría reducir previo a esta etapa por dos vías: a) constatar en terreno y con un altísimo grado de seguridad la no presencia del contaminante (por ejemplo haber puesto en la lista creosota y verificar en terreno que nunca se utilizó en el proceso industrial), b) mediante estudios bibliográficos confiables en que se justifique partición y descomposición de alguno de dichos componentes en el medio. Esto último no fue realizado para este estudio, considerando su calidad de estudio de caso.

² Las muestras se han definido a partir de los procedimientos exhibidos en la tabla A3 del anexo 3, pero hay que considerar que la representatividad del mismo queda supeditado a la penetración sólo superficial de la toma de muestra (ver Figura 4-10)

SITIO:	ASERRADERO C
Documentación:	Cadena de custodia para las muestras, fotografía de las ubicaciones de los puntos de muestreo y otros puntos de interés, actualización del diagrama (layout) del sitio incluyendo la ubicación de los puntos de muestreo.
Resultados:	Resultados analíticos de las muestras para determinar la existencia en el sitio de los contaminantes de interés

Los requerimientos anteriores se resumen en la tabla a continuación:

Parámetro	Aserrín	Suelo	Sedimento	Agua
Pentaclorofenol	●	●	●	●
2,4,6 – tribromofenol	●	●	●	●
Tetraclorofenoles totales	●	●	●	●
2,3,4,5-Tetraclorofenol	●	●	●	●
2,3,4,6-Tetraclorofenol	●	●	●	●
2,3,4,6-Tetraclorofenol	●	●	●	●
2,3,5,6-Tetraclorofenol	●	●	●	●
Diclorofenoles totales	●	●	●	●
2,4-Diclorofenol	●	●	●	●
3,5-Diclorofenol	●	●	●	●
Triclorofenoles totales	●	●	●	●
2,4,6-Trichlorofenol	●	●	●	●
3,4,5-Trichlorofenol	●	●	●	●
2,3,4-Trichlorofenol	●	●	●	●
Hexaclorobenceno	●	●	●	●
pH	●	●	●	●
Porosidad	●	●		
Conductividad hidráulica	●	●		
Contenido orgánico	●	●		
Granulometría	●	●		

Para una evaluación preliminar de riesgo la inversión en estudios siempre será limitada, por lo que operativamente la mayor dificultad en términos de muestreo lo planteó la obtención de muestras desde la pila de aserrín mima, como indica la Figura 4-10. Este hecho debería ser considerado especialmente en el manejo de riesgo, o sea al momento de toma de decisión. El equipamiento utilizado permitió una penetración P no superior a 2 m, según Figura 4-10.

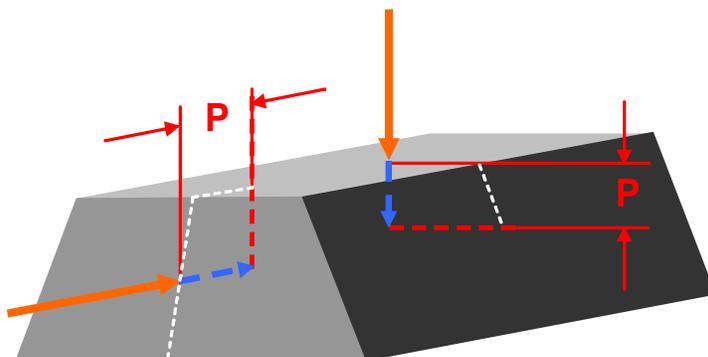


Figura 4-10: Esquema teórico de forma de pila de aserrín de ASERRADERO C

Los trabajos de muestreo se realizaron a fines de Mayo del 2003, y fueron realizados por un laboratorio acreditado con ISO 17025 .



Figura 4-11: Vista de campaña de muestreo en ASERRADERO C

La disposición de las muestras se aprecia en la siguiente figura:

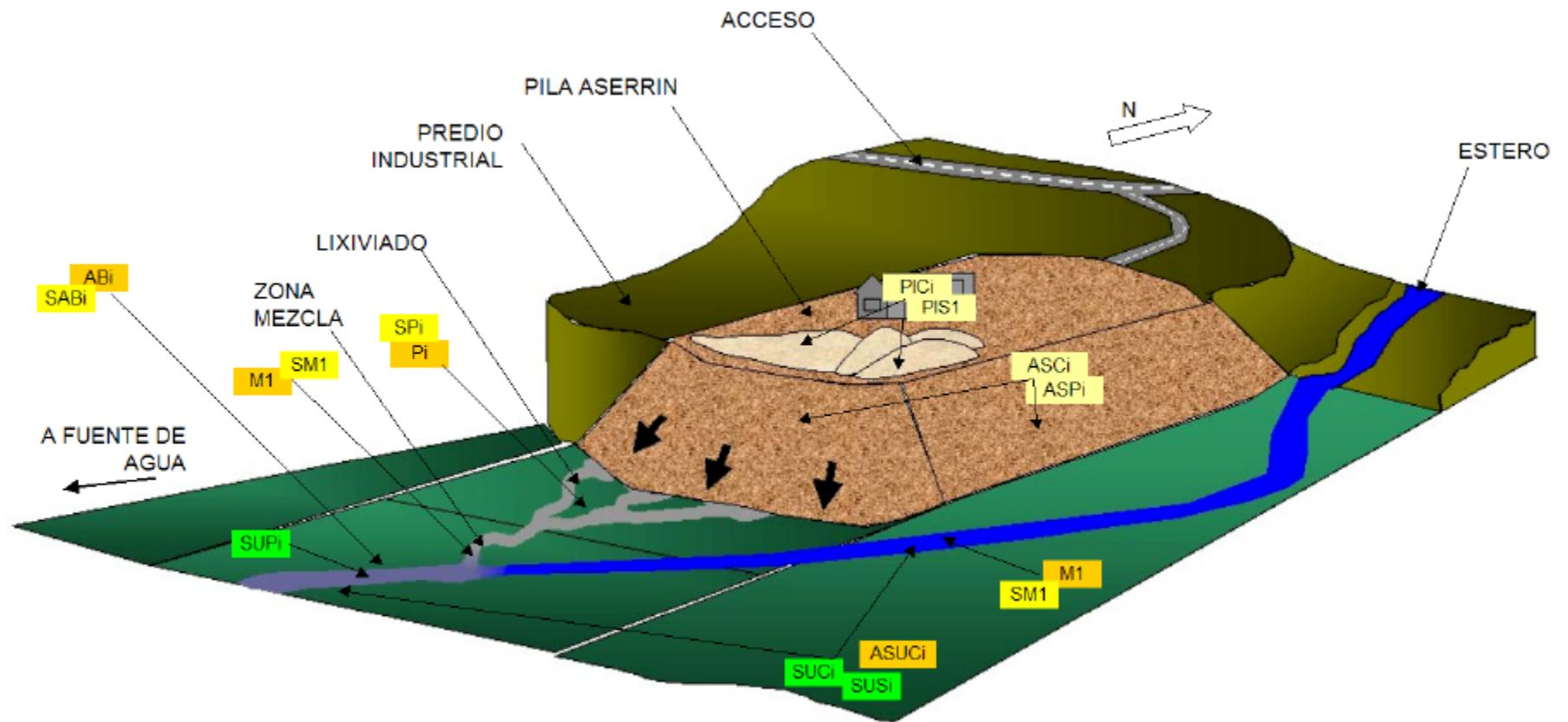


Figura 4-12: Layout replanteado con localización de muestras (ubicación general)

En que:

ABi: muestras aguas abajo

SABi: muestras sedimentos en ABi

M1: muestra aguas en zona mezcla

SM1: muestra sedimentos en M1

Pi: muestras aguas en pozas bajo pila

SPi: muestra sedimentos en Pi

M1: muestra aguas en quebrada ESTERO C

SM1: muestra sedimentos en M1

SUCi: muestras suelo completa (incluye muestra física)

SUPi: muestra suelo profundo

SUSi: muestra suelo superficial

ASUCi: muestras agua en SUCi (en caso que agua aparezca)

ASCi: muestra aserrín en perímetro lateral completa (incluye muestra física)

ASPi: muestra aserrín en perímetro lateral

PiCi: muestra aserrín pila, parte superior completa

PIS1: muestra aserrín pila

A nivel teórico el número de muestras se obtiene para muestras de suelo (o equivalentes) mediante el establecimiento de una grida (ver Anexo 3 de este trabajo) como la mostrada en la siguiente figura. En rigor haciendo una partición de niveles de 1 m de espesor se tendría aproximadamente 32 niveles por 8 gridas promedio por cada plano, lo que daría un total de 256 muestras conformadas por 6 submuestras cada una para lograr el error del 5%.

Claramente esto se puede reducir en lo que respecta al número de estratos (equivalente al espesor de cada estrato); si el comportamiento de la pila es uniforme se pueden reducir las muestras aumentando el ancho de cada uno; en todo caso se recomienda conservar el estrato superior y el inferior con espesores bajos.

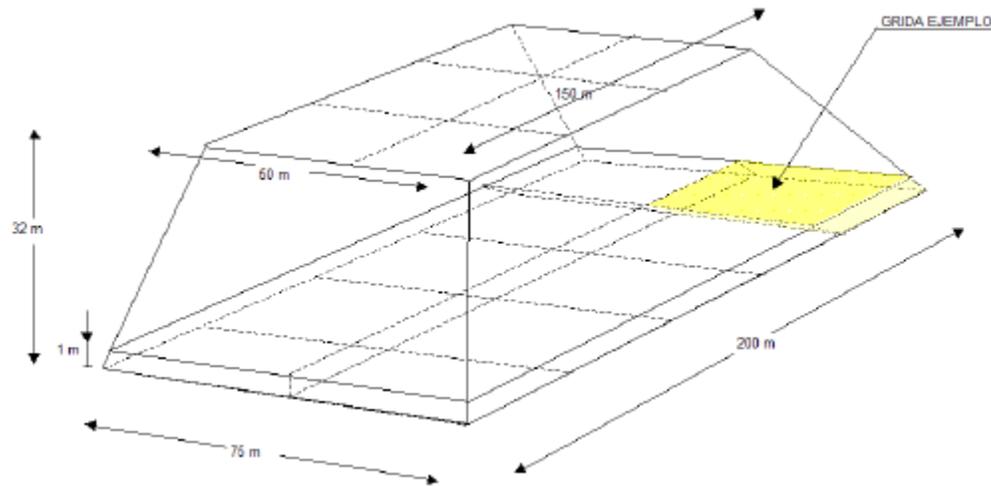


Figura 4-13: Esquema grida 3D muestreo

El número final que se tomó en el sitio fue sustancialmente menor, en consideración a las limitaciones presupuestarias propias del estudio, incluyendo esto la limitación del equipo de muestreo que no era capaz de ingresar más allá de 5 m al interior de la pila; por lo que se tomó finalmente representa un contorno o “cascara” del problema. Esto debe ser considerado al

momento de analizar resultados y en particular al momento de plantear soluciones que sólo serán aplicables en dicho contorno; lo que obligaría a estudios o análisis de verificación posteriores.

Los resultados de la actividad de muestreo fueron los siguientes:

Tabla 4-4: Clave de compuestos analizados

Compuesto	Nombre
1	2 – clorofenol
2	2,4 – clorofenol
3	2,6 - clorofenol
4	2,4,6 – triclorofenol
5	2,3,6 – triclorofenol
6	2,4,5 – triclorofenol
7	2,3,5 – triclorofenol
8	2,3,4 - triclorofenol
9	3,5 – diclorofenol
10	2,3,5,6 – tetraclorofenol
11	2,3,4,6 – tetraclorofenol
12	2,3,4,5 – tetra clorofenol
13	3,4,5 – triclorofenol
14	2,4,6 – tribromofenol
15	Hexaclorobenceno
16	pentaclorofenol

Tabla 4-5: Análisis en agua

Muestra	Compuesto (µg / L)															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
AB 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,031	< LD	< LD
AB 2	< LD	< LD	< LD	0,02	< LD	0,030	< LD	< LD								
AB 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
M 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,032	< LD	< LD
P 1	< LD	< LD	< LD	0,057	0,042	0,051	0,025	0,046	< LD	0,107	0,072	0,077	0,24	0,032	< LD	1,25
P 2	< LD	< LD	< LD	0,028	< LD	0,019	0,023	< LD	< LD	< LD	0,023	0,016	< LD	1,81	< LD	0,12
P 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,028	0,031	0,021	0,18	1,70	< LD	0,86
Q 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,012	< LD	< LD
ASUC 3	< LD	< LD	< LD	0,030	< LD	< LD	< LD	< LD	0,15	< LD	0,036	< LD	0,28	1,74	0,007	0,28
ASUC 4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,023	0,046	0,60	< LD	0,22
ASUC 5	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,021	< LD	0,089	1,12	< LD	0,20
LD (µg/L)	0,006	0,009	0,008	0,015	0,015	0,016	0,012	0,015	0,007	0,027	0,020	0,015	0,015	0,0021	0,006	0,096

Tabla 4-6: Análisis en suelos, sedimentos y aserrines

Muestra	Compuesto (µg / Kg)															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SAB 1	< LD	< LD	< LD	< LD	0,81	< LD	< LD	< LD	0,56	< LD	< LD	< LD	1,66	3,59	< LD	< LD
SAB 2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	18,4	< LD	< LD
SAB 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,82	< LD	27,6	< LD	< LD
SP 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	40,96	< LD	< LD
SP 2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	11,98	< LD	< LD
SP 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
SM 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	7,05	< LD	< LD
SQ 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1,15	< LD	< LD
ASC 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	239,9	< LD	14,8
ASC 2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	4,82	< LD	< LD
ASC 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1,41	< LD	388,2	< LD	54,8
ASP 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1,83	< LD	60,6	< LD	217,4

Muestra	Compuesto (µg / Kg)															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
ASP 2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	4,06	< LD	3,20	< LD	48,03	< LD	711,3
ASP 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	138,5	< LD	< LD
ASP 4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	80,3	< LD	< LD
PIC 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	217,4	< LD	< LD
PIC 2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,95	< LD	98257	< LD	13,6
PIC 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	69,7	< LD	7,9
PIC 4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	52,05	< LD	5,2
PIC 5	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	3,7	< LD	1,9	< LD	60,5	< LD	19147
PIS 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	7,0	< LD	< LD
SUC 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	143,4	< LD	< LD
SUC 2	< LD	< LD	< LD	2,32	< LD	< LD	< LD	< LD	16,5	2,20	< LD	1,43	< LD	36,3	< LD	23,04
SUC 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	40,5	< LD	< LD
SUC 4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	2,28	< LD	< LD
SUC 5	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD

Muestra	Compuesto (µg / Kg)															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SUC 6	< LD	< LD	< LD	2,44	3,49	< LD	0,74	< LD	9,38	< LD	3,06	4,62	< LD	102,3	< LD	36,5
SUC 7	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	12,27	< LD	< LD
SUC 8	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	86,7	< LD	< LD
SUC 9	< LD	2,14	< LD	12,5	< LD	8,61	< LD	< LD	49,7	11,2	3,13	12,7	< LD	324,6	< LD	87,5
SUP 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1,53	< LD	< LD
SUP 2	< LD	< LD	< LD	1,06	2,81	0,88	< LD	0,93	< LD	25,3	< LD	< LD				
SUS 1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	6,53	< LD	8,24
SUS 2	< LD	1,36	< LD	< LD	3,02	1,20	< LD	< LD	< LD	< LD	1,14	1,76	< LD	12,7	< LD	16,7
SUS 3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	18,5	< LD	< LD
SUS 4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	9,93	< LD	< LD
SUS 5	< LD	< LD	< LD	8,71	1,05	8,65	< LD	< LD	69,9	5,98	< LD	17,3	< LD	350,9	< LD	56,5
LD (µg/Kg)	0,28	0,43	0,40	0,74	0,77	0,80	0,60	0,74	0,37	1,37	0,99	0,74	0,77	1,04	0,29	4,79

Tabla 4-7: Análisis físico

Código de Muestra	Porosidad (%)	Conductividad Hidráulica (mS/cm)	Contenido Orgánico (%)	Granulometría (% en peso que pasa)			
				1,75 mm	1,00 mm	0,50	0,16 mm
ASC 1	48,7	837	15,7	48,9	28,6	23,4	9,4
ASC 2	45,8	36	26,5	42,2	19,4	15,4	7,2
ASC 3	57,2	421	28,1	78,0	52,2	46,0	40,8
PIC 1	9,5	33	33,8	96,2	91,6	87,4	82,3
PIC 2	11,9	61	44,5	77,9	71,9	65,7	56,9
PiC 3	71,6	60	94,5	38,4	15,4	7,3	1,8
PIC 4	75,0	72	93,5	60,6	29,0	11,7	2,9
PIC 5	76,6	5810	99,5	62,5	31,7	12,8	3,2
SUC 1	58,5	881	47,0	68,9	48,3	30,0	10,0
SUC 2	49,8	87	48,3	48,3	23,0	9,1	6,4
SUC 3	44,9	317	29,7	62,5	35,2	20,9	14,7
SUC 4	53,8	992	31,2	68,5	47,5	21,1	12,2
SUC 5	51,4	509	35,6	50,2	32,3	21,5	16,3

Código de Muestra	Porosidad (%)	Conductividad Hidráulica (mS/cm)	Contenido Orgánico (%)	Granulometría (% en peso que pasa)			
				1,75 mm	1,00 mm	0,50	0,16 mm
SUC 6	57,3	92	91,5	78,7	31,7	30,7	8,5
SUC 7	47,4	38	23,9	69,9	50,0	33,0	24,1
SUC 8	66,2	72	63,0	67,4	45,8	30,9	11,0
SUC 9	68,6	38	73,8	76,6	61,0	41,2	18,9

Tabla 4-8: Presencia de compuestos en diferentes medios

Compuesto	Nombre	presencia	aguas	sedimentos	suelos	aserrín
1	2 – clorofenol	NO	-	-	-	-
2	2,4 – clorofenol	SI	NO	NO	SI	NO
3	2,6 - clorofenol	NO	-	-	-	-
4	2,4,6 – triclorofenol	SI	SI	NO	NO	NO
5	2,3,6 – triclorofenol	SI	SI	NO	NO	NO
6	2,4,5 – triclorofenol	SI	SI	NO	NO	NO
7	2,3,5 – triclorofenol	SI	SI	NO	NO	NO
8	2,3,4 - triclorofenol	SI	SI	NO	NO	NO
9	3,5 – diclorofenol	SI	SI	SI	NO	NO
10	2,3,5,6 – tetraclorofenol	SI	SI	NO	NO	SI
11	2,3,4,6 – tetraclorofenol	SI	SI	NO	NO	NO
12	2,3,4,5 – tetra clorofenol	SI	SI	SI	NO	SI
13	3,4,5 – triclorofenol	SI	SI	SI	NO	NO
14	2,4,6 – tribromofenol	SI	SI	SI	NO	SI
15	Hexaclorobenceno	SI	SI	NO	NO	NO
16	Pentaclorofenol	SI	SI	NO	NO	SI

Revisando los resultados se aprecia que condice con la partición esperada por bibliografía y que podría ser calculada en forma simple con modelos de partición, por ejemplo tipo fugacidad a nivel I o II, utilizando datos característicos de los compuestos, mas las características físicas de las matrices analizadas.

- Los compuestos agrupados de 2 a 4 de la sección 4.1 aparecen muy rara vez, a nivel de trazas, por lo que se les considera despreciable.
- La casi total ausencia de hexaclorobenceno, se asocia probablemente al país de origen del pentaclorofenol, tal como se refiere la bibliografía
- El PCP y tribromofenol aparecieron en general en concentraciones muy bajas, salvo en algunas muestras de aserrín en acopios antiguos en la parte alta de la pila (ver Figura 4-5), así como al pies de la pila, en la zona de aparición de lixiviados (ver Figura 4-6).
- Los valores de la Tabla 4-7 permiten inferir que la masa de aserrín funciona como un medio poroso, con un nivel de retención probablemente bajo, por lo cual de no mediar la intervención a que ha sido sujeta la pila, existirá un volumen de generación de lixiviado con un porcentaje muy elevado, cercano al nivel de precipitaciones. Esto implica que la calidad del lixiviado actual esta asociado a una masa que ha sufrido un continuo deslave en el tiempo.

Producto etapa: Identificación y cuantificación de presencia de contaminantes de interés en el sitio.

4.4 CARACTERIZACIÓN DEL RECEPTOR

La pregunta a responder es: Cuales son los potenciales receptores que podrían ser afectados por los Contaminantes de Interés Potencial.

Una evaluación a este nivel es un procedimiento inmediato para identificar y caracterizar receptores humanos. Sin embargo, este proceso no están inmediato para los receptores ecológicos, siendo lo más común en esta etapa realizar una identificación amplia o gruesa de ellos. Los criterios generales se aseguran de la protección de las especies más sensitivas. No obstante, a pesar del bajo nivel de seguridad, se recomienda considerar en el análisis todo el rango de receptores ecológicos que pueden ser impactados, al menos para esta etapa o nivel de análisis.

Los receptores potenciales, son los mencionados en la Tabla 3-1:

- conejos, vacas.
- La vegetación esta compuesta por arboles (eucalipto) y arbustos en el sector norte del sitio y aguas abajo se aprecia presencia de arbustos y pasto.
- batracios.

Producto etapa: Identificación explícita de especies ecológicas

4.5 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

El objetivo es definir a que concentraciones de los contaminantes de interés potencial pueden estar expuestos los receptores.

Para ello hay que analizar los escenarios de exposición planteados por el modelo conceptual y considerar la información de "valores comparativos protectivos" existentes (valores de screening).

Revisando la Tabla 4-9 y considerando el modelo conceptual de la Figura 4-9 se encuentra en bibliografía que existen valores de referencia para varios de los contaminantes de interés, excepto el 2,4,6-tribromofenol y la partición de algunos contaminantes en sedimentos, por lo que corresponde formalmente derivar o estimar un valor de exposición para este compuesto.

Tabla 4-9: valores máximos por compartimiento

Compuesto	Nombre	Aguas µg/lit	Sedimentos µg/kg	Suelos µg/kg	Aserrín µg/kg
1	2 – clorofenol	NO	NO	NO	NO
2	2,4 – diclorofenol	NO	NO	2,14	NO
3	2,6 - diclorofenol	NO	NO	NO	NO
4	2,4,6 – triclorofenol	0,057	NO	NO	NO
5	2,3,6 – triclorofenol	0,042	NO	NO	NO
6	2,4,5 – triclorofenol	0,051	NO	NO	NO
7	2,3,5 – triclorofenol	0,025	NO	NO	NO
8	2,3,4 - triclorofenol	0,046	NO	NO	NO
9	3,5 – diclorofenol	0,15	0,056	NO	NO
10	2,3,5,6 – tetraclorofenol	0,107	NO	NO	4,06

Compuesto	Nombre	Aguas µg/lit	Sedimentos µg/kg	Suelos µg/kg	Aserrín µg/kg
11	2,3,4,6 – tetraclorofenol	0,072	NO	NO	NO
12	2,3,4,5 – tetra clorofenol	0,077	0,82	NO	3,2
13	3,4,5 – triclorofenol	0,089	1,66	NO	NO
14	2,4,6 – tribromofenol	1,81	40,96	NO	98257
15	Hexaclorobenceno	0,007	NO	NO	NO
16	pentaclorofenol	1,25	NO	NO	19147

Para estos valores no es necesario hacer el estudio de exposición pues se pasa directamente a la evaluación de riesgo, ya que se cuenta con una relación de concentración (datos de Tabla 4-9) y los valores de referencia obtenidos de bibliografía por lo que el cálculo del cuociente de peligro es directo. Para los mono, di, tri, y tetrafenoles se trabaja como familias, ya que estos valores son los reportados.

CALCULO EXPOSICIÓN INHALACIÓN 2,4,6 TRIBROMOFENOL

El cálculo de la exposición del tribromofenol se hará para el escenario de exposición de los trabajadores de la empresa ASERRADERO C. En este caso interesa la inhalación. Se supondrá que el contacto dermal es mínimo, pues los operarios se les vio siempre con guantes y otros elementos de seguridad en terreno.

La ecuación y tabla a continuación presentan las variables de exposición para la inhalación de material particulado y compuestos volátiles según los escenarios de uso de suelo previstos. La resolución de la ecuación se realiza considerando que el factor de emisión de material particulado (PEF) es representado por el término que incluye V , U_m/U_t , $F(x)$, Q/C , y CF_3 ; usándose por defecto un valor de $1/1,32 \times 10^9$ (U.S. EPA, 1996). El término $1/VF$ sólo está presente si el contaminante es volátil; el factor de volatilización (VF) puede ser calculado usando el modelo de Jury et al. (1984)³. Para detalles de resolución de esta ecuación se sugiere revisar la guía.

$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{suelo}} \times EF \times ED \times \left(\frac{1}{VF} + \frac{0,036 \times (1-V) \times (U_m / U_t)^3 \times F(x)}{(Q/C) \times CF_3} \right) \times IR_{\text{aire}}}{CF_2 \times BW \times AT};$$

³ Citado en U.S. EPA (1996): Jury, W.A., Farmer, W.J. and Spencer, W.F. 1984. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. J. Environ. Qual. 13(4):567-572.

Utilizando los valores y constantes indicadas en la tabla "PARÁMETROS DE INHALACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO Y COMPUESTOS VOLÁTILES" (Tabla 4.3 de la Guía), para el caso de recintos industriales y haciendo $C_{\text{suelo}} = 98,2 \text{ mg/kg}^4$; $AT=ED=25$; $EF=250$; $IR_{\text{AIRE}}=20$; $CF_2=365$; $BW=70$; se llega a que la dosis, o concentración de 2,4,6 tribromofenol en los trabajadores es de $1,45 \cdot 10^{-8} \text{ mg/kg/día}$.

$$\text{Dosis} = \frac{98,2 \times 250 \times 25 \times \left(\frac{1}{1,32 \cdot 10^9} \right) \times 20}{365 \times 70 \times 25} = 1,45 \cdot 10^{-8} \text{ mg / kg / día}$$

Producto etapa: obtención de las dosis de exposición

Situación real del estudio: Sólo se realizó para personas, trabajadores, por efecto de inhalación de 2,4,6 tribromofenol debido a que para los otros casos se cuenta con los valores comparativos protectivos.

4.6 EVALUACIÓN DE TOXICIDAD

La pregunta a responder es qué podrían hacer los contaminantes de interés a los receptores y a qué concentración.

Para una evaluación de riesgo a este nivel las concentraciones de los contaminantes de interés se comparan con guías o criterios de evaluación para el contaminante específico (ver casos en Tabla 4-10). En caso de no existir pueden ser derivadas, utilizando valores NOAEL o LOAEL ya referenciados.

Desde ese punto de vista una evaluación preliminar del riesgo no realizará esta etapa, pues se basará en información previamente conocida. Uno de los puntos que no debe perderse de vista es el entendimiento de los fundamentos de los valores de referencia.

Para el resto del análisis se elimina del estudio el hexaclorobenceno pues prácticamente no apareció.

⁴ Considerar que se ha asumido para este cálculo que el aserrín se comporta como suelo, lo cual no es formalmente cierto

Tabla 4-10: valores preventivos recomendados

Compuesto / Familia	Nombre	Aguas ⁵ µg/lit	Sedimentos µg/kg	Suelos mg/kg	Aserrín ⁶ mg/kg
1	Monoclorofenol	0,1	No referencia ⁷	5	5
2	Diclorofenol	0,3	No referencia	5	5
3	Triclorofenol	2,0	No referencia	5	5
4	Tetraclorofenol	1,0	No referencia	5	5
5	Pentaclorofenol	30,0	No referencia	No referencia	24 ⁸
6	2,4,6 – tribromofenol	No referencia	No referencia	No referencia	No referencia

4.7 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

Al iniciar esta etapa del proceso de evaluación se deberá haber reunido toda la información disponible del sitio, confeccionado un listado de Contaminantes de Interés Potencial que deben ser evaluados, identificado los receptores, desarrollado un modelo conceptual del sitio, identificado rutas de exposición completas entre la contaminación del sitio y los receptores, y estimado la exposición de dichos receptores en la forma de una dosis o directamente de las concentraciones ambientales en los compartimentos correspondientes según corresponda.

Se tiene que la Tabla 4-11 presenta para cuales casos hay que derivar el VCP en función del NOAEL, cuales valores de referencia son ya conocidos y cuales valores no son necesarios debido a las bajas o nulas concentraciones en la exposición.

⁵ Canada, 2001. Considerando situación de: "Livestock and Wildlife Drinking Water -Aesthetics-". Esta es una situación desfavorable del punto de vista del riesgo

⁶ Se asume igual al suelo, esto es por simplicidad, pero debe ser considerado al momento de la decisión final del análisis de riesgo.

⁷ Al momento de elaborar este caso de estudio, y en función de la información disponible, no se encontraron valores de referencia disponibles.

⁸ IHOBE. Todos los fenoles, industrial.

Tabla 4-11: valores preventivos, conocidos y a determinar

Compuesto / Familia	Nombre	Aguas ⁹ µg/lit	Sedimentos µg/kg	Suelos mg/kg	Aserrín ¹⁰ mg/kg
1	Monoclorofenol	0,1	No necesario ¹¹	5	5
2	Diclorofenol	0,3	NOAEL	5	5
3	Triclorofenol	2,0	NOAEL	5	5
4	Tetraclorofenol	1,0	NOAEL	5	5
5	Pentaclorofenol	30,0	No necesario	No necesario	24 ¹²
6	2,4,6 – tribromofenol	NOAEL	NOAEL	No necesario	NOAEL

El HQ es calculado usando la siguiente ecuación:

$$HQ = \frac{(\text{Exposición Estimada})}{VCP}$$

Calculos VCP

Al momento de realizar este caso de estudio, considerando el uso de información bibliográfica que correspondería a este nivel de análisis (en una evaluación de riesgo preliminar se cuenta con un grupo de profesionales reducidos, no es seguro que siempre se cuenta con un toxicólogo) se cuenta con información segura para el caso del tribromofenol en el aserrín, vía inhalación. Se considera el caso de inhalación en ambiente laboral, se tiene según bibliografía NOAEL de 0,10 mg/l, considerando inhalación de ratas a polvo con tribromofenol, durante 6 hr/día, cinco días a la semana por tres semanas. Considerando esto el VCP se puede derivar como $(NOAEL/10/10/10) = 0,10 \text{ mg/m}^3$. Faltaría hacer la transformación de unidades, considerando que una persona promedia inhala 20 m³/día de aire y pesa 70 kg, se llega a $0,10 * 20 / 70$, es decir 0,03 mg/kg/día.

⁹ Canada, 2001. Considerando situación de: "Livestock and Wildlife Drinking Water -Aesthetics-". Esta es una situación desfavorable del punto de vista del riesgo

¹⁰ Se asume igual al suelo, esto es por simplicidad, pero debe ser considerado al momento de la decisión final del análisis de riesgo.

¹¹ No amerita su análisis por no haber sido detectado o por estar en concentración muy baja.

¹² IHOBE. Todos los fenoles, industrial.

ANÁLISIS DE RIESGO:

Revisando lo anterior, comparando la Tabla 4-10 con la Tabla 4-9 se observa que para todos los casos estudiados el cociente de riesgo será menor que 1, incluido la suma de ellos, con lo cual formalmente el sitio no presentaría problemas.

Tabla 4-12: tabla de HQ aguas y sedimentos

Nombre	Aguas Exposición ¹³ µg/lit	Aguas VCP µg/lit	HQ aguas	Sedimentos Exposición µg/kg	Sedimentos VCP µg/kg	HQ sedimentos
Monoclorofenol	No detectado ¹⁴	0,1	0 ¹⁵	No detectado	No aplica	0
Diclorofenol	0,15	0,3	0,5	0,056	Desconocido	Desconocido
Triclorofenol	0,31	2,0	0,16	1,66	Desconocido	Desconocido
Tetraclorofenol	0,18	1,0	0,18	No detectado	Desconocido	0
Pentaclorofenol	1,25	30,0	0,04	0	Desconocido	0
2,4,6 – tribromofenol	1,81	desconocido	Desconocido	40,96	desconocido	desconocido

Tabla 4-13: tabla de HQ suelos y aserrín

Nombre	Suelos Exposición Dermal mg/kg	Suelos VCP dermal mg/kg	HQ suelos	Aserrín inhalación ¹⁶ Exposición mg/kg	Aserrín inhalación VCP mg/kg	HQ aserrín
Monoclorofenol	No detectado	5	0	No detectado	5	0
Diclorofenol	0,00214	5	0,000428	No detectado	5	0
Triclorofenol	No detectado	5	0	No detectado	5	0
Tetraclorofenol	No detectado	5	0	$5,99 \times 10^{-13}$	5	0
Pentaclorofenol	No detectado	Desconocido	0	$2,83 \times 10^{-9}$	24 ¹⁷	0
2,4,6 – tribromofenol	No detectado	Desconocido	0	$1,45 \times 10^{-8}$	0,03	$4,8 \times 10^{-7}$

¹³ Se suman los valores de la Tabla 4-9

¹⁴ Concentración extremadamente baja o no detectada

¹⁵ = en este caso significa un valor muy cercano a cero

¹⁶ Derivado a partir de
$$\text{Dosis} = \frac{C_{\text{suelo}} \times \text{EF} \times \text{ED} \times \left(\frac{1}{\text{VF}} + \frac{0,036 \times (1-V) \times (U_m/U_1)^2 \times F(x)}{(Q/C) \times \text{CF}_3} \right) \times \text{IR}_{\text{aire}}}{\text{CF}_2 \times \text{BW} \times \text{AT}}$$

¹⁷ IHOBE. Todos los fenoles, industrial.

No obstante es claro que no existe información del perfil toxicólogo de los dicloro y triclorofenoles en el caso de los sedimentos, así como no existe la misma información para el triclorofenol para el caso de sedimentos y aguas. Se necesitan estudios más acuciosos, conducidos por un toxicólogo (perfil de profesional que tiene acceso a mayor volumen de información), lo cual podría ser resuelto durante el proceso de una evaluación de riesgo preliminar. Otra alternativa sería utilizar los coeficientes de partición Koc (por ejemplo agua sedimento), conocido el contenido orgánico en el sedimento sería posible derivar el valor de referencia para los sedimentos. Una tercera alternativa sería pasar a una etapa de evaluación de riesgo detallado en que se estimarían NOAEL o equivalentes.

Por otro lado, en función de las limitaciones del caso de estudio algunas rutas no fueron analizadas, como por ejemplo cadenas alimenticias y sus receptores indirectos.

La decisión más recomendable sería hacer estudios adicionales, direccionando esfuerzos a un nuevo escenario de modelo conceptual, el cual eliminaría varias combinaciones de riesgo.

Se debe tener en consideración que si se toma la decisión de pasar a la etapa de riesgo detallado, sólo debe conducirse en los contaminantes de interés del último modelo, así como los receptores y rutas asociadas.

Considerando el alcance de este estudio sería necesario garantizar la participación de un equipo de profesionales mucho mayor e interdisciplinario.

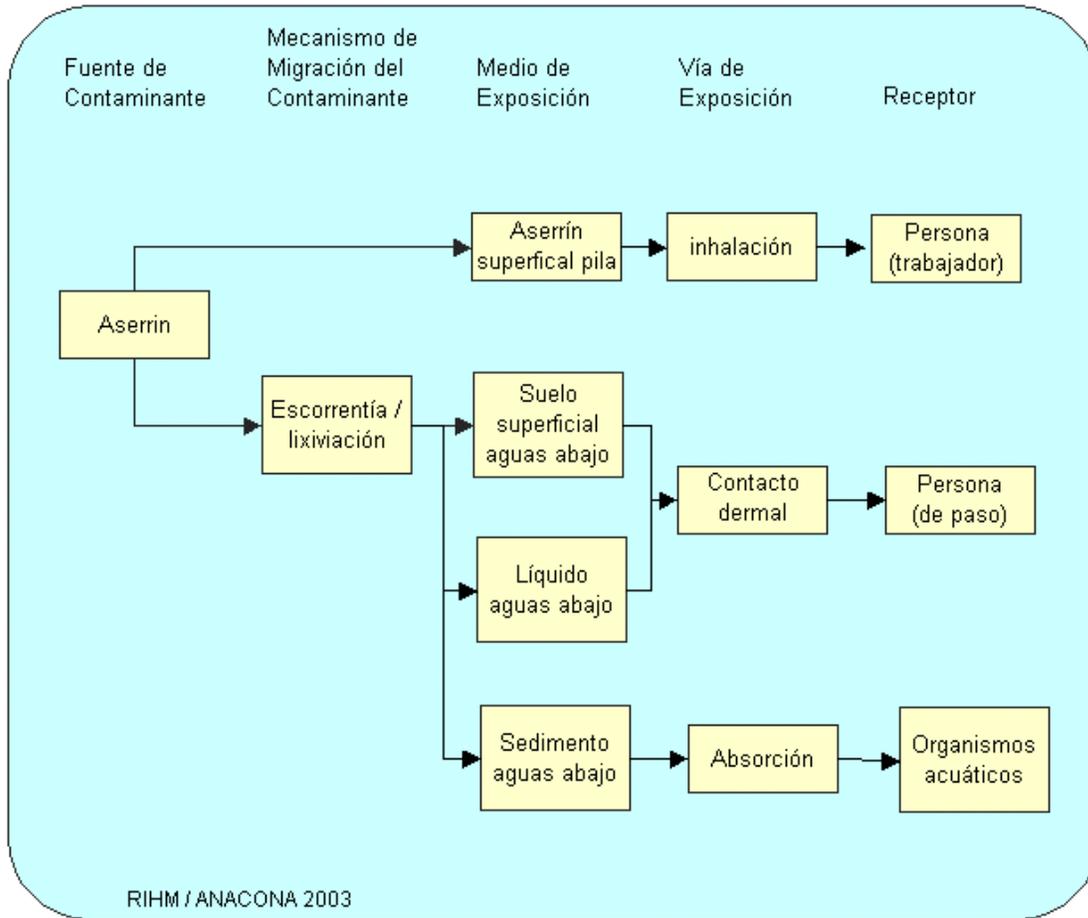


Figura 4-14: Modelo conceptual modificado

5 CONCLUSIONES GENERALES

- Se realizó un caso de estudio, en el cual se probó la aplicabilidad de los procedimientos presentados en la guía y otros anexos de este documento.
- Se encontró que en líneas generales la metodología de evaluación de riesgo preliminar es factible de desarrollar por un grupo pequeño profesionales, en particular si la información de referencia se encuentra disponible.
- Debe decidirse la implementación de una evaluación de riesgo detallada en función de los niveles de seguridad alcanzados en la etapa preliminar, así como considerando la factibilidad técnica económica de este proceso en función del diseño de soluciones propuestas. Por otro lado hay que considerar que esta etapa intervendrá un grupo mucho mayor de profesionales.
- Un elemento práctico, pero no menor a considerar, es que para realizar los análisis y estudios de campo es necesario contar con libre acceso y disponibilidad de medios en el predio a analizar. Dicho punto no está siempre garantizado en el caso de Chile, en función de la carencia de un cuerpo legal específico a las materias de sitios contaminados
- El estudio de campo siempre quedará asociado a las capacidades analíticas disponibles para el estudio y las capacidades de muestreo.

6 REFERENCIAS

Canada. Water Management Branch Ministry of Environment, Lands and Parks. Ambient Water Quality Guidelines for Chlorophenols -First Update-. 2001

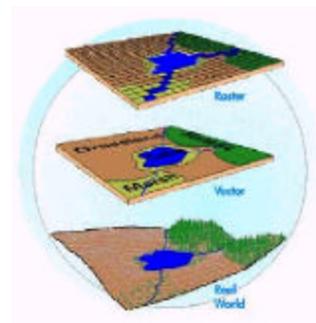
Fisher, B. Pentachlorophenol: Toxicology and Environmental Fate. Journal of Pesticide Reform / Vol. 11, N°. 1

IHOBE, S.A., Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. CALIDAD DEL SUELO: NIVEL DE REFERENCIA (VIE-A). 2000

del Territorio, Vivienda y medio Ambiente del Gobierno Vasco.

Irwin R., National Park Service. Colorado State University. Environmental Contaminants Enciclopedia Pentachlorophenol (PCP). 1997.

US EPA. Region 3. Risk Based Concentrations Tables. 2003.



ANEXO 2: SIG Y MODELOS

PARTE 1: SIG

PARTE 2: HERRAMIENTAS Y MODELOS

UTILIDAD DE LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG) EN LA MODELACIÓN DE LOS CONTAMINANTES.

Este capítulo cumple con el objetivo de efectuar la revisión de la aplicabilidad de la herramienta SIG en la evaluación de riesgo, tanto a nivel preliminar como sitio específico detallado.

1.1 INTRODUCCIÓN

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son una tecnología reciente y en evolución, encontrándose en la actualidad en un proceso de ampliación de sus posibilidades de análisis y resolución de los problemas espaciales. Hoy en día existen diversos software para el uso y análisis de la información geográfica.

Un SIG puede entenderse como “un sistema de hardware, software y procedimientos elaborados, para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado, representación, y salidas de datos, espacialmente referenciados, que ayudan a resolver problemas complejos de planificación y gestión” (Barredo; 1996).

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son un conjunto de programas que permiten manejar información espacial y descriptiva en forma integrada, facilitando las operaciones de digitalización de información, sobre posición de capas, análisis de variables estadísticas y de modelación espacial, lo que permite simular modelos capaces de reproducir aproximaciones al comportamiento de los fenómenos bajo estudio, como por ejemplo la identificación de zonas de riesgo debido a algún problema ambiental.

El contenido de un mapa puede ser introducido en una base de datos convirtiendo sus características en objetos de la base de datos. Los datos en SIG, son

considerados en dos dimensiones, por un lado se tiene la posición en el espacio y por el otro, sus atributos asociados. La posición queda determinada por las coordenadas y los atributos, por las características específicas de cada posición. Generalmente, se usa el término "información o datos espaciales" cuando se refiere a las características que no necesariamente son cartografiables.

1.2 PRINCIPIOS BÁSICOS DE LA DIFUSIÓN DE CONTAMINANTES

El problema del transporte de contaminantes a través de un medio necesita para su solución el conocimiento de:

- La naturaleza y concentración de los contaminantes,
- La permeabilidad, la estructura geológica, litológica y mineralogía de los materiales presentes y
- El sistema hidrogeológico presente.

Una vez definidos los datos citados anteriormente, es posible conocer cómo se van a establecer los posibles mecanismos de transporte en el medio.

Según lo planteado por Sara Contreras (2003), en un suelo contaminado, los contaminantes pueden estar presentes en una (o una combinación) de las siguientes localizaciones y fases:

- En la zona no saturada: como vapores en los poros del suelo, como producto libre, disueltos en la humedad de suelo, adsorbidos en la matriz sólida o flotando en el tope del borde capilar (para líquidos en fase no acuosa).
- En la zona saturada y agua subterránea: disueltos en el agua, adsorbidos en el material del acuífero o sedimentados sobre las rocas (líquidos densos en fase no acuosa)

La distribución de contaminantes en el suelo es una consecuencia de procesos de migración y transferencia de masa que se puede modelar y cuantificar a través de ecuaciones de transporte y sus soluciones.

Para establecer los modelos se deben seguir los siguientes procedimientos:

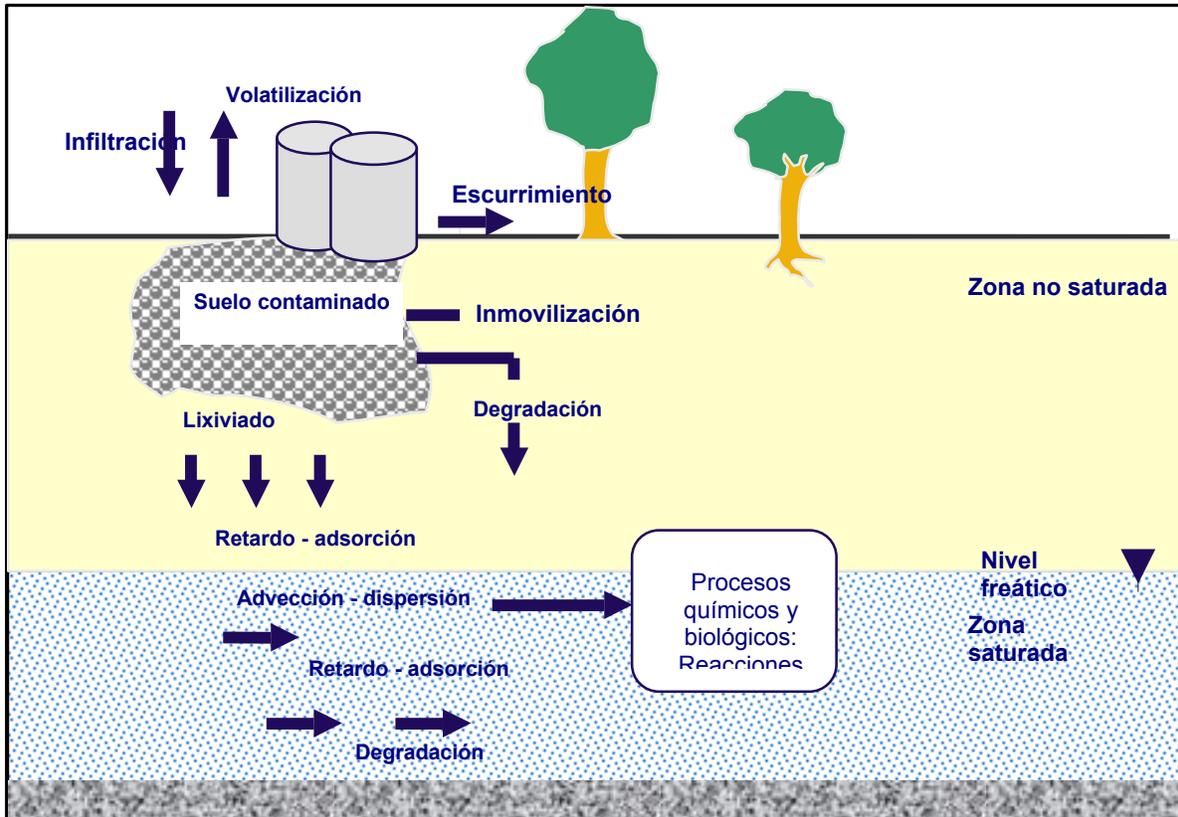
- Definición de principales fenómenos que rigen la migración de contaminantes y sus parámetros característicos, a fin de analizar la evolución de la concentración el movimiento de los contaminantes en el terreno (en la zona no saturada y saturada). Cuadro 1.
- Desarrollo de un modelo conceptual, que consolida los datos en una serie de conceptos y supuestos que pueden ser evaluados cuantitativamente. El modelo conceptual describe aspectos del sistema físico como procesos químicos y físicos involucrados, propiedades hidráulicas, hidrogeológicas (permeabilidad, dirección y flujo de aguas subterráneas) del suelo y del contaminante.
- Construcción de un modelo matemático basado en el modelo conceptual, el cual se definió a través de ecuaciones de flujo y partición. Los componentes fundamentales del modelo son los datos de propiedades de los contaminantes seleccionados, del medio (suelo), del agua y las condiciones de borde para el análisis.

Cuadro 1: Parámetros que se deben considerar para la elección adecuada de un modelo.

Parámetros del contaminante	Parámetros del Suelo	Parámetros Ambientales
Solubilidad	Porosidad, densidad y permeabilidad	Temperatura
Presión de vapor	Contenido de arcilla	Precipitación
Polaridad	Contenido de materia orgánica	Evapotranspiración
Coeficiente de partición octanol - agua (K_{ow}).	Profundidad agua subterránea	

Los principales mecanismos de transporte y procesos de transformación para los contaminantes orgánicos en el suelo son: la advección (convección), dispersión, lixiviación, adsorción y la transformación química y biológica (Figura 1). La migración de una fase orgánica líquida inmiscible es gobernada, en gran parte, por su densidad, viscosidad y propiedades de superficie húmeda (Bonazountas & Kallidromitou, 1993). El transporte vertical de contaminantes en la zona no saturada se produce debido a la gravedad y a las fuerzas capilares.

Figura 1: Modelo conceptual de los principales procesos de migración de los contaminantes orgánicos (caso específico de los hidrocarburos)



La ecuación general de transporte de los contaminantes orgánicos fue ilustrada por Contreras (2003) de la siguiente forma:

$$\boxed{\text{Variación Total}} = - \boxed{\text{Variación Advección}} + \boxed{\text{Variación Dispersión}} + \boxed{\text{Reacción}}$$

En una dimensión:

$$\boxed{\frac{\partial C}{\partial t}} = - \boxed{\frac{\partial (v_x C)}{\partial x}} + \boxed{\frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right)} + \boxed{rC}$$

Donde:

$\partial C / \partial t$: variación de la concentración con el tiempo.

V_x : velocidad efectiva en la línea de corriente x

C : concentración del contaminante disuelto

C_s : concentración del contaminante en las fuentes o sumideros

D : coeficiente de dispersión

$r(C)$: término de reacción

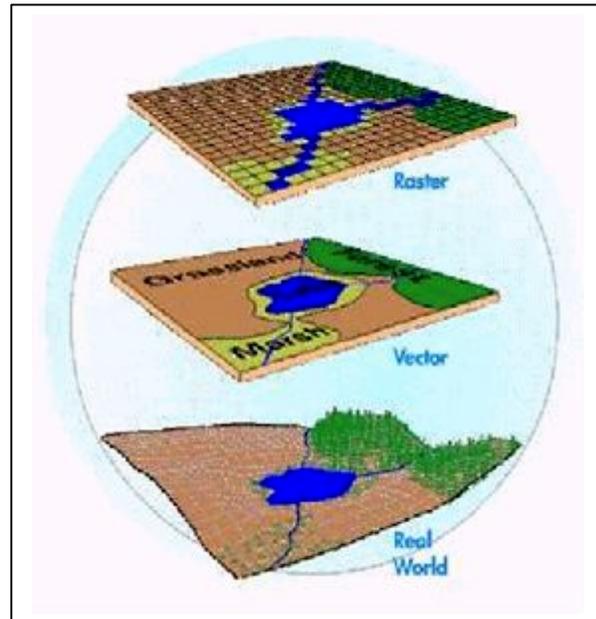
1.3 LA APLICACIÓN DEL SIG EN LA MODELACIÓN DE LOS CONTAMINANTES

Una de las aplicaciones de los Sistemas de Información Geográficas (SIG) en el campo de la evaluación de riesgos, es la modelación y visualización de la distribución estimada de datos puntuales mediante el uso de algoritmos. Esto requiere en primer lugar, de la caracterización del sitio, mediante el levantamiento de información de los contaminantes presentes, su concentración, el grado de migración y distribución en distintas fases, como también de las características del suelo y del agua subterránea, los cuales determinarán las condiciones de la pluma de migración y la selección de zonas de mayor o menor riesgo.

Los sistemas de modelación basados en sistemas de información geográficos tienen la posibilidad de ser generados bajo dos conceptos disímiles. El primero es la generación de un modelo basado en estructura vectorial, el cual por el problema de la generalización espacial de los datos pierde validez, debido a que no es capaz de analizar las particularidades que se pudiesen generar en un lugar específico en el espacio. Por otra parte, la estructura raster (la cual en función de las dimensiones que tengan los lados de la celdilla dependerá el detalle de los resultados esperados) se basa en considerar al espacio circundante como una gran matriz de datos, en la cual cada elemento a_{ij} es un valor que puede ser totalmente independiente al vecino, lo que permite evaluar la distribución continua de los datos en el espacio, situación que se busca cuando se desea determinar

impactos de contaminantes en el medio. En la figura 2 se puede visualizar las diferencias del modelo raster y el vectorial en la representación de la realidad.

Figura 2 (derecha): Representación del Mundo real a través de un modelo vectorial y un modelo raster.



Cabe señalar, que los modelos se construyen estableciendo una relación de correspondencia con la realidad cuyas variantes pueden producir modelos de características notablemente diferentes. (Turner, 1970:364)

La temática raster puede ser considerada como un caso especial de puntos simples donde estos se encuentran distribuidos en forma regular, o un caso especial de zonas donde todas estas tienen el mismo tamaño.

Los datos pueden provenir de mediciones directas a través de topografía, levantamientos u otro tipo, o por medio de muestreo de campo para sensores remotos que determinan la resolución de los datos. Otros pueden obtenerse de cartografía existente u otras bases de datos, en cuyo caso se trata de fuentes de base de datos secundarias.

Los diversos fenómenos en el ambiente poseen cierta variabilidad así como homogeneidad espacial, dependiendo de factores muy diversos como lo pueden ser el tipo de suelos, capacidad de intercambio catiónicos, humedad en los suelos, cordones de aguas, lagos, vertientes, etc. En respuesta a esta situación nace una ciencia derivada de la estadística denominada Geoestadística, la cual busca en sí resolver los problemas de estimación de datos, a partir de puntos semillas (datos recolectados) y basados en técnicas de variabilidad espacial, con el fin de determinar la distribución espacial del fenómeno al cual se quiera estimar a partir de los datos semillas y con lo cual se trata de llegar a la visualización más fidedigna del fenómeno en el espacio.

Las técnicas en las cuales se basan comúnmente la Geoestadística clásica son el Kriging¹ y el ponderador cuadrado al Inverso de la distancia. Ambos poseen la falencia de ser extrapoladores de datos. El último se fija solamente en parámetros de distancia al punto desde donde se quieren extrapolar los datos y el primero utiliza el método geoestadístico denominado Variograma, el cual interpreta la variabilidad espacial de los datos y genera pesos de interpolación los cuales traen intrínsecamente integrados el concepto de distancia.

1.4 INTEGRACIÓN DEL GIS A LA MODELACIÓN

1.4.1 UTILIDAD DE LOS MODELOS DIGITALES DE ELEVACIÓN (MDE) EN EL ANÁLISIS DE RIESGO.

Se ha dado énfasis en la modelación a partir de MDE principalmente por la facilidad en el análisis y en la accesibilidad de la información para su generación.

¹ El kriging se inscribe en la categoría de los métodos de interpolación probabilísticos y se apoya en la inferencia de una función de correlación espacial (estructura)

Los MDE se define como “*un conjunto de datos numéricos que describe la distribución espacial de una característica del territorio*”. (Doyle, 1978:1481)

Los modelos derivados más sencillos pueden construirse exclusivamente con la información del MDE y reflejan características morfológicas simples (pendiente, orientación, etc.).

Las estructuras más utilizadas para el almacenamiento de los modelos digitales de elevación (MED) son básicamente cuatro. Dos de ellos son vectoriales: isopletas o contornos (*contours*) y red irregular de triángulos (*TIN, triangulated irregular network*); los otros dos son raster: matrices regulares (*URG, uniform regular grids*) y matrices jerárquicas escalables (en estructuras de tipo *quadtree*).

Las funcionalidades hidrológicas que ofrecen los SIG, y que son aplicas sobre los MDEs también tienen utilidad en un gran número de aplicaciones ambientales, las que permiten determinar senderos de flujo desde un sitio contaminado, como también determinar los lugares de origen de la contaminación.

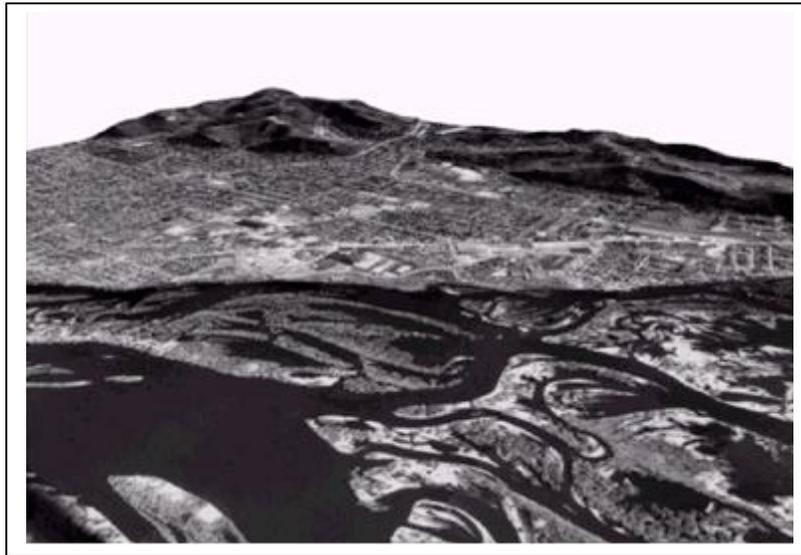
Un Modelo Digital de Elevación (MDE) “captura” el relieve de la superficie terrestre en forma digital, en general almacenando la información en forma de una matriz de valores de elevación. Numerosas técnicas computacionales permiten la generación de imágenes con apariencia 3D. (Figura 3)

Dos son las fuentes de información principales para la generación de un MDE: las curvas nivel (mapas topográficos, fuentes digitales) y el set de puntos con los valores de elevación (“z value”). Cabe señalar que los análisis sitio específico requieren de curvas de nivel a escala detallada (aprox. cada 5 mt).

Cuando se desea realizar un análisis espacial sobre la distribución superficial o subsuperficial de los contaminantes, el MDE en formato raster (grilla o malla formada por la división del área de estudio en un determinado número de filas y

columnas) posee claras ventajas sobre el modelo de elevación vectorial o TIN (Triangulated Irregular Network) ya que cada celda raster tendrá un valor de elevación, la que fácilmente puede ser combinada matemáticamente con otras capas Raster, por ejemplo uso del suelo donde cada celda en la capa de elevación corresponde una celda en la capa uso del suelo.

Figura 3: Visualización 3D (en perspectiva) de un MDE con superposición de una ortofoto digital georreferenciada.



Actualmente se pueden realizar otras aplicaciones a un MDEs, las que permiten relacionar el relieve con el transporte potencial de la contaminación, tales como la red de drenaje, las líneas de flujo, otras.

1.4.2 APLICACIÓN DE LOS MDEs EN LA EVALUACIÓN DE RIESGO.

Los Modelos Digitales de Elevación en combinación con las capacidades analíticas de los SIG's permiten modelar los procesos hidrológicos considerando la variabilidad espacial de las características del terreno.

Los SIG's permiten el desarrollo de modelos hidrológicos muy simples incorporando los parámetros más relevantes para la descripción de los procesos hidrológicos.

Para aquellos contaminantes que fácilmente son transportados por el escurrimiento superficial, se pueden aplicar funcionalidades hidrológicas a partir de un MDE. Por ejemplo, si se desea analizar la exposición de una población ubicada aguas abajo de un sitio contaminado a los contaminantes provenientes del percolado de los residuos industriales (y que entran en contacto con los esteros superficiales), es recomendable realizar los siguientes análisis: delimitación automática de microcuencas hidrográficas y generación de las líneas de flujo a partir de la extracción automática de la red de drenaje.

- La construcción de microcuencas, tiene gran utilidad en la delimitación de áreas de influencia de un sitio contaminado sobre su entorno. El análisis de cuencas visuales puede utilizarse para la evaluación del impacto de actuaciones con efectos negativos sobre el paisaje. En este sentido, puede ser útil la creación de modelos de visibilidad, donde cada punto tiene asignado un valor proporcional a la extensión de su cuenca visual. Un modelo de este tipo puede servir de base objetiva para la toma de decisiones ya que permite conocer y comparar con fiabilidad la incidencia visual de las alternativas existentes.

- Líneas de Flujo: Una gran aplicación de los MED para definir la ruta del contaminante a partir de un sitio contaminado son las **líneas de flujo**, que puede definirse como el trayecto que, a partir de un punto inicial, sigue la línea de

máxima pendiente. Una línea de flujo es una simulación simple del proceso de escorrentía superficial que, en un MDE, sólo debería finalizar en los supuestos de alcanzar una concavidad, desembocar en el mar o llegar al borde del modelo.

El trazado de las líneas de flujo puede realizarse de acuerdo con criterios muy simples: partiendo de un punto del modelo, la línea de flujo se construye siguiendo el sentido de máxima pendiente hasta llegar a un sumidero, al borde del modelo o a la costa. Es posible, por tanto, su construcción de forma automática a partir de los datos del MDE.

El proceso de construcción de una línea de flujo a partir de un punto inicial, es iterativo y consta de tres fases elementales:

1. Se fija el punto inicial de la línea, $P(i)$.
2. Se calculan las pendientes hacia sus 8 vecinos más próximos.

Pueden darse 3 casos:

- 2.1. Todas las pendientes son negativas (se trata de una concavidad): fin de la línea.
 - 2.2. Todas las pendientes son negativas y el punto está en el borde del MDE (la cuenca continúa probablemente fuera de los límites del MDE): fin de la línea.
 - 2.3. Se localiza al menos un punto con pendiente positiva: se elige el punto con pendiente máxima.
3. El punto elegido (pendiente máxima) se incorpora a la línea de flujo y se toma como base para volver al paso 2.

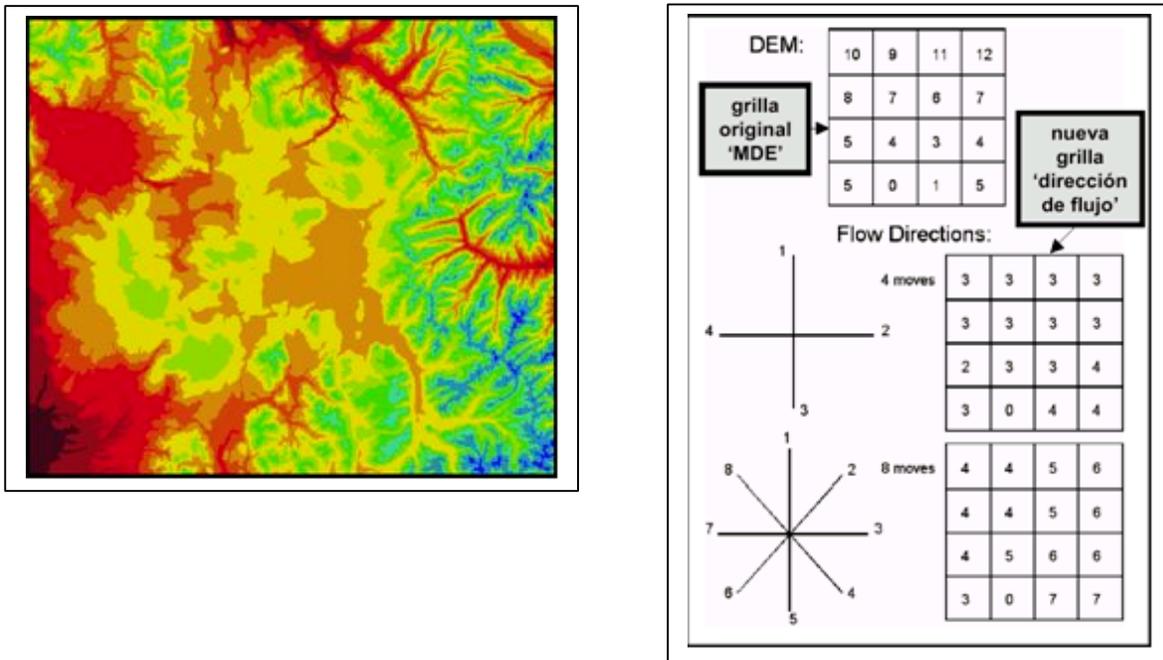
El trazado de la línea finaliza, bien cuando se alcanza el borde del modelo o cuando se llega a una depresión o concavidad.

Por otro lado, el cálculo de la densidad de drenaje resulta útil cuando se desea conocer la potencialidad de transporte de los contaminantes por escurrimiento

superficial o sub superficial. La densidad de drenaje, definida por Horton (1932) como la longitud de cauces por unidad de área, depende directamente de la definición que se realice de cauce. La delimitación de la red de drenaje se ha realizado habitualmente a partir de la fotografía aérea y cartografía topo gráfica, pero la inclusión o no de cauces en los mapas se ha mostrado muy variable en función de las fechas y escalas de elaboración.

Teóricamente, un MDE en formato raster contiene suficiente información para determinar las direcciones de drenaje en cada celda de la grilla. Para muchas aplicaciones, se considera como dirección de drenaje la dirección de la pendiente más fuerte. (Figura 4)

Figura 4: Determinación de la red de drenaje a partir de un MED



En la mayoría de los algoritmos, la definición de la dirección de flujo se decide en dirección de la pendiente más fuerte, considerando: " la diferencia entre el valor de elevación de la celda bajo consideración, y de sus celdas vecinas" la distancia entre el centro de la celda bajo consideración, y el centro de las celdas vecinas. La

ecuación anterior se puede utilizar para la generación de una grilla con valores de pendiente y para la definición de la dirección de flujo promedio, la cual es una buena alternativa para realizar comparaciones con los ocho vecinos más próximos.

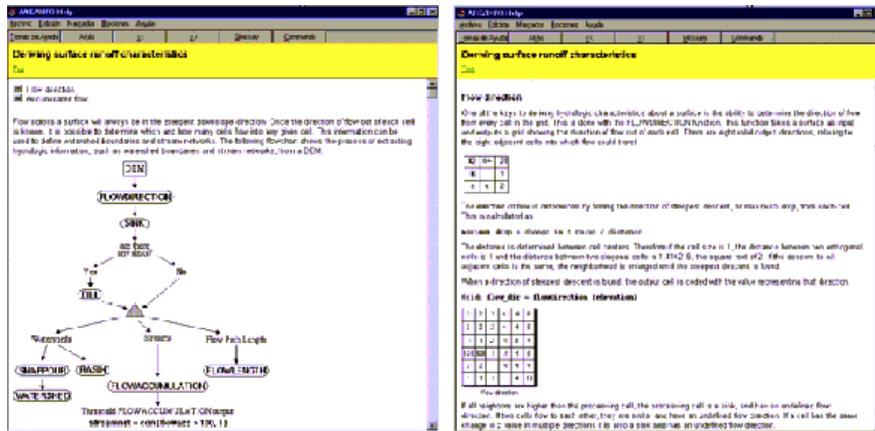
Es importante destacar que la utilidad práctica de las funcionalidades hidrológicas de los SIG dependerá en gran medida de la calidad de los datos de input: Es así que los algoritmos usados para la definición de la dirección de flujo requieren de una densidad relativamente alta de los datos de elevación; el algoritmo puede encontrar dificultades en definir la dirección de flujo en zonas planas o en aquellas zonas donde falta información sobre el relieve local. En caso de encontrarse errores en los datos de elevación, el algoritmo generará resultados que no corresponden con los procesos que ocurren en el terreno, lo que puede llevar al usuario a sacar conclusiones erróneas sobre el sistema modelado

1.4.3 FUNCIONALIDADES OFRECIDAS POR LOS SOFTWARES: ARC/INFO, ARC/VIEW E IDRISI

A) Funcionalidades en ARC/INFO GIS Software (ahora ARCGIS)

Requerimientos:

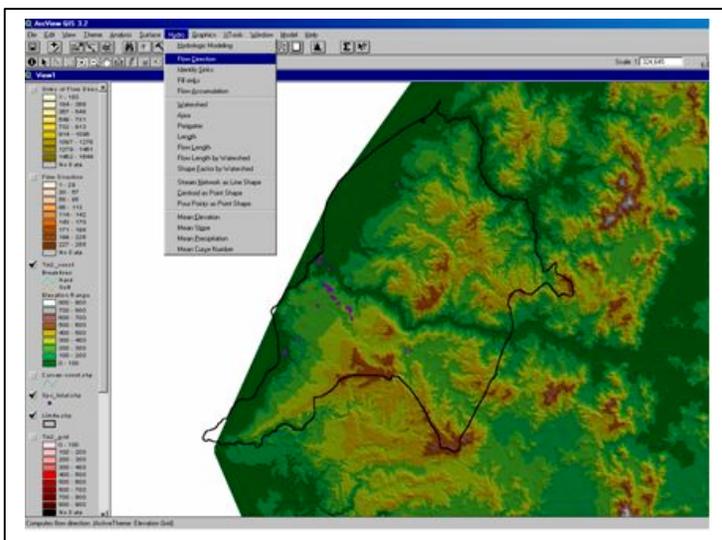
- Arc/ Info software + TIN/ GRID modules (v.7.2.1): [http:// www.esri.com](http://www.esri.com))
- ArcGIS ArcGIS 8.1 software: incl. Arc/ Info, Spatial Analyst, 3D Analyst



B) Funcionalidades en Arc-View GIS

Requerimientos: ArcView software + Spatial Analyst extension + ArcView Spatial Analyst Hydrology extension

<http://www.esri.com/news/arcuser/arcuser498/hydrology.html>

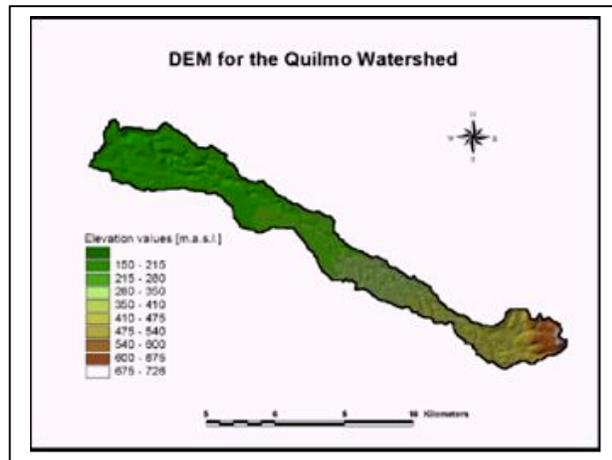


C) IDRISI GIS Software

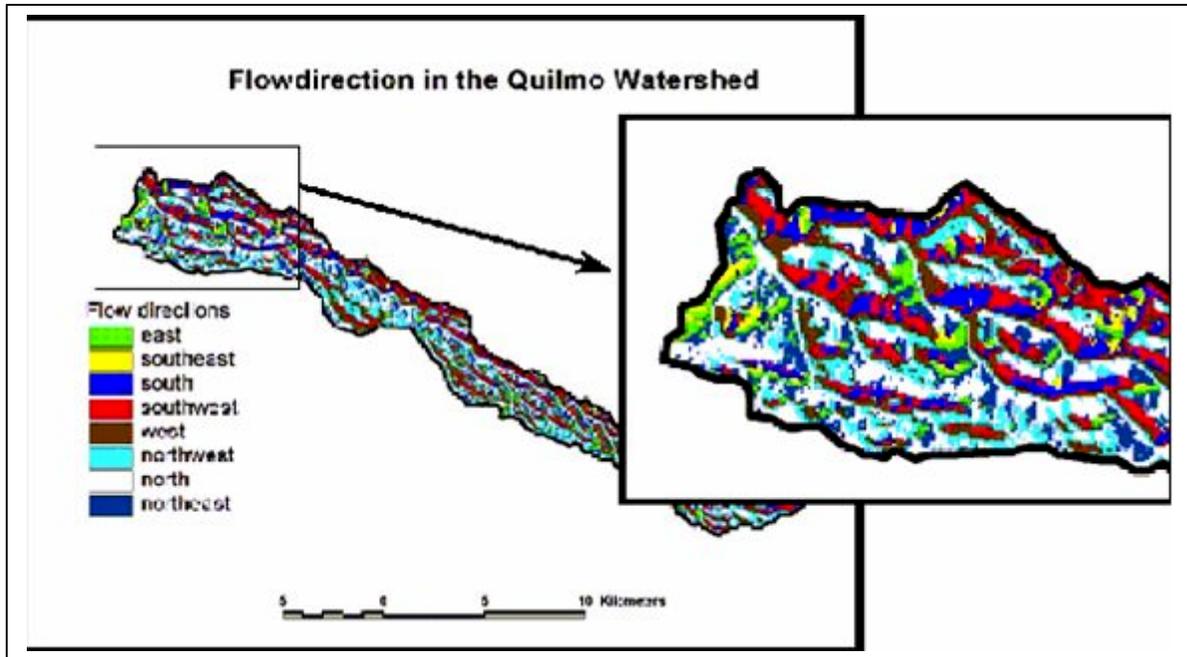
Requerimientos: IDRISI GIS Software: <http://www.clarklabs.org>

1.4.4 APLICACIÓN A UN CASO DE ESTUDIO: LA CUENCA DEL ESTERO QUILMO, VIII REGIÓN, CHILE.

Este estudio realizado por el Centro EULA requirió de cartografía con curvas de nivel con equidistancia igual a 2.5 metros, escala cartografía = 1: 10. 000



Primero se realizó un MDE a partir de las curvas de nivel (derecha) para posteriormente generar un mapa de direcciones de flujo (abajo). El resultado permite definir cuál es la posible ruta que seguiría el contaminante por escurrimiento superficial a partir de un punto (sitio contaminado). Con ello, se busca definir si se cumple con la relación fuente – ruta – receptor, como por ejemplo la existencia de una toma de agua potable para la población que se ubique en la dirección de flujo o ruta de los contaminantes provenientes de un sitio contaminado.



1.5 MODELACIÓN HIDRÁULICA Y DE LA CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL

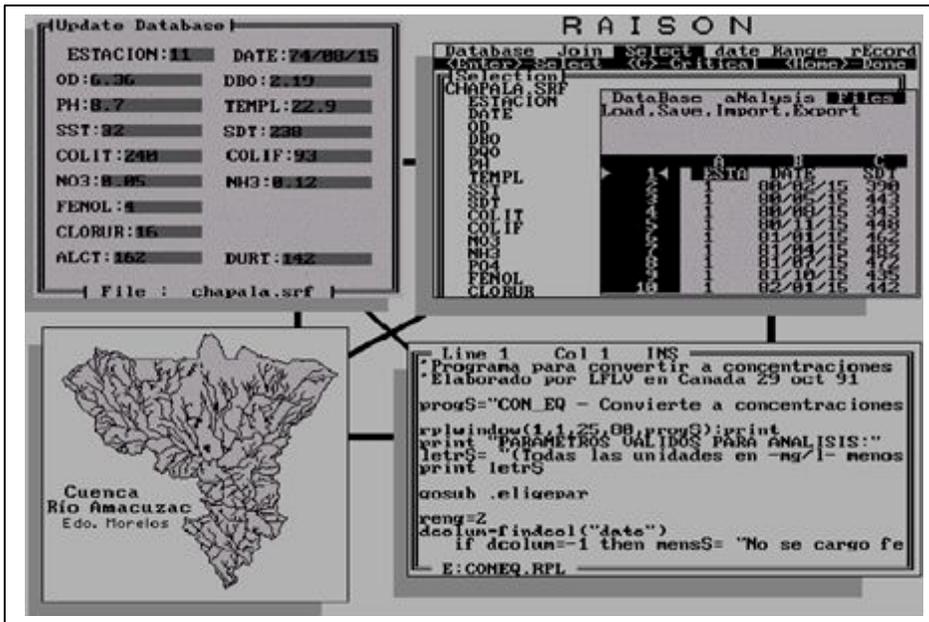
EL MODELO RAISON

El sistema RAISON fue desarrollado en el NWRI del Canadá Centre for Inland Waters (CCIW). No es el propósito del trabajo describir a detalle el sistema, sino presentar el tipo de análisis que es posible realizar en él para apoyar la evaluación de la calidad de los cuerpos de agua. Una descripción con más detalles del sistema RAISON se puede encontrar en Lam y Swayne (1991).

Orientado al análisis de información regional, el sistema está conformado de manera integral por módulos de base de datos, hoja de cálculo, edición gráfica, estadísticas, mapeo, contornos y programación externa de modelos (a través del RPL-RAISON Programming Language), todo geográficamente referenciado con capacidades de sistemas de información geográfica (GIS). Este manejo integral

permite la transferencia de información (datos, texto, mapas, gráficas, etc.) en forma directa dentro del sistema. La figura 5 muestra, en esquema, la integración de los distintos módulos en el sistema.

Figura 5: Integración modular del sistema Raison



El sistema es adecuado para el manejo de información histórica puntual, como es el caso de los valores de concentración de los parámetros de calidad del agua. Las estaciones de muestreo se conectan a los mapas a través de archivos de información de sitios, la cual puede ser desplegada al seleccionar una estación y sus datos accedidos de manera inmediata. Los valores registrados de los parámetros en uno o varios sitios se pueden acceder selectivamente y transferirse a la hoja de cálculo para su posterior análisis.

Gráficas Avanzadas: Mapeo Temático y Contornos Gráficas Avanzadas: Mapeo Temático y Contornos Una de las gráficas más útiles para la rápida identificación de zonas críticas es el mapeo temático. Basado en los datos puntuales de un determinado parámetro es posible obtener su valor medio, máximo, mínimo, etc. en un período de tiempo y mostrarlo geográficamente dentro de un rango específico dado por un atributo de color o patrón. La figura 6 muestra el mapa

temático para nitratos en la cuenca del río Grijalva, creado con los valores promedio en los sitios de muestreo durante 1985. Al generar los rangos se tomó como valor crítico (rango más obscuro) la norma para agua potable que no debe exceder de 5 mg/l. Los sitios marcados con este atributo deben merecer especial atención en el sentido de que probablemente se tengan excesivas cantidades de nutrientes y ello imposibilite el uso para agua potable e incluso puedan presentarse problemas de eutroficación o invasión de malezas (en el caso de las presas).

Figura 6. Análisis de Nitratos. Cuenca del Grijalva

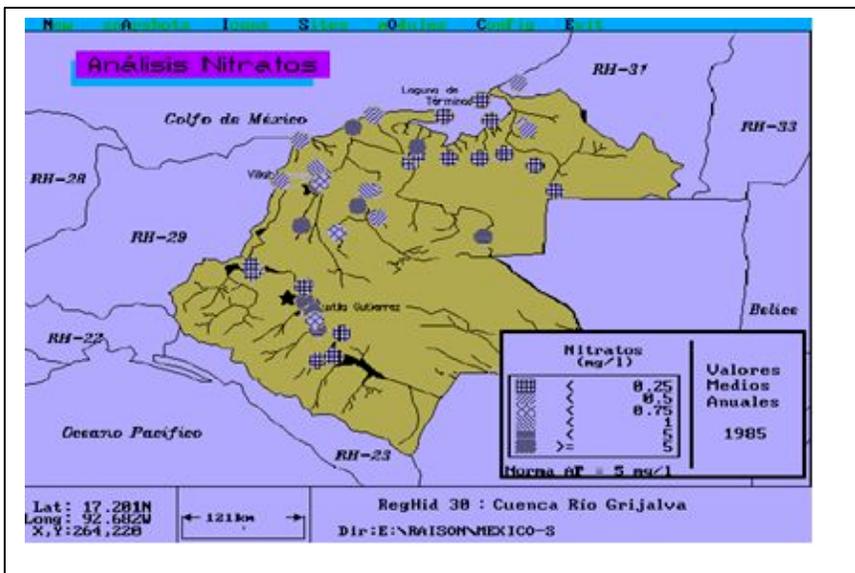
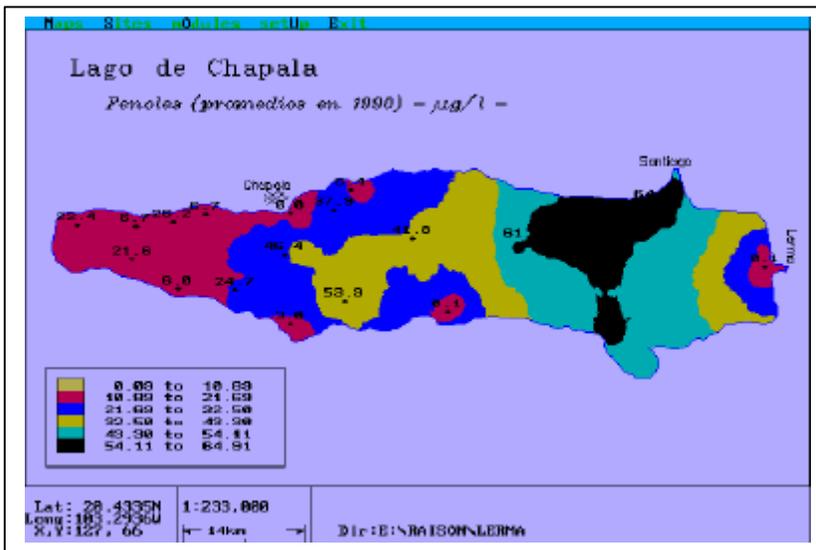


Figura 7. Contornos de Fenoles en el Lago de Chapala



El contorno difiere del mapeo temático en que, aún cuando se basa en la misma información puntual (medias, máximos, etc.), la distribución geográfica identificable por atributos de color o patrones se obtiene de la interpolación numérica de los datos puntuales. La interpolación se puede realizar a través de los distintos métodos conocidos (inversa distancia al cuadrado, Kriging con variograma local o global, etc.). Los algoritmos de interpolación pueden generar ciertas distorsiones en los valores cercanos a los puntos de medición, por lo que es conveniente incluir en la representación gráfica los valores medidos en los sitios, con el doble objeto de ver los datos puntuales, así como la densidad de los mismos en la malla de interpolación. En la figura 7 se muestran los contornos de fenoles promedio en el lago de Chapala medidos en 1990.

El sistema de análisis regional de información (RAISON) en las tareas de almacenamiento, análisis e interpretación dentro del proceso para evaluar la calidad del agua, requiere del manejo de información geográficamente referenciada, así como del uso integrado de bases de datos, capacidades de cálculo, análisis estadístico y representación gráfica de resultados. Con la transferencia del RAISON se han desarrollado y aplicado satisfactoriamente las

técnicas más recomendables para la interpretación y detección de tendencias y patrones de la contaminación del agua.

1.6 APLICACIÓN DE LOS SIG's PARA LA MODELACIÓN DE LOS CONTAMINANTES A NIVEL DE SITIO ESPECÍFICO.

A continuación se presentan algunos de los modelos más utilizados para estimar el comportamiento de los contaminantes en la zona saturada del suelo.

Dadas las limitaciones de la información disponible en nuestro país (en cuanto a escala, formatos y diferencias en la cantidad de datos ambientales a lo largo del país), la aplicación correcta de algunos de los modelos hidrogeológicos que se presentan a continuación, requieren de una recopilación de información sobre la descripción estratigráfica de pozos profundos o sondajes de investigación, ya que será determinante para definir en presencia de que caso se esté y para obtener la información de entrada del modelo. Los principales parámetros de entrada para este tipo de modelos son la descripción hidrogeológica, respecto a la dirección de flujo del agua subterránea, la estratigrafía de la zona saturada y no saturada y la profundidad del nivel estático. Conociendo la información de varios pozos profundos se pueden obtener las curvas piezométricas interpolando los datos según la altura.

1.6.1 MODELOS HIDROGEOLÓGICOS.

Los modelos hidrogeológicos permiten modelar la dirección y la magnitud de los flujos de agua en los diferentes sectores de un acuífero. Pueden ser utilizados como base para determinar los tiempos de viaje y los senderos de flujo de partículas de agua.

Pueden ser utilizados para modelar el comportamiento de solutos (trazadores, contaminantes) en un acuífero, tomando en cuenta los procesos de advección, dispersión y decaimiento (destino ambiental de contaminantes)

Probablemente el modelo más popular a nivel mundial es el modelo MODFLOW de la USGS (<http://water.usgs.gov/software/modflow.html>).

1.6.1.1 El Modelo MODFLOW

El modelo MODFLOW permite la simulación en 3D del movimiento del agua en acuíferos. Las condiciones bajo las cuales se puede aplicar el modelo MODFLOW son:

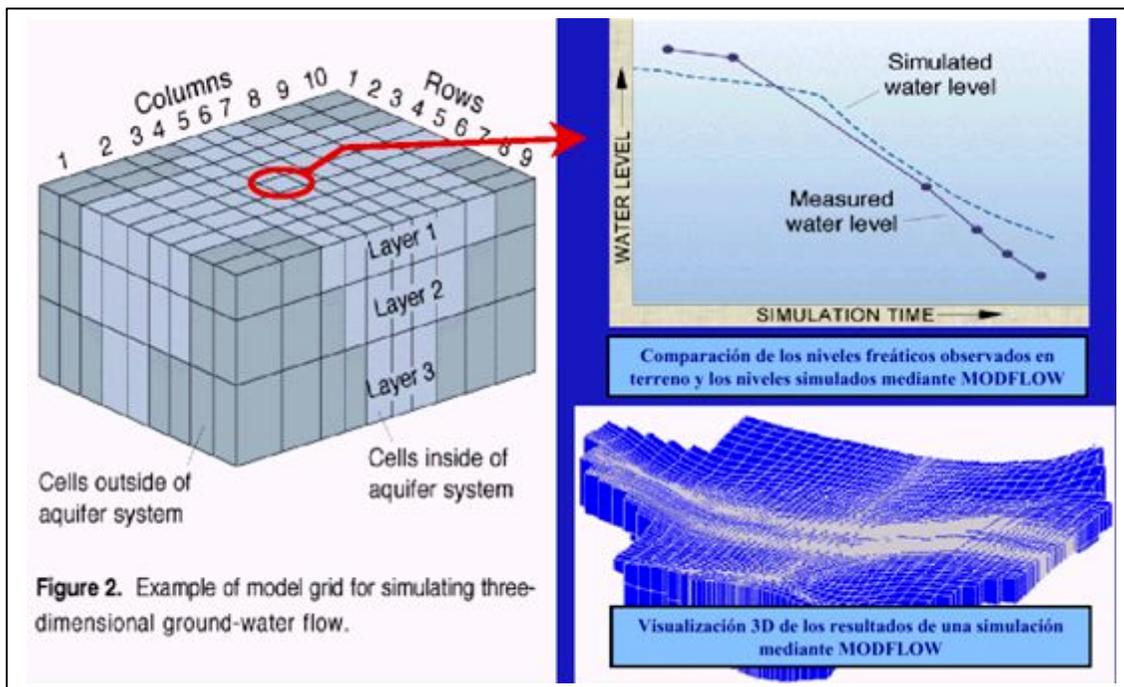
- (1) condiciones de flujo saturado
- (2) aplicabilidad de la Ley de Darcy
- (3) densidad del agua constante
- (4) las principales direcciones de conductividad hidráulica horizontal o de transmisividad no cambian dentro del sistema

MODFLOW permite simular una gran variedad de procesos hidro(geo)lógicos, tomando en cuenta un gran número de *elementos hidrológicos* (objetos físicos/fenómenos) que influyen en el balance hídrico.

- MODFLOW permite la modelación de: sistemas en estado estacionario y transiente acuíferos confinados y/ o freáticos.
- MODFLOW permite incorporar el efecto de esteros, ríos, drenes, vertientes, embalses, pozos de extracción, otros.
- .
- MODFLOW permite incorporar el efecto de la evapotranspiración y la recarga (precipitación o irrigación)

Para la simulación del flujo de aguas subterráneas en acuíferos, el modelo MODFLOW hace uso del método de diferencias finitas: Primero, la extensión espacial (3D) del acuífero es definida igual a la delimitación del área de estudio. Luego, el acuífero es conceptualizado mediante una GRILLA, compuesta de BLOQUES o celdas rectangulares (3D). Las celdas están organizadas en filas, columnas y capas/laminas. Para cada celda o bloque, se definen las características hidrogeológicas, la presencia de fuentes y sumideros y las condiciones de borde/iniciales asumiendo que dentro de un mismo bloque las características hidrogeológicas son uniformes. (Figura 8)

Figura 8: Conceptualización del sitio mediante una GRILLA compuesta.



A) INPUT PARA EL MODELO:

Para cada celda o bloque, el usuario especifica las características del acuífero en la ubicación representada por la celda. El usuario especifica las condiciones de borde (nivel o flujo fijo) en las celdas que constituyen los límites del sistema a

modelar y, en el caso de una simulación transiente, las condiciones iniciales (potenciales o niveles freáticos)

Además, el usuario especifica la eventual presencia en el lugar de elementos que causan una inyección (input) de agua hacia o una extracción (output) de agua desde el acuífero: pozos de extracción/ infiltración, ríos, drenes, etc.

Cabe señalar, que cuando no se cuenta con información hidrogeológica sitio específica, para ingresar todos los parámetros que pide el modelo se debe realizar una descripción estratigráfica de las unidades litológicas bajo el suelo, obtenida a través de calicatas, sondajes de investigación o pozos profundos.

B) OUTPUT GENERADO POR EL MODELO:

MODFLOW utiliza el input para construir y resolver el set de ecuaciones que definen el flujo de agua dentro del acuífero.

Las soluciones generadas por el modelo para cada celda son los siguientes: un valor de *head* (nivel freático o potencial hidráulico) entregado como series de tiempo en el caso de simulaciones de flujo transiente, la magnitud del flujo que entra/sale, de cada celda para cada delta de tiempo y la dirección de flujo.

Adicionalmente, el modelo genera un balance de agua para el sistema, cuantificando todas las entradas y salidas del sistema.

Los resultados anteriores pueden ser visualizados en pantalla, enviados a una impresora o guardados en un archivo digital. La visualización de los resultados se puede realizar: utilizando el software MODFLOW (posibilidades limitadas), utilizando un software comercial (pre/post/processor), utilizando un software gráfico (e. g. SURFER) o utilizando un SIG (e. g. Arc/Info, ArcView, Idrisi,...)

1.6.1.2 El Modelo MODPATH

MODPATH es un post procesador para MODFLOW, que permite ‘trazar’ el sendero de flujo (en 3D) de una partícula imaginaria (de agua), ‘ingresada’ en un determinado punto del acuífero (*particle tracking*). Los datos calculados por MODFLOW sirven de base para la generación de las *vías de flujo* con el software MODPATH. También calcula los tiempos de viaje de las partículas mientras que se muevan a través del acuífero.

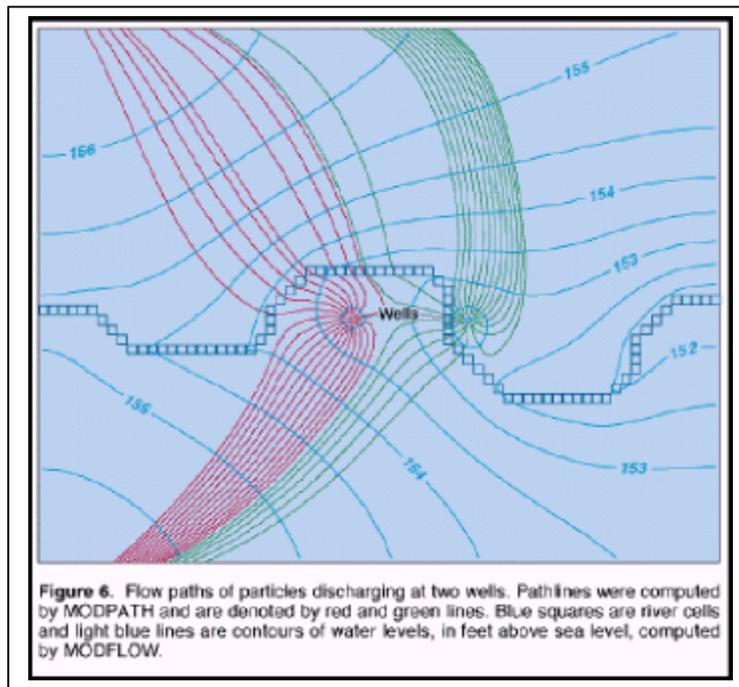
A) APLICACIONES DE MODPATH: La técnica particle tracking tiene una variedad de aplicaciones prácticas dentro de los estudios ambientales:

- Graficar el área de origen (infiltración) de las aguas captadas en un determinado (set de) pozo(s) de extracción.
- Graficar las distancias recorridas por una partícula de agua desde un determinado punto de origen, después de diferentes intervalos de tiempo.

B) OUTPUT GENERADO POR EL MODELO:

Los resultados anteriores pueden ser visualizados en pantalla, enviados a una impresora o guardados en un archivo digital. La visualización de los resultados se puede realizar: utilizando el software MODPATH PLOT (posibilidades limitadas), utilizando un software comercial (pre/post/processor), utilizando un software gráfico (e. g. SURFER) o utilizando un SIG (e. g. Arc/Info, ArcView, Idrisi, otros)

Figura 9: Visualización de los caminos de flujo calculados por MODPATH



1.6.1.3 El Modelo MT3D

MT3D es un modelo numérico que permite la simulación del transporte de solutos en acuíferos. MT3D es capaz de simular advección, dispersión anisotrópica, reacciones de decaimiento de primer orden, y sorción lineal y no lineal. El modelo se vincula con el modelo MODFLOW (USGS), utilizando las soluciones de éste último como base para la modelación del transporte de solutos.

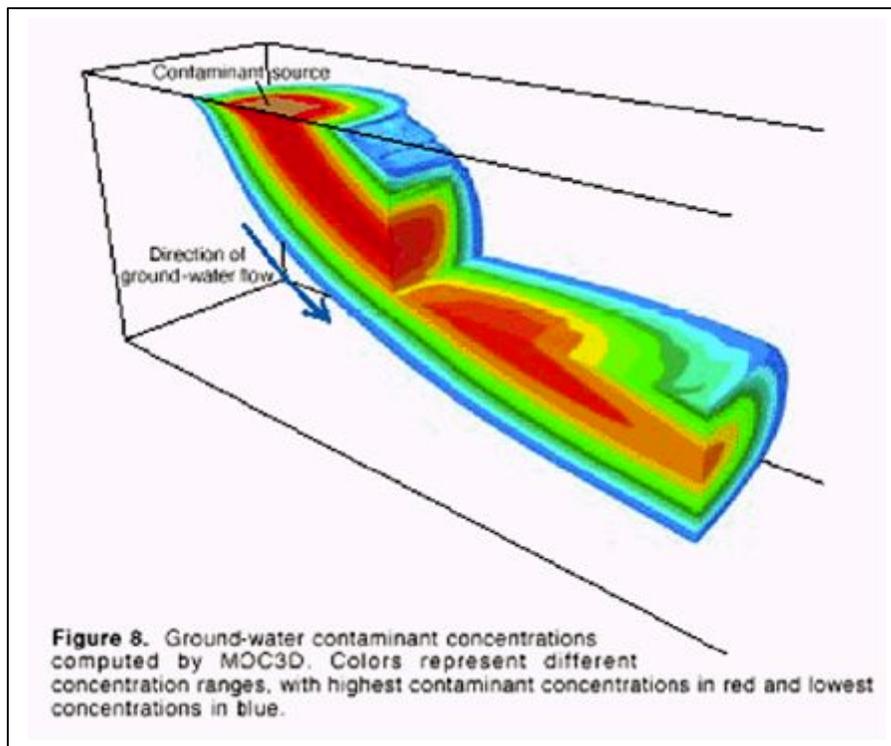
Ecuación de transporte tridimensional de contaminantes en aguas subterráneas según Javandel, et al., 1984:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C) + \frac{q_s}{\theta} C_s + \sum_{k=1}^N R_k$$

Donde:

C = concentración del soluto	C_x = concentración de los 'sources'/'sinks'
t = tiempo	θ = porosidad del medio
D_{ij} = coeficiente de dispersión	$\sum R_i$ = reacciones químicas
x_i = distancia a lo largo del eje i	
v_j = 'seepage'	
Q_s = flujo volumétrico (in/out) de agua por volumen unitario de acuífero ('sources'/'sinks')	

Figura 10: Distribución 3D de la concentración de los contaminantes en un acuífero



Los modelos anteriores pueden ser vistos en las siguientes direcciones web:

- PMWIN – Processing MODFLOW for Windows <http://www.pmwin.net/pmwin/>
- Visual MODFLOW: <http://www.visual-modflow.com>
- GroundWater Vistas: <http://www.groundwater-vistas.com>
- GMS – Groundwater Modeling System <http://www.scisoft-gms.com>

1.6.2 Modelos hidráulicos y de la zona no saturada.

La Agencia de Protección Ambiental US. EPA, posee una gran variedad de modelos para los distintos componentes del medio ambiente (suelo, agua, aire) bajo distintas ecuaciones, según sea el caso. Dichos modelos se pueden adquirir gratuitamente en la siguiente dirección de internet: <http://www.epa.gov/ada/csmos/models.html>

A continuación se presenta uno de los diversos modelos existentes, el cuál fue adquirido (opción download) en la dirección mencionada.

1.6.2.1 Modelo HSSM de la US. EPA

El programa simula el comportamiento idealizado de contaminantes orgánicos en fase no acuosa en medios porosos, no aplicable en sitios heterogéneos.

Permite graficar: perfiles de saturación, perfiles del lente de petróleo, flujo de masa contaminante y masa contaminante en lente.

Los parámetros de entrada (INPUT) del modelo son:

- Parámetros Hidráulicos

Parámetros Hidráulicos

PROPIEDADES HIDRAULICAS

Viscosidad dinámica del agua (cp)
 Densidad del agua (g/cm³)
 Tensión superf. agua (dina/cm)
 Valor máx. de k_{rw} durante inf.

Archivo de Datos: C:\ESTEBAN\MODELO\1\X2BT.D
 Activar comprobación de rango

Recarga
 Velocidad media de recarga (m/d) valor:
 Saturación

Modelo de la curva de presión Capilar
 Brooks y Corey
 van Genuchten

Lambda de Brooks y Corey
 Carga de entrada de aire (m)
 Saturación residual de agua
 Alpha de van Genuchten (1/m)
 n de van Genuchten

PROPIEDADES DEL MEDIO POROSO

Conductividad hidr. vert. sat. (m/d)	7.100
Razón de cond. hidr. horiz/vert	2.500
Porosidad	.4300
Densidad global (g/cm³)	1.510
Espesor saturado del acuífero (m)	15.00
Profundidad al nivel freático (m)	10.00
Parámetro de espesor capilar (m)	.1000E-01
Gradiente agua sub. (m/m)	.1000E-01
Dispersividad longitudinal (m)	10.00
Dispersividad transversal (m)	1.000
Dispersividad vertical (m)	1.000

Parámetros de la Fase de Hidrocarburos

PROPIEDADES DE LA FASE DE HIDROCARBUROS

Densidad del NAPL (g/cm³)
 Viscosidad din. NAPL (cp)
 Solubilidad del Hidrocarburo (mg/l)
 Sat. res. NAPL en Acuífero
 Sat. res. NAPL en Zona vadosa
 Coef. part. suelo/agua (l/kg)
 Tens. superf. NAPL (dina/cm)

Archivo: C:\ESTEBAN\MODELO\1\X2BT.D
 Activar comprobación de rango

PROPIEDADES DE COMPUESTOS DISUELTOS
 Existe Compuesto Disuelto
 Conc. inic. comp. en NAPL (mg/l)
 Coef. partición NAPL/agua
 Coef. partición suelo/agua (l/kg)
 Solubilidad compuesto (mg/l)
 Vida med. Compuesto en acuíf.

DERRAME DE HIDROCARBUROS
 Flujo especificado
 Volumen/Área especificado
 Encharcamiento de carga const.
 Encharc. var. desp. carga const.

Flujo de NAPL (m/d)	.4522
Tiempo de inicio (d)	.0000
Tiempo de terminación (d)	1.000
Profundidad encharcamiento (m)	0
Volumen/Área del NAPL (m)	0
Prof. inf. zona NAPL (m)	0

Parámetros de simulación:

Parámetros de Simulación

PARAMETROS DE CONTROL DE SIMULACION

Archivo: C:\ESTEBAN\MODELO~1\X2BT.D

Activar comprobación de rango

Radio fuente de la lente NAPL (m)
 Factor de multiplicación del radio
 Sat. máx. NAPL en lente NAPL
 Tiempo term. simulación (d)
 Interv. máx. tiempo solución (d)
 Tiempo mínimo entre intervalos de tiempo impresos (d)

Criterio de terminación de Simulación OILENS

Tiempo especificado por usuario
 Esparcido de la lente NAPL se para
 Flujo máx. masa contaminante al acuífero
 Contaminante lixiviado de la lente

Fracción de masa remanente

PARAMETROS DEL MODELO HSSM-T

Porc. máx. radio contam. [%]
 Concentración mín. de salida (mg/l)
 Tiempo de inicio (d)
 Tiempo de terminación (d)
 Incremento de tiempo (d)

LOCALIZACION POZOS RECEPTORES

	X (m)	Y (m)
1	25.00	.0000
2	50.00	.0000
3	100.0	.0000
4	150.0	.0000
5		
6		

Introduzca coordenadas para cada uno de hasta de 6 pozos

Número de pozos

PERFILES DE LA LENTE

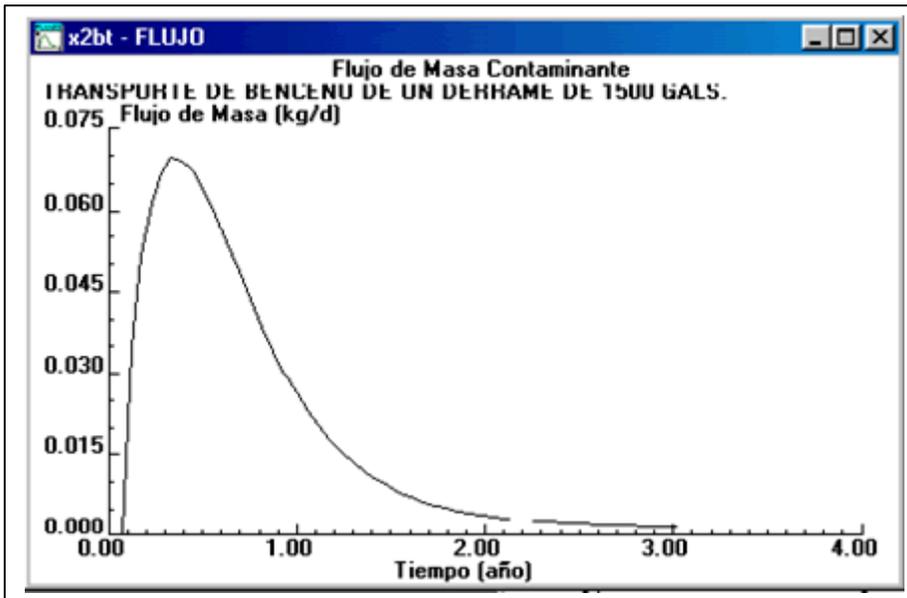
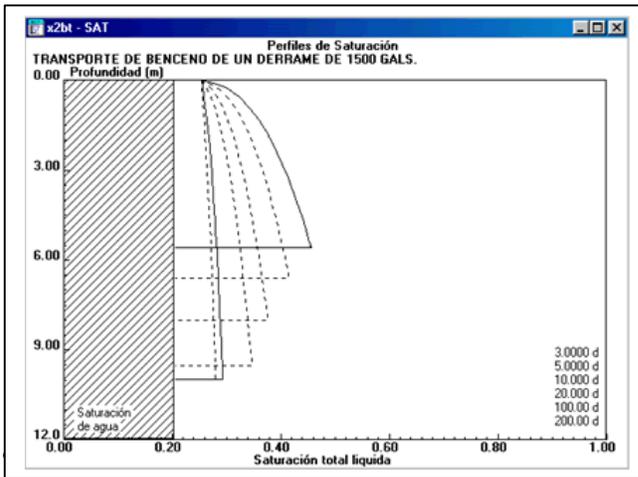
1	100.0
2	200.0
3	3.000
4	5.000
5	10.00
6	20.00
7	
8	
9	
10	

Introduzca tiempo (d) para cada uno de hasta 10 perfiles

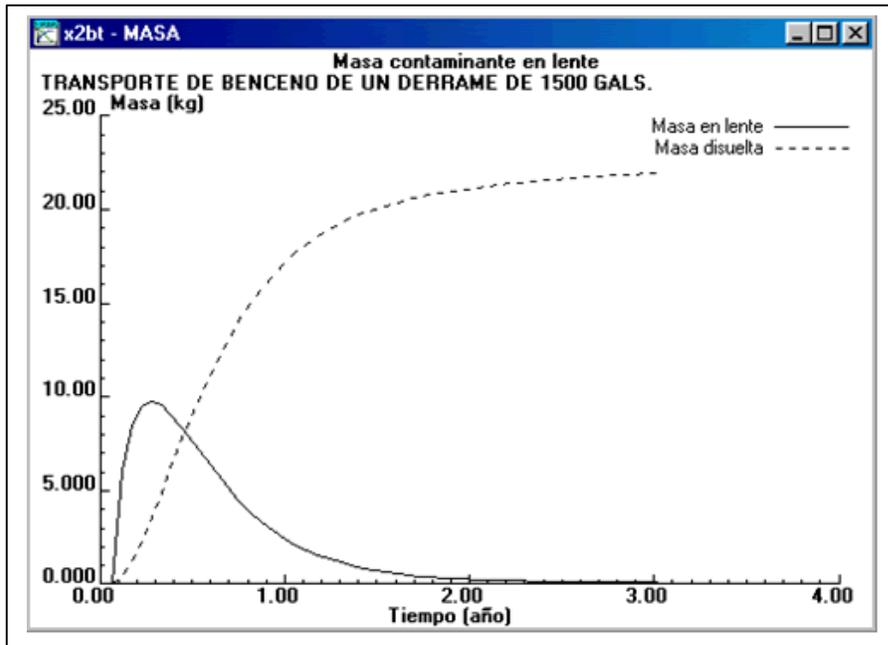
Número de perfiles

OUTPUT del Modelo

- Perfiles de Saturación



- Masa del Contaminante en el Lente



1.6.2.2 Análisis espacial: software SADA.

El software para el análisis espacial y asistencia en la toma de decisiones (SADA por sus siglas en Inglés) integra distintos algoritmos para la ayuda directa en la evaluación de riesgo a la salud humana y riesgo ecológico en un área específica. Estas herramientas incluyen los módulos integrados para la visualización, el análisis geo-espacial, el análisis estadístico, la evaluación de riesgo para la salud humana, la evaluación de riesgo ecológico, el análisis costo/beneficio, el diseño de muestreo y el análisis de la decisión.

El Software SADA puede definir la ubicación de las muestras futuras en un área específica respecto a ciertos sitios con concentraciones elevadas de contaminantes, ya que entrega información de zonas con distintos valores de riesgo potencial lo que permite determinar, por ejemplo, como estratificar un diseño de muestreo. El SADA pone énfasis en la distribución espacial de datos de

los contaminantes dentro de un contexto espacial. El resultado final permite facilitar las decisiones futuras.

A su vez, el SADA permite identificar, evaluar, comunicar y ayudar a resolver problemas ambientales prioritarios en áreas geográficas específicas. El primer procedimiento es la entrada de datos, que parte por integrar capas en un SIG para visualizar la información asociada a un sitio específico (carta base), luego se define el área de interés (polígono) para el usuario, el cual contiene puntos de muestreo con resultados de la concentración de los contaminantes (Figura 11).

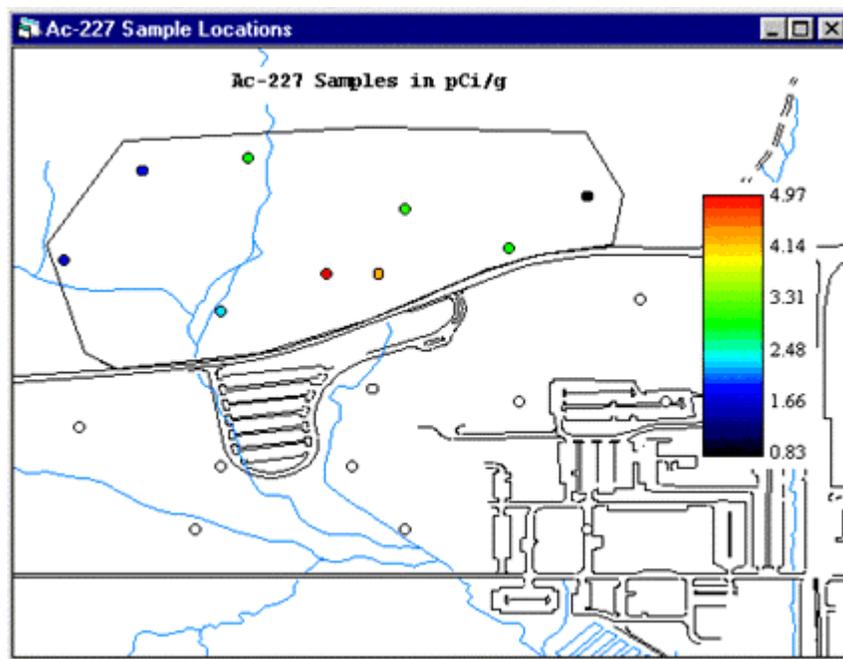


Figura 11: Delimitación del área de interés para ciertos puntos de muestreo.

Posteriormente, mediante la aplicación de un comando del software (que no pretende ser abordado en este trabajo) se obtiene una estimación (mediante un barrido de la información) sobre cuales puntos de muestreo de ciertos contaminantes pueden afectar la salud humana cuando se supera los valores de concentración definidos por los Valores de Remediación Preliminar (PRGs en sus siglas en inglés). Luego que el software selecciona los puntos críticos, el usuario debe ingresar datos relacionado con el escenario de exposición, que incluye si el

contaminante es cancerígeno o no cancerígeno, las posibles rutas de exposición (ingesta, contacto dérmico, inhalación, etc.) y el uso del suelo. El software entrega una estimación de las zonas de riesgo que puede usarse para determinar la probabilidad sobre los valores que se encuentran por debajo o por arriba de un umbral crítico (Figura 12).

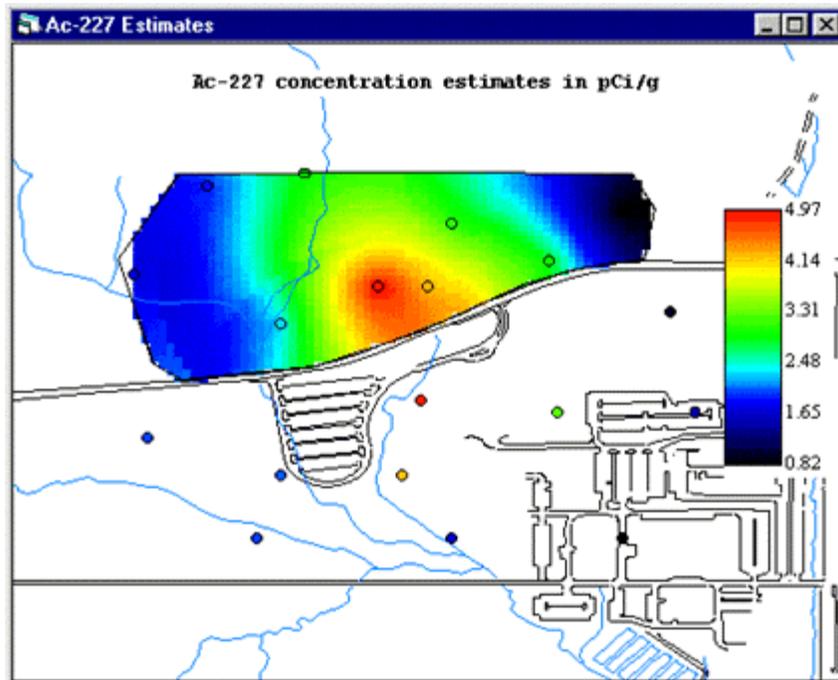


Figura 12: Zonas de riesgo potencial a partir de puntos de muestreo.

Este análisis geoespacial (de los puntos definidos dentro del polígono delimitado) puede ser utilizado para generar un screening frente a los resultados de los subconjuntos de las zonas de riesgos.

1.6.2.2 Modelo MMSOILS

Disponible en: (<http://www.epa.gov/ceampubl/mmedia/mmsoils/index.htm>)

Opera en DOS, y estima el riesgo asociado a rellenos, considerando el transporte en agua subterránea, escurrimiento superficial y aire. Como vías de exposición, se considera ingestión de suelo, inhalación de volátiles y partículas, ingestión de plantas, peces, y animales contaminadas. Para generar un análisis detallado, se requiere una descripción muy detallada del sitio y de los químicos de interés. Generalmente, los parámetros que describen el sitio no son disponibles sin una investigación en terreno muy detallada, lo que limita su aplicabilidad cuando no se disponen de los recursos necesarios para recoger la información en terreno.

1.7 PRINCIPALES FUENTES DE INFORMACIÓN DISPONIBLES EN CHILE

1.7.1 INSTITUTO GEOGRÁFICO MILITAR (IGM)

El IGM vende cartografía tradicional de Chile (escalas entre 1: 25.000 y 1: 50.000). Además dispone de cartografía digital, ortofotos, fotografías aéreas, imágenes LANDSAT, otros.

1.7.2 SERVICIO AEROFOTOGRAFÉTICO DE LA FACH (SAF)

El SAF provee fotografías aéreas digitales, además posee un archivo aerofotogramétrico con más de 600.000 fotografías aéreas, adquiridas desde 1947.

1.7.3 CENTRO DE INFORMACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS (CIRH, DGA)

La Dirección General de Aguas (DGA), a través del CIRH, ha implementado el Sistema para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (SIGIRH), cuyo objetivo es disponer de un sistema de información en línea a nivel nacional. El sistema comprende los siguientes módulos:

- Sistema Banco Nacional de Aguas: datos hidrometeorológicas y de calidad del agua.
- Sistema Catastro Público de Aguas: derechos de aprovechamiento, aprobaciones de obras etc.
- Sistema de Información Geográfica: antecedentes sobre el monitoreo del recurso agua, con componente espacial (balances hídricos, hidrogeología, etc.)

1.7.4 CENTRO DE INFORMACIÓN DE RECURSOS NATURALES (CIREN)

CIREN ofrece ortofotos y cartografía, de diversas áreas temáticas, por ejemplo: series de suelo, propiedades, aptitud agrícola, clases de drenaje, erosión, etc.

1.7.5 COMISIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF)

La CONAF generó el "Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile" (1997). El trabajo consiste de una base de datos digital, con componente espacial. Permite tanto el análisis espacial como la generación de cartografía temática. El catastro contiene información detallada acerca de la distribución de la vegetación nativa en Chile. Además contiene información general acerca de los usos de suelo en el territorio nacional (clasificación en grupos grandes, tales como: bosque, centros urbanos, uso agrícola, etc.)

1.7.6 EL CENTRO DE CIENCIAS AMBIENTALES

Europa -- Latinoamérica CENTRO EULA -- CHILE. Durante los últimos años, el Centro EULA ha estado generando una gran cantidad de información de carácter espacial -- temático a través de su laboratorio de Geomática, siempre en relación a los proyectos ejecutados y en ejecución.

1.8 DISCUSIÓN Y COMENTARIOS

No es posible fijar un procedimiento único para la aplicación de la información disponible en Chile para ser utilizada en un SIG debido a los distintos objetivos que se pretenden lograr con la utilización de esta herramienta, además de la diversidad de la información existente, ya sea por su escala, formato, nivel de definición o naturaleza.

En Chile, la gran mayoría de la información disponible que puede ser utilizada en un SIG posee ciertos impedimentos: La información se encuentra en distintos formatos (escalas, proyecciones, entre otras) y no se encuentra en la escala adecuada para el área de estudio.

Las escalas de trabajo para un análisis sitio específico deben ser grandes a muy grandes: en efecto, escalas de 1: 10.000 a 1: 2000 están reservadas a análisis de sitios puntuales. Sin embargo, la necesidad de poseer una carta base para el desarrollo de cualquier proyecto es fundamental para la correcta ejecución de éste, así como para realizar, en caso de que sea necesario, el proceso de "*downscaling*" de la información necesaria.

Entendiéndose una carta base como aquella sobre la cual se organizará la información necesaria para su posterior administración, manejo y generación de nueva información, se debe incluir al menos información de topografía (curvas de nivel) y otra información adicional que caracterice el área de estudio. Ésta información, disponible por el Instituto Geográfico Militar (IGM) marcan la pauta inicial de lo que será el diagnóstico preliminar del sitio en estudio.

Respecto a los modelos aplicados a sitio específico, generalmente los parámetros que se requieren sobre el sitio no son disponibles sin una investigación en terreno muy detallada, como por ejemplo, realizar un levantamiento topográfico y sondeos en terreno para obtener un adecuado perfil estratigráfico.

La necesidad de poseer un estándar en lo que respecta a la información aplicable a un sistema de información geográfica se perfila como una de las prioridades a desarrollar por parte de los distintos organismos, ya sean del estado o privados.

Esto nos permitirá poseer un inventario de la información disponible, y en base a éste fijar los lineamientos a seguir según las necesidades y prioridades que el país posea para una nueva información, evitando así gastar tiempo y recursos en

obtener información que pudiese estar ya generada. Esta es una tarea de largo plazo y de carácter dinámica, ya que en muchos casos es necesaria la actualización de la información para su validez y mantención en vigencia.

Todo este proceso requiere de personas que estén capacitadas para llevar estas tareas a cabo con éxito, además de personas que entiendan la amplia gama de posibilidades que ofrece un sistema de información geográfica, teniendo a su alcance una herramienta poderosa que tiene aplicabilidad en los más diversos temas. Es por esto que se debe entender esta tarea como un proceso de largo plazo, continuo en el tiempo y transversal a muchos organismos estatales y privados.

1.9 BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

Barredo, José I. 1996. "Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio, en la ordenación del Territorio".

Bonazountas, M. & D. Kallidromitou. 1993. *Mathematical Hydrocarbon Fate Modelling in Soil Systems. Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils*. Lewis Publishers. USA.

Contreras, Sara. Tesis análisis de los fenómenos de transporte de hidrocarburos en el suelo y evaluación de criterios para seleccionar alternativas de remediación. Tesis de grado para optar al grado de Magister en Medio Ambiente, mención tratamiento de residuos. Facultad de Ingeniería. Universidad de Santiago. mayo 2003.

Craig, R.G.; Craft, J.L. (Eds.)(1980): *Applied Geomorphology*. Doyle, F.J. (1978): "Digital terrain models: an overview". *Photo-grammetric Engineering and Remote Sensing*, 44(12): 1481-1485.

Felicísimo Pérez, A.M.; Fernández Cepedal, G. (1984): "Modelos digitales del terreno: introducción y aplicaciones en las Ciencias Ambientales". *Studia Oecologica*, 3(1/2): 267-283. Symposium (Igarss), vol. 3: 1545-1546. Aston University.

Lam, D.C.L. and Swayne, D.A., 1991: "Integrating Database, Spreadsheet, Graphics, GIS, Statistics, Simulation Models and Expert Systems: Experiences with the RAISON System on Microcomputers", NATO Series, Vol. G-26, *Decision Support Systems*, Ed. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 429-459 pp.

Turner, J.C. (1970): *Matemática moderna aplicada. Probabilidades, estadística e investigación operativa*. Alianza Editorial, 550 pág. Madrid.

PARTE 2: HERRAMIENTAS Y RECURSOS

Para realizar un evaluación de riesgo es usualmente necesario recurrir al apoyo de herramientas, tanto de modelación, información, presentación y gestión, las cuales brindan apoyo en:

- Sistemas de catastro y evaluación preliminar
- Análisis de distribución y partición ambiental
- Bases de datos
- Sistemas de decisión

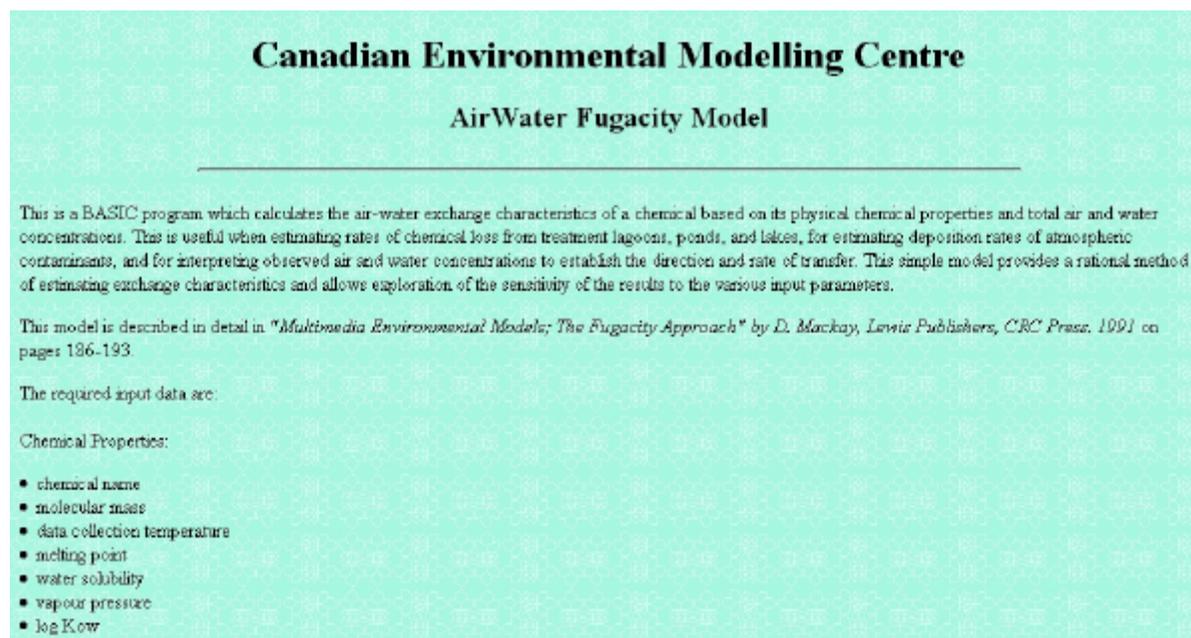
Se presenta una revisión simple de algunas herramientas disponibles en la web. Se ha priorizado aquellas que sean gratis y que estén siendo utilizados por agencias ambientales, asimismo que no sean modelos o herramientas de aplicación local, sino mas bien que sean aplicables directamente o extrapolables a la realidad nacional. Las direcciones están vigentes a octubre del 2003.

Para este documento se presenta una descripción de algunos modelos de distribución y partición ambiental multimedia. Se recomienda al lector estar siempre actualizado en esta materia. A modo de referencia se recomienda revisar en las páginas de la US Navy Navy Environmental Health Center (Methods and Tools for Human Health Risk Assessment, <http://www-nehc.med.navy.mil/hhra/methtool/index.htm>), y la The Environmental Assessment Division of Argonne National Laboratory (Methods and Tools, <http://web.ead.anl.gov/ecorisk/methtool/>).

1 AIRWATER FUGACITY MODEL

Es un programa simple que calcula las características del intercambio entre aire y agua de un compuesto, considerando sus propiedades químicas y las concentraciones totales en los medios. Es útil cuando se desea estimar las tasas de pérdidas de químicos desde lagunas de tratamientos, lagunas y lagos, para estimar la tasa de deposición de contaminantes atmosféricos y para interpretar las concentraciones observadas de contaminantes en el aire y el agua para establecer la dirección de la tasa de transferencia. Este modelo provee un método racional para estimar las características de los intercambios y permite la exploración de la sensibilidad de los resultados de diferentes valores de parámetros de ingreso.

Disponible en: <http://www.trentu.ca/cemc/models/AirWat.html>



Canadian Environmental Modelling Centre

AirWater Fugacity Model

This is a BASIC program which calculates the air-water exchange characteristics of a chemical based on its physical chemical properties and total air and water concentrations. This is useful when estimating rates of chemical loss from treatment lagoons, ponds, and lakes, for estimating deposition rates of atmospheric contaminants, and for interpreting observed air and water concentrations to establish the direction and rate of transfer. This simple model provides a rational method of estimating exchange characteristics and allows exploration of the sensitivity of the results to the various input parameters.

This model is described in detail in *"Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach"* by D. Mackay, Lewis Publishers, CRC Press, 1991 on pages 186-193.

The required input data are:

Chemical Properties:

- chemical name
- molecular mass
- data collection temperature
- melting point
- water solubility
- vapour pressure
- log Kow

2 CALTOX

CalTOX es un modelo de fugacidad multimedia y dinámico, que fue desarrollado para la evaluación de la distribución de la contaminación entre los diferentes compartimentos de una unidad territorial, que representa un sitio donde se han vertido sustancias tóxicas. Fue diseñado para la modelación de unidades territoriales cuyo tamaño fluctúa entre los 1000 y 10^7 m². Unidades territoriales menores pueden ser analizadas, si bien la incertidumbre asociada al modelo aumenta de manera significativa.

En un modelo multimedia, los componentes principales del ambiente son agrupados en sub-sistemas o compartimentos homogéneos que pueden intercambiar masa con los otros compartimentos adyacentes. Los flujos de masa entre los compartimentos incluyen flujos en fase sólida, tales como la suspensión o depositación de polvo, y flujos en fase líquida, tales como escorrentía superficial y recarga de agua subterránea. La fugacidad es utilizada para describir como cada especie química es particionada entre las fases dentro de un compartimiento individual. La naturaleza de esta partición en combinación con los flujos de masa en los límites de los compartimentos define la tasa global de transferencia de contaminantes entre cualquier par de compartimentos adyacentes. El transporte de un compuesto químico entre los compartimentos ocurre debido a los procesos de difusión y advección en los límites de los compartimentos.

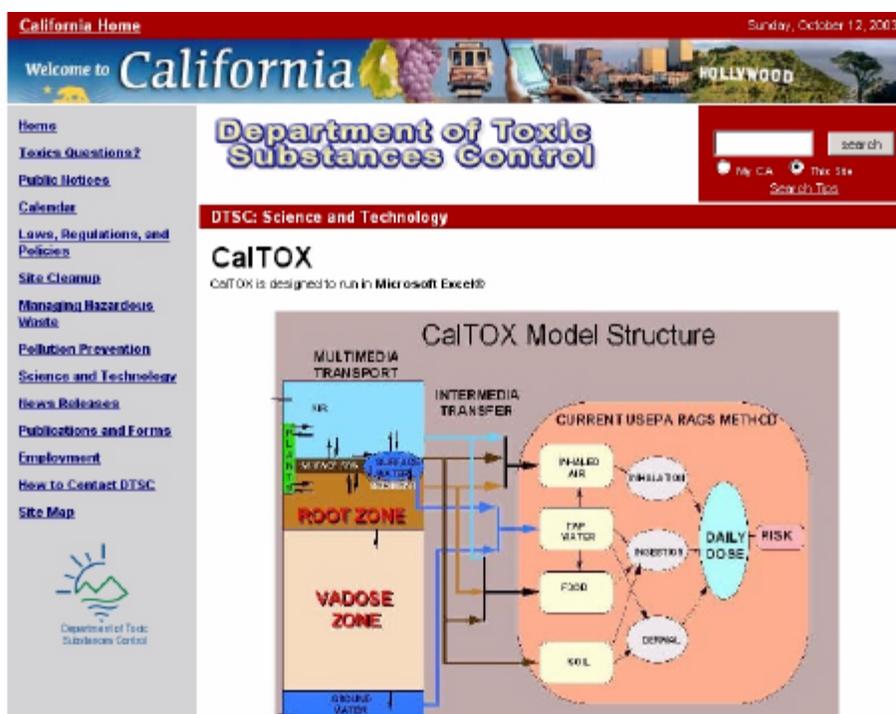
La aproximación de fugacidad es más adecuada para compuestos orgánicos no iónicos, para los cuales la partición está fuertemente relacionada con sus propiedades químicas. CalTOX ha sido diseñado para incluir también compuestos orgánicos iónicos y contaminantes inorgánicos, sobre la base de una aproximación tipo fugacidad modificada.

Para modelar el transporte en el suelo y resolver el problema de concentraciones no uniformes en los mismos, CalTOX utiliza tres estratos de suelos (representando

la región entre la superficie de suelo y el punto superior de la zona saturada), aplica el modelo de Jury et al. a través de múltiples simulaciones; y desarrolla un modelo de regresión que permite estimar el espesor de la capa límite de cada uno de los estratos mencionados.

El modelo no debe ser aplicado para el caso de derrames, descargas o vertimientos que tengan menos de un año de antigüedad. Las propiedades hidrológicas y climáticas utilizadas en el modelo corresponden a medias anuales, por lo que el modelo no está concebido para lidiar con periodos de menos de un año. En todo caso, CalTOX se planteó para aplicaciones en que las poblaciones han estado expuestas por periodos de entre 10 a 30 años.

Disponible en: <http://www.dtsc.ca.gov/ScienceTechnology/caltox.html>



3 ECOFATE

EcoFate es un software para conducir evaluaciones de riesgo ecológicas en ecosistemas de agua dulce y agua de mar, incluyendo lagos, ríos y entradas de mar. El modelo ha sido diseñado para evaluar el efecto acumulativo de los ingresos de sustancias químicas en términos de concentración de contaminantes en el agua, sedimento y biota pertenecientes a un ecosistema e interpretar estas concentraciones en términos de excedencia de criterios y estándares ambientales, potencial de efectos tóxicos en la biota del ecosistema y riesgo para los seres humanos expuestos productos contaminados, como peces o agua contaminada.

EcoFate consiste en una combinación de la modelación de distribución ambiental la acumulación a través de la cadena alimenticia, el peligro toxicológico y riesgo a la salud humana, los cuales son integrados para relacionar en forma directa las emisiones de químicos a concentraciones, efectos tóxicos y riesgos a la salud. Cada uno de estos modelos esta basado en el mejor conocimiento disponible de los mecanismos de distribución química, toxicidad y riesgo. La evaluación puede ser realizada en una base de dependencia temporal o independencia temporal (es decir caso de estado estacionario).

Disponible en: <http://www.cs.sfu.ca/rem/ecofate/ecofate.html>



What is EcoFate?	EcoFate files:
<p>EcoFate is a software package for conducting ecosystem based environmental and ecological risk assessments of chemical emissions by point and non-point sources in freshwater and marine aquatic ecosystems, including lakes, rivers and marine inlets.</p> <p>EcoFate is designed to assess the cumulative impact of chemical inputs in terms of contaminant concentrations in water, sediment and biota of an entire ecosystem and to interpret these concentrations in terms of exceedance of environmental criteria and standards, potential for toxic effects in biota of the ecosystem and risks to human beings exposed to contaminated fish products or contaminated water.</p>	<p>EcoFate 1.0 - ecofate.zip (666 KB) Aquatic ecosystem data files for EcoFate: - bumerd.zip (10.2 KB) - fraser.zip (13.5 KB) - thompson.zip (4.4 KB) Plankton 2.04g - plank.zip.exe (26.6 KB)</p>
<p>EcoFate consists of a combination of an environmental fate, food-web bioaccumulation, toxicological hazard, and human health risk assessment model, which are integrated to directly relate chemical emissions to concentrations, toxic effects and human health risks. Each of the models is based on best available knowledge of the mechanisms of chemical distribution, toxicity and risk. The assessments can be done on a time-dependent and time-independent (i.e. steady-state) basis.</p> <p>The main purpose of EcoFate is to investigate whether existing or planned chemical emissions can be expected to pose an ecological or human health risk, meet environmental quality standards or criteria and to identify the "assimilative capacity" of ecosystems for chemical substances in terms of maximum daily loadings.</p>	<p>Requirements:</p> <p>- PC (386 or higher CPU) - VGA monitor or better - 4 MB of memory - 5 MB of disk space - DOS 3.1 or later - Windows 3.1 or later</p>

If you have any comments or suggestions please email Joseph_Finn@sfu.ca

4 EQC (EQUILIBRIUM CRITERION) MODEL

Las propiedades físico químicas son utilizadas para cuantificar el comportamiento de una sustancia química en un “ambiente evaluativo” (*evaluative environment*) en un modelo construido en Visual Basic. El ambiente evaluativo incluye los siguientes compartimentos: aire, agua, suelo, sedimentos, aerosoles y sedimentos suspendidos. Tres tipos de químicos son tratados: químicos con partición en todos los medios (tipo 1), químicos no volátiles (tipo 2) y químicos con solubilidad cero o cercana a cero (tipo 3). Los niveles I y II (*level I y II*) asumen que el equilibrio termodinámico ha sido logrado; el nivel III incluye proceso advectivos y de reacción. Este modelo es útil para establecer las características generales del comportamiento de un químico nuevo o existente, es decir el medio en el cual el químico va a atender a particionarse, los mecanismo fundamentales de pérdida, y su tendencia a transporte entre compartimentos. Permite sensibilidad.

Disponible en: <http://www.trentu.ca/cemc/models/EQC2.html>

Canadian Environmental Modelling Centre

EQC Model

Version 2.02 - May 2003

[New in version 2.02!](#)

Bug Report

Bar charts do not display or print correctly in version 2.02. This will be corrected shortly.

Software Description

The EQC, or EQilibrium Criterion, model uses chemical-physical properties to quantify a chemical's behaviour in an evaluative environment. The environment is fixed to facilitate chemical-to-chemical comparison.

Three degrees of complexity are treated in the EQC, or EQilibrium Criterion, Model. Levels I and II assume thermodynamic equilibrium is achieved; Level II includes advective and reaction processes. Level III is a non-equilibrium, steady-state assessment of chemical fate in the environment.

Three types of chemicals are treated: chemicals that partition into all media (Type 1), involatile chemicals (Type 2), and chemicals with zero or near-zero solubility (Type 3).

This model is useful for establishing the general features of a new or existing chemical's behaviour, ie. the media into which the chemical will tend to partition, the primary loss mechanisms, and its tendency for intermedia transport. The result of various emission scenarios can be explored.

5 FUGACITY MODEL LEVEL I

Una simulación nivel I (*level I*) trabaja con la distribución en equilibrio de una cantidad fija de químicos conservativos (no reactivos), en un medio cerrado en equilibrio, sin reacciones de degradación ni procesos advectivos, y sin procesos de transporte entre compartimentos (es decir no se incluyen depositación húmeda o sedimentación). Tres tipos de químicos son tratados: químicos con partición en todos los medios (tipo 1), químicos no volátiles (tipo 2) y químicos con solubilidad cero o cercana a cero (tipo 3). El programa nivel I asume un ambiente simple, evaluativo y cerrado, con volúmenes y densidades definidos por el usuario para los siguientes medios: aire, agua, suelo, sedimentos, sedimentos suspendidos, peces y aerosoles. Un cálculo con nivel I entrega una visión general de los medios más probables a los cuales un químico va a atender a particionarse y entrega una indicación de las concentraciones relativas en cada medio.

Disponible en: <http://www.trentu.ca/cemc/models/VBL1.html>

Canadian Environmental Modelling Centre

Level I Model

Version 2.11 - August 1999

A Level I simulation is of the equilibrium distribution of a fixed quantity of conserved (i.e. non-reacting) chemical, in a closed environment at equilibrium, with no degrading reactions, no advective processes, and no intermedia transport processes (eg. no wet deposition, or sedimentation). The medium receiving the emission is unimportant because the chemical is assumed to become instantaneously distributed to an equilibrium condition.

Physical-chemical properties are used to quantify a chemical's behaviour in an evaluative environment. Three types of chemicals are treated in this model: chemicals that partition into all media (Type 1), involatile chemicals (Type 2), and chemicals with zero, or near-zero, solubility (Type 3). The Level I Program assumes a simple, evaluative, closed environment with user-defined volumes and densities for the following homogeneous environmental media (or compartments): air, water, soil, sediment, suspended sediment, fish and aerosols.

This model is useful for establishing the general features of a new or existing chemical's behaviour. A Level I calculation gives the general impression of the likely media into which a chemical will tend to partition and an indication of relative concentrations in each medium. The results of changes in chemical and environmental properties may be explored.

Features of the Level I Program:

- Provides a database of chemicals and chemical properties.
- Permits temporary additions/changes of chemicals and their properties to a simulation.
- Permits permanent additions, changes and deletions of chemicals and their properties to the chemical database.
- Supplies default values for all input fields which may be easily changed. These values are regarded as typical, as discussed in the text referred to below.
- Provides context-sensitive Help.
- Displays and prints the Level I model calculations, as performed by the program.
- Allows the printing of simulation tables and the summary diagram.

6 FUGACITY MODEL LEVEL II

Una simulación nivel II (*level II*) describe una situación en la cual un químico es continuamente descargado a una tasa constante y logra un estado estacionario y de equilibrio en las que las tasas de ingreso y salidas son iguales. Las reacciones de degradación y los procesos advectivos son los procesos de pérdida o salida considerados. El transporte entre compartimentos no es cuantificado (es decir no se incluyen depositación húmeda o sedimentación). Tres tipos de químicos son tratados: químicos con partición en todos los medios (tipo 1), químicos no volátiles (tipo 2) y químicos con solubilidad cero o cercana a cero (tipo 3). El programa de nivel II asume un ambiente simple, evaluativo con volúmenes y densidades definidas por el usuario para los siguientes modelos (o compartimentos) homogéneos: aire, agua, suelo, sedimento, sedimentos suspendidos, peces y aerosoles. Un cálculo con el nivel II entrega una indicación de la probabilidad de a que medios tiene a particionarse el contaminante así como una indicación de las concentraciones relativas en cada medio. La distribución entre los medios es similar al nivel I. La estimación del nivel II es más realista que el nivel I, pero requiere mayor información.

Disponible en: <http://www.trentu.ca/cemc/models/VBL2.html>

Canadian Environmental Modelling Centre

Level II Model

32-bit Version 2.17 - September 1999
and
16-bit Version 2.1 - September 1998

A Level II simulation describes a situation in which a chemical is continuously discharged at a constant rate and achieves a steady-state and equilibrium condition at which the input and output rates are equal. Degrading reactions and advective processes are the loss or output processes treated. Intermedia transport processes (eg. no wet deposition, or sedimentation) are not quantified. The medium receiving the emission is unimportant because the chemical is assumed to become instantaneously distributed to an equilibrium condition.

Physical-chemical properties are used to quantify a chemical's behaviour in an evaluative environment. Three types of chemicals are treated in this model: chemicals that partition into all media (Type 1), involatile chemicals (Type 2), and chemicals with zero, or near-zero, solubility (Type 3). The Level II Program assumes a simple, evaluative environment with user-defined volumes and densities for the following homogeneous environmental media (or compartments): air, water, soil, sediment, suspended sediment, fish and aerosols.

This model is useful for establishing the general features of a new or existing chemical's behaviour. A Level II calculation gives an indication of the likely media into which a chemical will tend to partition and an indication of relative concentrations in each medium. The distribution between media is the same as in Level I. The results of changes in chemical and environmental properties may be explored.

Three persistences are calculated, an overall value, T_D , and individual persistences attributable to reaction only, T_R , and advection only, T_A . Note that $1/T_D$ equals the sum of $1/T_R$ and $1/T_A$.

7 FUGACITY MODEL LEVEL III

Una simulación de nivel III (*level III*) describe una situación que es un paso más compleja y realista que los niveles anteriores. Como el nivel II el químico es ingresado en forma continua a una tasa constante y logra el estado estacionario en el cual las tasas de ingreso y salida se igualan. Sin embargo, los ingresos se definen a cada medio en forma separada (mientras que en nivel II solo se requería definir una tasa de ingreso total). Los balances de masa son calculados para cuatro medios principales, aire (gas + aerosoles), agua (solución + sedimentos suspendidos + biota), suelo (sólidos + aire + agua), y sedimentos (sólidos + agua de poros). Al igual que los niveles I y II, tres tipos de químicos son tratados: químicos con partición en todos los medios (tipo 1), químicos no volátiles (tipo 2) y químicos con solubilidad cero o cercana a cero (tipo 3). El modelo nivel III asume un ambiente simple, evaluativo con volúmenes y densidades definidas por el usuario para los siguientes medios (o compartimentos): aire, agua, suelo, sedimento, sedimentos suspendidos, peces y aerosoles. Este modelo entrega una descripción más realista de la distribución de químicos incluyendo las pérdidas por degradación y advección y los procesos de transporte entre compartimentos.

Disponible en: <http://www.trentu.ca/cemc/models/VBL3.html>

Canadian Environmental Modelling Centre

Level III Model

Version 2.70 - March 2002

[New in version 2.70!](#)

A Level III simulation describes a situation which is one step more complex and realistic than the Level II model. Like the Level II model, chemical is continuously discharged at a constant rate and achieves a steady state condition in which input and output rates are equal. The loss processes are degrading reactions and advection. Unlike the Level II model, equilibrium between media is not assumed and, in general, each medium is at a different fugacity. A mass balance applies not only to the system as a whole, but to each compartment. Rates of intermedia transport are calculated using D values which contain information on mass transfer coefficients, areas, deposition and resuspension rates, diffusion rates, and soil runoff rates. It is now essential to define inputs to each medium separately, whereas in Level II only the total input rate was requested.

Mass balances are calculated for the four bulk media of air (gas + aerosol), water (solution + suspended sediment + biota), soil, (solids + air + water), and sediment (solids + pore water). Equilibrium exists within, but not between media. For example, sediment solids and pore water are at equilibrium, but sediment is not necessarily at equilibrium with the overlying water.

Physical-chemical properties are used to quantify a chemical's behaviour in an evaluative environment. Three types of chemicals are treated in this model: chemicals that partition into all media (Type 1), insoluble chemicals (Type 2), and chemicals with zero, or near-zero, solubility (Type 3). The model can not treat ionizing or speciating substances. The Level III model assumes a single, evaluative environment with user-defined volumes and densities for the following homogeneous environmental media (or compartments): air, water, soil, sediment, suspended sediment, fish and aerosols.

This model gives a more realistic description of a chemical's fate including the important degradation and advection losses and the intermedia transport processes. The distribution of the chemical between media depends on how the chemical enters the system, e.g. to air, to water, or to both. This mode of entry also affects persistence or residence time.

8 GEOGRAPHICAL DISPLAY

Este software contiene un módulo para presentar las predicciones del modelo en términos de concentraciones y riesgo en un formato georeferenciado. Esta presentación gráfica se ha diseñado para presentar cambios tanto temporales como espaciales en niveles de concentración y riesgo. Contiene una función que permite detectar fácilmente las excedencias sobre criterios o estándares. Este software es parte del “*Environmental Risk Assessment Program*” del *School of Resource and Environmental Management de Simon Fraser University de Canadá*

Disponible en: <http://www.rem.sfu.ca/era/era.html>

Environmental Risk Assessment

This is a well documented Windows software package, which consists of 7 individual programs ([click here for an overview of them](#)), for conducting environmental risk assessments of organic chemicals in aquatic ecosystems, including lakes, rivers and marine inlets.

- [\[Click this part to download file\]](#) - [Click this part to get description](#)
[\[era.zip \(1.34MB\)\]](#) - Environmental Risk Assessment package.
You may also get these programs individually if you do not want the whole package.
 1. [\[chemrank.zip \(949KB\)\]](#) - [Chemical Risk Ranking](#)
 2. [\[fc.zip \(458KB\)\]](#) - [Food Chain Bioaccumulation Model](#)
 3. [\[ss.zip \(137KB\)\]](#) - [Environmental Fate and Food Chain - Steady State Model](#)
 4. [\[td.zip \(151KB\)\]](#) - [Environmental Fate and Food Chain - Time Dependent Model](#)
 5. [\[toxicity.zip \(127KB\)\]](#) - [Toxic Effect Assessment](#)
 6. [\[risk.zip \(141KB\)\]](#) - [Human Health Risk Assessment](#)
 7. [\[ecofate.zip \(187KB\)\]](#) - [Geographical Display](#)
- [\[plumzip.exe \(28.6KB\)\]](#) - Program to unzip the above files (Version 2.04g).
- [Instructions on how to unzip the files and how to install the program on your computer.](#)
- **Requirements to run the program:**
 - Windows 3.x or later
 - 4 MB of memory (8 MB recommended)
 - 5 MB of free hard drive space
 - A display with more than 256 colors is recommended for the Geographical Display program.

Please send comments to Joseph_Pan@sfu.ca

9 GLEAMS

GLEAMS (*Ground Water Loading Effects of Agricultural Management Systems*) es un modelo de simulación continua que determina el efecto a nivel de granja (*farm level*), es decir escala real, las alternativas de manejo en la calidad del agua según constituyentes como pesticidas y nutrientes eliminados del fondo de raíces. GLEAMS asume un manejo, suelo, clima y uso del terreno homogéneo. El modelo consiste en cuatro componentes: 1) hidrología, 2) producción de erosión/sedimentación, 3) transformación y transporte de nutrientes, y 4) transporte de pesticidas. GLEAMS evalúa el impacto de las prácticas de manejo en los nutrientes potenciales y la lixiviación de pesticidas a través, dentro o bajo la zona de las raíces. También estima la superficie de escorrentía y la producción de sedimento en el terreno. GLEAMS es una herramienta para realizar análisis comparativos de pesticidas complejos y propiedades químicas de los nutrientes, propiedades de los suelos y clima.

Disponible en: <http://www.cpes.peachnet.edu/sewrl/Gleams>



[Home](#)
[Mission Statement](#)
[History](#)
[Personnel](#)
[Publications](#)
[Projects](#)
[Little River Watershed](#)
[Models](#)
[Research Highlights](#)
[Links](#)
[Sampling Network](#)
[ARS Careers](#)
[Kids & Education](#)
[Weather Sta. Data](#)
[View Archived Data](#)
 Hits: **19894**

South Atlantic Area
Research Laboratory
SOUTH ATLANTIC AREA

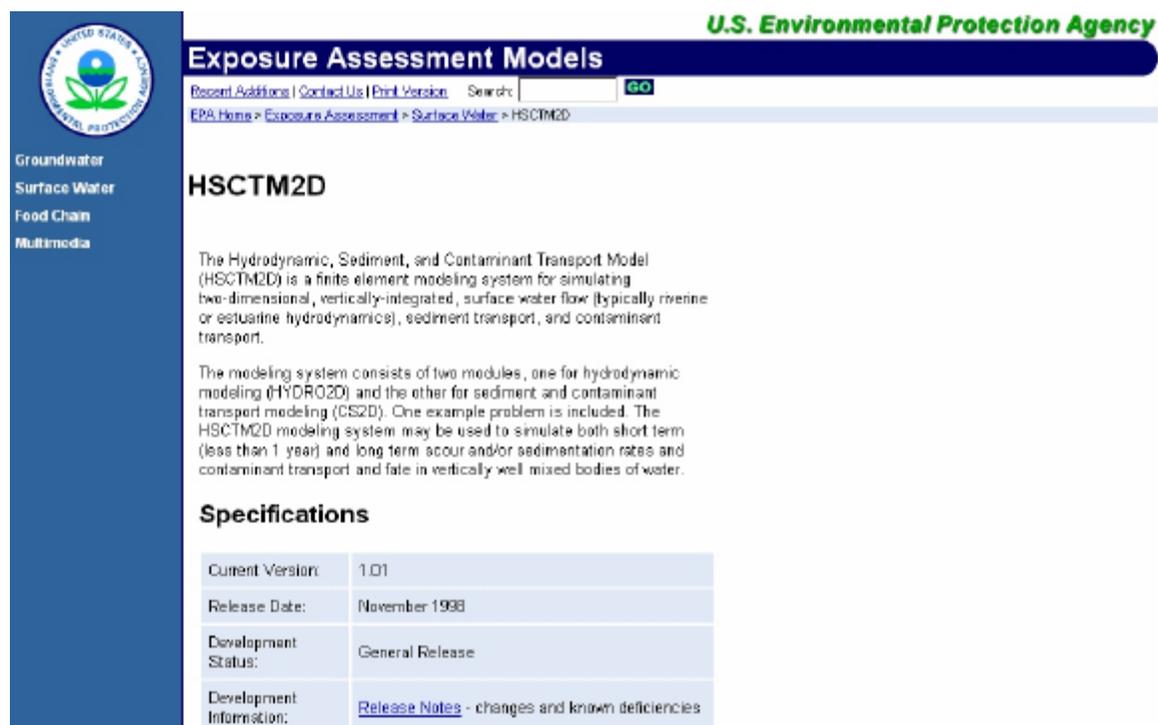
South Atlantic Area
 P. O. Box 946
 Tifton, GA 31793
 Phone: 229-386-3462 / FAX: 229-386-7215
[ARS web site Policies and Disclaimers](#)

News and Announcements
[Expanding Agricultural Research in the Suwannee River Basin](#)
[Proceedings from the March 7-8, 2002 Stakeholder Input Session for USDA-ARS Laboratories at Dawson and Tifton, GA \(PDF-4M\)](#)

10 HSCTM2D

El Hydrodynamic, Sediment, and Contaminant Transport Model (HSCTM2D) es un modelo en base a un sistema de elementos finitos bi dimensional que simula flujos de agua superficial (tipo reviera o estuario), transporte de sedimentos y transporte de contaminantes.

Disponible en: <http://epa.gov/ceampubl/swater/hsctm2d/index.htm>



U.S. Environmental Protection Agency

Exposure Assessment Models

[Recent Additions](#) | [Contact Us](#) | [Print Version](#) | Search:

[EPA Home](#) > [Exposure Assessment](#) > [Surface Water](#) > HSCTM2D

HSCTM2D

The Hydrodynamic, Sediment, and Contaminant Transport Model (HSCTM2D) is a finite element modeling system for simulating two-dimensional, vertically-integrated, surface water flow (typically riverine or estuarine hydrodynamics), sediment transport, and contaminant transport.

The modeling system consists of two modules, one for hydrodynamic modeling (HYDRO2D) and the other for sediment and contaminant transport modeling (CS2D). One example problem is included. The HSCTM2D modeling system may be used to simulate both short term (less than 1 year) and long term scour and/or sedimentation rates and contaminant transport and fate in vertically well mixed bodies of water.

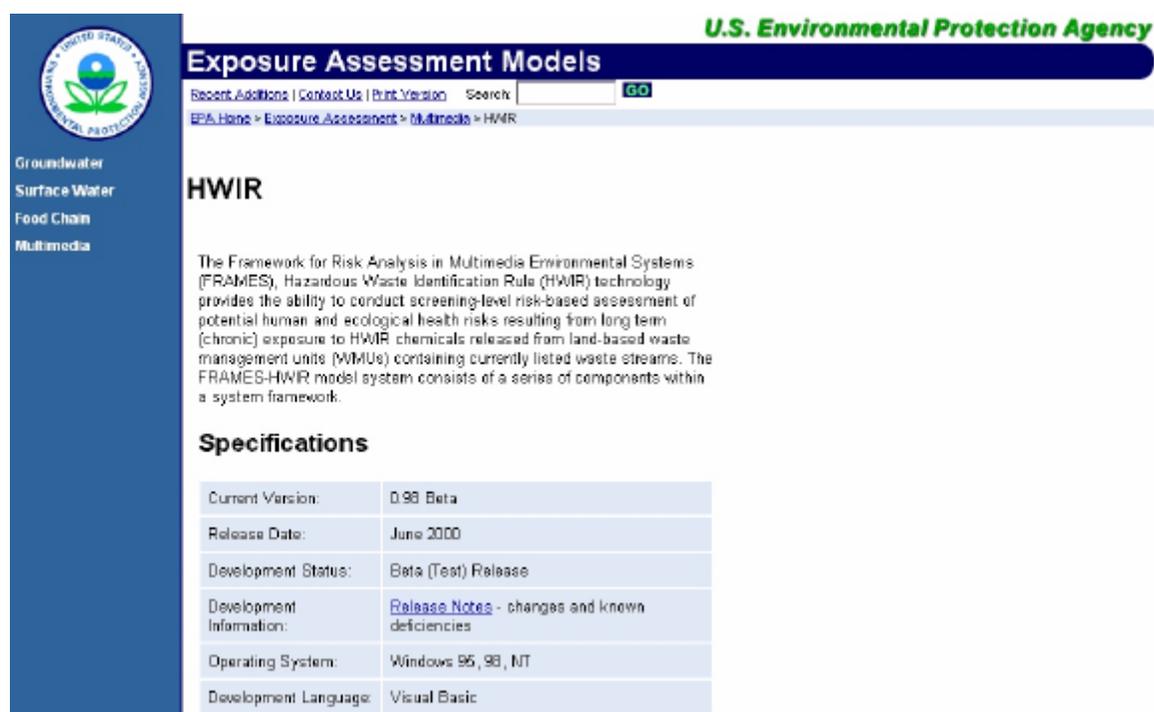
Specifications

Current Version:	1.01
Release Date:	November 1998
Development Status:	General Release
Development Information:	Release Notes - changes and known deficiencies

11 HWIR MODEL SYSTEM (BETA VERSION NOV, 1999)

El FRAMES-HWIR (*Hazardous Waste Identification Rule*) posee la habilidad de conducir evaluaciones de riesgo a nivel de screening, según riesgos a la salud a las personas y efectos ecológicos, todos resultantes de exposiciones al largo plazo (crónicas) a los químicos listados dentro de la HWIR, los cuales han sido liberados de sistemas de manejos de residuos en suelo (land-based waste management units -WMUs)

Disponible en: <http://epa.gov/ceampubl/mmedia/hwir/index.htm>



The screenshot shows the EPA website's "Exposure Assessment Models" section. The header includes the EPA logo and the text "U.S. Environmental Protection Agency". Below the header, there is a search bar and navigation links. The main content area is titled "HWIR" and contains a descriptive paragraph about the FRAMES-HWIR model system. Below this, there is a "Specifications" table.

U.S. Environmental Protection Agency

Exposure Assessment Models

Recent Additions | Contact Us | Print Version Search: **GO**

[EPA Home](#) > [Exposure Assessment](#) > [Multimedia](#) > [HWIR](#)

HWIR

The Framework for Risk Analysis in Multimedia Environmental Systems (FRAMES), Hazardous Waste Identification Rule (HWIR) technology provides the ability to conduct screening-level risk-based assessment of potential human and ecological health risks resulting from long term (chronic) exposure to HWIR chemicals released from land-based waste management units (WMUs) containing currently listed waste streams. The FRAMES-HWIR model system consists of a series of components within a system framework.

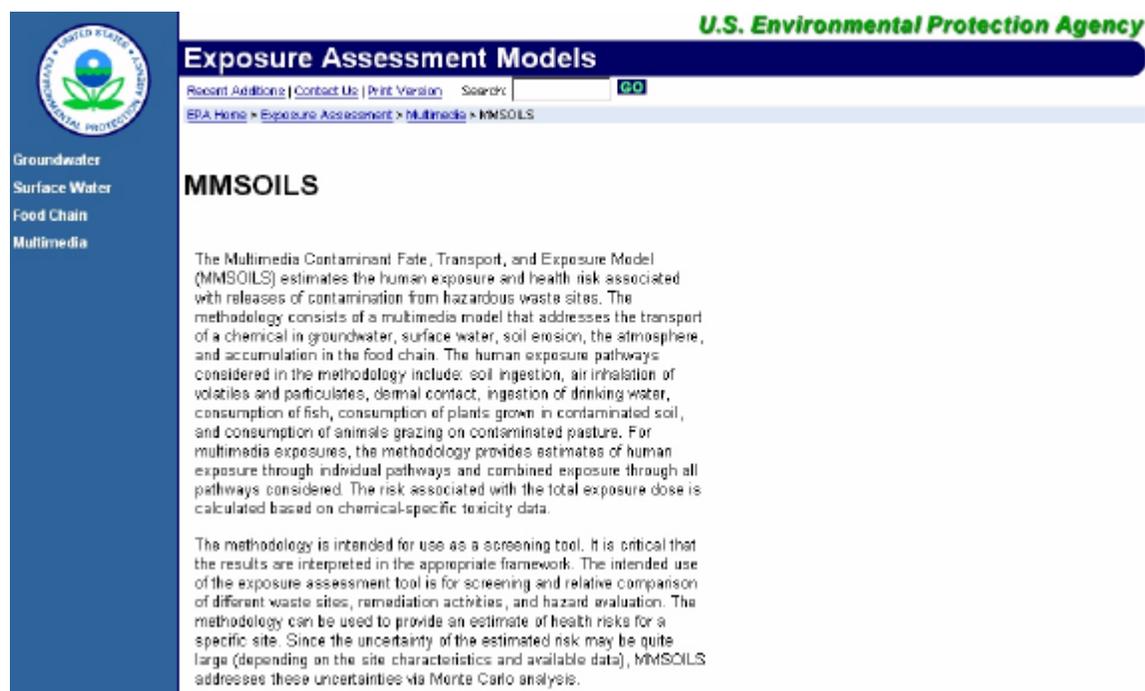
Specifications

Current Version:	0.98 Beta
Release Date:	June 2000
Development Status:	Beta (Test) Release
Development Information:	Release Notes - changes and known deficiencies
Operating System:	Windows 95, 98, NT
Development Language:	Visual Basic

12 MMSOILS

El *Multimedia Contaminant Fate, Transport, and Exposure Model* (MMSOILS) estima la exposición humana y el riesgo a la salud en función de liberaciones de contaminación desde sitios de residuos peligrosos. Esta metodología consiste en un modelo multimedia que analiza el transporte de los químicos en el agua subterránea, agua superficial, erosión del suelo, la atmósfera y la acumulación en la cadena alimenticia.

Disponible en: <http://epa.gov/ceampubl/mmedia/mmsoils/index.htm>



U.S. Environmental Protection Agency

Exposure Assessment Models

Recent Additions | Contact Us | Print Version Search: **GO**

EPA Home > Exposure Assessment > Multimedia > MMSOILS

Groundwater
Surface Water
Food Chain
Multimedia

MMSOILS

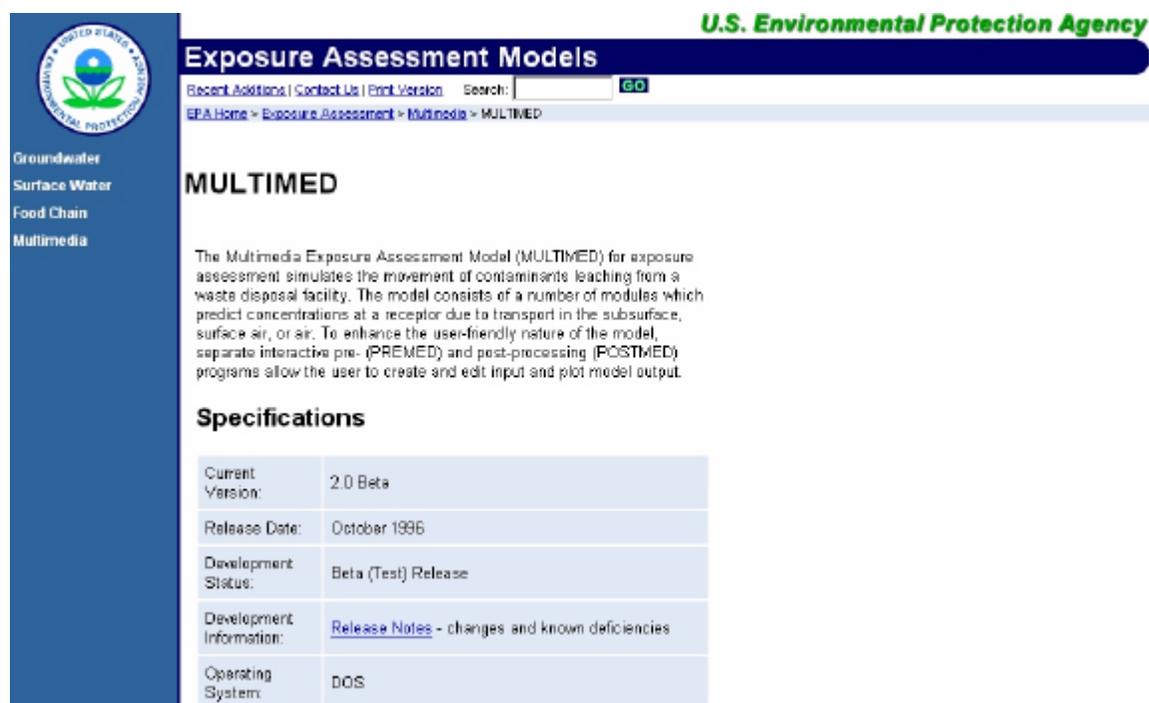
The Multimedia Contaminant Fate, Transport, and Exposure Model (MMSOILS) estimates the human exposure and health risk associated with releases of contamination from hazardous waste sites. The methodology consists of a multimedia model that addresses the transport of a chemical in groundwater, surface water, soil erosion, the atmosphere, and accumulation in the food chain. The human exposure pathways considered in the methodology include: soil ingestion, air inhalation of volatiles and particulates, dermal contact, ingestion of drinking water, consumption of fish, consumption of plants grown in contaminated soil, and consumption of animals grazing on contaminated pasture. For multimedia exposures, the methodology provides estimates of human exposure through individual pathways and combined exposure through all pathways considered. The risk associated with the total exposure dose is calculated based on chemical-specific toxicity data.

The methodology is intended for use as a screening tool. It is critical that the results are interpreted in the appropriate framework. The intended use of the exposure assessment tool is for screening and relative comparison of different waste sites, remediation activities, and hazard evaluation. The methodology can be used to provide an estimate of health risks for a specific site. Since the uncertainty of the estimated risk may be quite large (depending on the site characteristics and available data), MMSOILS addresses these uncertainties via Monte Carlo analysis.

13 MULTIMED (BETA VERSION 2.0 OCTOBER '96)

El Multimedia Exposure Assessment Model (MULTIMED) es utilizado para evaluar evaluaciones de exposición a través de la simulación del movimiento de contaminantes que lixivian desde una instalación de residuos. El modelo consiste en una serie de módulos que predicen las concentraciones de los químicos debido al transporte en la subsuperficie, aire superficial o aire.

Disponible en: <http://epa.gov/ceampubl/mmedia/multim2/index.htm>



U.S. Environmental Protection Agency

Exposure Assessment Models

Recent Additions | Contact Us | Print Version Search:

[EPA Home](#) > [Exposure Assessment](#) > [Multimedia](#) > MULTIMED

MULTIMED

The Multimedia Exposure Assessment Model (MULTIMED) for exposure assessment simulates the movement of contaminants leaching from a waste disposal facility. The model consists of a number of modules which predict concentrations at a receptor due to transport in the subsurface, surface air, or air. To enhance the user-friendly nature of the model, separate interactive pre- (PREMED) and post-processing (POSTMED) programs allow the user to create and edit input and plot model output.

Specifications

Current Version:	2.0 Beta
Release Date:	October 1996
Development Status:	Beta (Test) Release
Development Information:	Release Notes - changes and known deficiencies
Operating System:	DOS

14 RESRAD - ECORISK

Este software estima riesgos por exposición de contaminantes de receptores ecológicos para un grupos de 151 químicos (análisis especie específico). Se estiman las aplicaciones dosis diarias a los receptores ecológicos y concentraciones en el medio ambiente. Soporta interfase gráfica y análisis de sensibilidad.

Disponible en: <http://web.ead.anl.gov/resrad/ecorisk.html>

EAD EAD Profile | Programs/Projects | Publications | Working with EAD
Contact EAD | Staff Directory Home | Web Map | Web Index | Search

RESRAD-Ecorisk

- RESRAD-Ecorisk is a model for estimating risks from contaminant exposure to ecological receptors.
- Species-specific life history information (ingestion rate, body weight, and diet composition) are used to calculate the applied daily dose and ecological effects quotient.
- Currently 151 chemicals are considered and 5 ecological receptors are considered (American Robin, White-Footed Mouse, Mallard Duck, White-tailed Deer, and Eastern Cottontail).
- Text output lists applied daily doses for receptors and chemicals over time and the environmental media concentrations.
- Graphical output also supported.
- A user-friendly code with on-line help and sensitivity analysis capability.

The RESRAD Family of Codes

RESRAD-Chem RESRAD-Probabilistic RESRAD-Recycle RESRAD-Relo RESRAD-Ecorisk

ANEXO 2 PARTE 2

Fate and Transport Pathway	Nombre de modelo / algoritmo	Descripción de modelo / simulación de procesos	Tipo de programa / algoritmo	Resultados de modelo	Features / características / condiciones de use / limitaciones	requerimientos de computador	referencias / fuentes
Suelo al Aire	SCREEN 3	Dispersión de vapores al aire. Permite modelar la distribución de los gases para múltiples fuentes bajo distintas condiciones.	ID Analytical - Exponential	Concentración promedio (una hora) sobre el suelo	Se debe ingresar una zona de mezcla y down-wind (distancia al punto de exposición). No considera efectos de terreno. Apropia para fuentes de área, volumen, y punto ("stack"). También apropiada para una fuente rectangular y receptores múltiples. Se necesita dimensiones de fuente, tasa de emisión, y distancia de receptor "downwind". No considera "settling" ni deposición de partículas. Tampoco considera la dirección del viento. Modelo es muy común y fácil de utilizar.	Intel 80286, DOS 3.0 o mayor, 640 Kb de RAM, 500 Kb espacio libre en disco.	SCREEN 3 User's Guide, EPA, 1995, SSG

ANEXO 2 PARTE 2

Fate and Transport Pathway	Nombre de modelo / algoritmo	Descripción de modelo / simulación de procesos	Tipo de programa / algoritmo	Resultados de modelo	Features / características / condiciones de use / limitaciones	requerimientos de computador	referencias / fuentes
Suelo al Agua Subterránea	SESOIL	Flujo y transporte. Describe el destino y el transporte de químicos en la zona vadosa con disolución, difusión, absorción, dispersión, biodegradación, y volatilización.	ID – Hybrid Analytical – numerical	Concentración a distintas profundidades, flujo de emisión al aire, al agua y al agua subterránea	Asume una fuente finita. Los parámetros mas sensibles son: la tasa de biodegradación, carbón orgánico del suelo, precipitación anual, y profundidad de agua subterránea. Utiliza 3 módulos: una hidrológica que simula el balance del agua, un de transporte de contaminantes que simula el destino y el transporte de compuestos químicos, y también el escurrimiento de sedimentos. No considera movimiento de contaminantes en zona saturada. Está disponible, y normalmente se ocupa para Tier 2 y 3.	Intel 80i86, DOS 5.0 o mayor, 2MB RAM, 2 MB espacio libre en disco, y coprocessor matemática.	Bonazountas y Wagner, 1984; Scientific Software Group, International Ground Water Modeling Center (IGWMC)

ANEXO 2 PARTE 2

Fate and Transport Pathway	Nombre de modelo / algoritmo	Descripción de modelo / simulación de procesos	Tipo de programa / algoritmo	Resultados de modelo	Features / características / condiciones de use / limitaciones	requerimientos de computador	referencias / fuentes
Suelo al Agua Subterránea	MOFAT	Flujo y transporte de 3 fases de fluido. Incluye advección, dispersión, difusión, adsorción y transferencia de masa. Se puede modelar casos en cual gases y/o NAPL fases no existen en partes o todo del dominio.	2D Numerical Finite Element	Distribución de la concentración de los compuestos químicos.	Incluye advección, dispersión, difusión, absorción y transferencia de masa. Puede modelar transporte de hasta 5 químicos en 4 fases (aire, agua, suelo, y aceite) y 10 capas diferentes de suelo. Difícil ocupar, y es tan aceptado como SESOIL para aplicaciones regulatory. Normalmente se ocupa para Tier 3.	386/486 con procesador matemática, 4 MB RAM, 2.5 MB espacio libre en disco, y DOS 3.0 o mayor	ESTI, 1991; EPA 1991; CSMoS, Scientific Software Group
Suelo al Agua Subterránea	VS2DT	Simula transporte de contaminante en la zona vadosa y simula suelos con diferentes grados de saturación.	2D Numerical Finite Element	Historia temporal, perfiles espaciales de presión, contenido de las muestras (volumen), velocidades de saturación, y concentración del contaminante.	Incluye evaporación e infiltración de los compuestos. Considera una distribución no-lineal, perdidas, y condiciones de fronteras. Se ocupa mucho, tiene alta credibilidad y es bastante sofisticado. Normalmente utilizado para analices de alta Tier.	386/486 con procesador matemática, 4 MB RAM, 2.5 MB espacio libre en disco, y DOS 3.0 o mayor	Healy, R. 1988 IGWMC, Scientific Software Group, USGS

ANEXO 2 PARTE 2

Fate and Transport Pathway	Nombre de modelo / algoritmo	Descripción de modelo / simulación de procesos	Tipo de programa / algoritmo	Resultados de modelo	Features / características / condiciones de use / limitaciones	requerimientos de computador	referencias / fuentes
Transporte de Agua Subterránea	BIOSCREEN	Dispersión en 2 dimensiones, retardación, y biodegradación	2D Analytical – Exponential, Error Function Transformation (Flujo 1D, Transporte 2D)	Concentración de contaminante en agua subterránea y gradiente aguas debajo de la fuente	Hay 2 modos: El primero es determinista, el cual calcula la concentración en función del tiempo en un lugar específico. El segundo es Monte Carlo, que calcula la probabilidad de encontrar una concentración específica. Incluye bases de datos para propiedades de suelo, químicos, y sus variabilidades.	Intel 80486, DOS 3.1 o mayor, 2MB RAM, adapter de graficos.	CSMoS; American Petroleum Institute (API)
Transporte de Agua Subterránea	MODFLOW	Flujo saturado, para uno o más acuíferos	2D o 3D Numerical Finite Difference	Head hidráulico	Se puede asumir zona saturada sea heterogéneo y anisotrópico. Acuíferos pueden ser confinado o no confinados. Solo para agua subterránea. Normalmente utilizado para analices de Tires 2 o 3	Intel 80286, DOS 3.0 o mayor, 640 Kb RAM, 500 Kb espacio libre en disco, y coprocessor matemática.	McDonal, M. And Harbaugh, A., 1988; IGWMC, USGS
Transporte de Agua Subterránea	MT3D	Transporte de masa en la zona saturada, flujo steady-state o transient para uno o más acuíferos	3D Numerical Finite Difference	Cambios en concentración	Se puede asumir zona saturada sea heterogéneo y anisotrópico. Acuíferos pueden ser confinado o no confinados. Se puede calcular varios sistemas de discretización y condiciones de fronteras.	Procesador 386/486, 2 MB RAM, y DOS 3.0 o mayor	Zheng, C., 1990; IGWMC, Scientific Software Group

ANEXO 2 PARTE 2

Fate and Transport Pathway	Nombre de modelo / algoritmo	Descripción de modelo / simulación de procesos	Tipo de programa / algoritmo	Resultados de modelo	Features / características / condiciones de use / limitaciones	requerimientos de computador	referencias / fuentes
Transporte de Agua Subterránea	MODPATH	Sistema semi-analítico para monitoreo de partículas en flujo de uno o más acuíferos.	3D Numerical Finite Difference	3D líneas de transporte.	Se puede asumir zona saturada sea heterogéneo y anisotrópico Acuíferos pueden ser confinado o no confinados. Se puede calcular tiempos de liberación múltiples de las partículas. Además, se puede dibujar grillas mostrando datos espaciales.	Procesador de 386/486, 4 MB RAM, 5MB de espacio libre en disco, y DOS 3.0 o mayor	Pollock, D.W. 1989; IGWMC, Scientific Software Group, USGS.



ANEXO 3: MUESTREO

1 INTRODUCCIÓN

Muestreo es la selección de una porción de una población, universo o cuerpo mayor. A través del análisis de la muestra las características del cuerpo original pueden ser inferidas.

La selección de procedimientos de muestreo apropiados es de vital importancia debido a que todos los pasos siguientes, hasta el análisis, se verán afectados por los resultados del muestreo. Al margen de cuán sofisticado sea el equipamiento de laboratorio, la calidad de los datos generados dependerá de la calidad de la muestra presentada.

Este anexo entrega elementos básicos para el desarrollo de procedimientos y planes de muestreo apropiados en una evaluación de riesgo. El lector debe tomar esta documentación sólo como referencia complementaria y se le recomienda siempre consultar normativa y documentación de referencia adicional.

2 PLAN DE MUESTREO

El Plan de Muestreo (“PM”), trata sobre las responsabilidades asociadas con el muestreo, describe el alcance del trabajo y establece los procedimientos e instrucciones específicas necesarias para lograr realizarlo

La naturaleza de las muestras ambientales, sean de aire, suelo, agua o residuos varían en composición, no son uniformes y pueden cambiar con el. Como resultado de esto, no será fácil conseguir muestras “representativas”. Aún más, aspectos como: limitaciones de equipo, de tiempo y presupuesto pueden afectar el muestreo.

2.1 COMPONENTES DE UN PM

Las etapas o componentes que debe contener un PM son los siguientes:

Tabla A.1: COMPONENTES DE UN PLAN DE MUESTREO

Nº	SECCIÓN	DESCRIPCIÓN CONTENIDOS
1	Alcance del Trabajo	Descripción y propósito del proyecto, declaración de los objetivos técnicos y exigencias reglamentarias. Definición de metas, resultados esperados.
2	Programa y Administración	Identificación de límites de tiempo y asignación presupuestaria. Exigencias de documentación que se presentan: formularios de informes, formularios de muestreo, formularios de custodia y copias de los permisos, si se requieren. Se entregan los rótulos y las instrucciones de rotulación.
3	Información del Sitio	Descripción del sitio, dirección, ubicación del muestreo, instrucciones de acceso al sitio, nombres y números telefónicos de contacto.

N°	SECCIÓN	DESCRIPCIÓN CONTENIDOS
4	Procedimientos de Muestreo	Tipos de muestras que se deben tomar, cantidad y tamaños de las muestras, puntos de muestreo, cuándo tomar las muestras, análisis en terreno requeridos (por ejemplo, screenings), muestras de QC (control de calidad) que se deben tomar, preparación de los blancos de terreno, etc. Instrucciones de muestreo, por ejemplo para residuos en tambores, en lagunas, en pilas, etc. Respaldo estadístico y consideraciones del QA/QC (control y aseguramiento de la calidad) necesarios para garantizar la representatividad de la muestra.
5	Equipamiento y Materiales	Tipos de contenedores de muestreo, reactivos e instrucciones de conservación, instrucciones de transporte y almacenamiento. Se identifican las limitaciones del equipamiento.
6	Información sobre Salud y Seguridad	Identificación de Peligros. Equipamiento de protección personal y materiales de primeros auxilios que deben tenerse a mano. Información de emergencia - Números telefónicos.
7.	Información Adicional Especial	Condiciones climáticas, instrucciones del plan para situaciones imprevistas.

En la instancia de una Evaluación de Riesgo se debe contar con información relacionada con la determinación (potencial) de presencia de contaminación en el sitio.

- Identificación de peligros agudos
- Identificación preliminar de los contaminantes de interés potencial
- Identificación de los medios potencialmente contaminados
- Identificación de rutas potenciales de exposición
- Identificar áreas potencialmente susceptibles

- Determinación y conocimiento del uso actual y futuro del sitio
- Clasificación de áreas del sitio

2.2 ELEMENTOS DE SEGURIDAD

La inspección preliminar del sitio debería identificar cualquier peligro agudo que pudiera significar una amenaza inmediata o inminente a la salud humana o al medio ambiente. Si esta es la situación, el riesgo del peligro debe ser mitigado antes de asumir la evaluación sitio específico

Algunos ejemplos típicos de peligros agudos son:

- Presencia de sustancias libres
- Derrames recientes o en curso
- Vapores corrosivos, tóxicos o inflamables

3 RELACIÓN DE MÉTODO ANALÍTICO E INFORMACIÓN DE INTERES

Existe un número ilimitado de métodos y procedimientos analíticos para el análisis físico, químico y biológico de sustancias y residuos. Ante la pregunta de cómo seleccionar el método o la combinación de métodos correctos para cada situación en particular, los siguientes factores deben ser tomados en consideración durante el proceso de selección:

- Requerimientos Reglamentarios
- Objetivo de los datos
- Estado físico de las muestras
- Analitos
- Equipo disponible y sus limitaciones de detección
- Experiencia del Técnico o Químico
- Procedimientos específicos del laboratorio
- Limitaciones de Tiempo o de presupuesto
- Requisitos de calidad

Sólo a nivel de referencia se recomienda la siguiente tabla:

Tabla A.2: RELACIÓN ANALISIS / INFORMACIÓN

Tipo de Análisis	Salud y seguridad	Caracterización predio	Evaluación de riesgo	Investigación para remediación	Proyecto de remediación
Metales	X	X	X	X	X
COVs	X	X	X	X	X
COVSS	X	X	X	X	X
Otros	X	X		X	X
Propiedades físicas (densidad)			X ¹	X	X
Granulometría			X	X	X
Composición de material	X		X	X	X
Microbiología				X	X
Vapores ²	X	X	X		

¹ Comentario consultor: no aparece en la referencia citada, sin embargo para estudios detallados puede ser necesario

² CO₂, CH₄, CO, H₂S, C₆H₆X, SO₂, HCN, Radon

4 TIPOS DE MUESTRAS

Los tipos más comunes de muestras son compuestas y simples. Se debe decidir qué muestras proporcionarán la mejor representatividad, considerando la complejidad de lo que se desea estudiar, su ubicación y los recursos financieros.

MUESTRA COMPUESTA

La muestra compuesta, también conocida como muestra de lote, está constituida por un grupo bien mezclado de submuestras, también denominadas incrementos, tomadas desde distintos puntos del lugar de estudio.

Las muestras compuesta se toman cuando el lugar de análisis no es homogéneo debido a la estratificación o debido a la disposición simultánea de distintos residuos en el mismo lugar. Algunas de las desventajas o limitaciones de las muestras compuestas son las siguientes:

- Pérdida de volátiles debido a la mezcla y a la preparación de las submuestras
- Reactividad con distintos materiales una vez que está mezclada
- Determinación de la cantidad mínima de submuestras que se deben tomar.
- Necesidad de reducir el tamaño de la muestra y de homogeneizar para la entrega al laboratorio, lo cual puede afectar la representatividad.

MUESTRA SIMPLE

Una muestra simple es una muestra bien mezclada que se saca en un sólo punto. Se emplea para medir un parámetro en particular dentro de una capa homogénea de residuo. Las muestras simples también se pueden denominar muestras grandes, en particular si el objetivo es recoger una muestra rápida y de aleación simple.

5 CANTIDAD DE MUESTRAS

La elección de una correcta localización, número de muestras, profundidad y tipo de las mismas es un aspecto sumamente relevante para poder interpretar en forma adecuada la situación de riesgo asociada al sitio.

El PM identifica la cantidad de muestras que se deben tomar y sus respectivos puntos o lugares de muestreo. Según la ASTM³ existen tres sistemas para seleccionar los puntos de muestreo:

Muestras de Criterio Experto se deciden de acuerdo con las observaciones visuales y el conocimiento previo del residuo.

Muestras de Coordenadas se basan en el uso de un sistema de coordenadas y la muestra se toman en puntos aleatorios a partir del origen de las coordenadas.

Muestras de Grilla implican el muestreo en intervalos o puntos de grilla en un sistema de grillas imaginario trazado sobre el sitio.

La dos últimos representa un análisis más completo del sitio pero a su vez puede ser muy costoso y puede implicar la ejecución de muestreos innecesarios en la perspectiva del problema global. En tanto el sistema basado en criterio de experto es válido en función de la información existente previamente. En la práctica la posibilidad de combinar ambos métodos es recomendada.

³ ASTM Standard D 4687 - 95: Standard Guide for General Planning of Waste Sampling.

En múltiples ocasiones, la cantidad de muestras y los puntos de muestreo se calculan empleando conceptos estadísticos fundamentales. Se recomienda remitirse a los documentos de referencia tales como los indicados a continuación (ver parte final de este anexo):

- Norma ASTM D 4687-95. Proporciona información sobre el cálculo estadístico de la cantidad de muestras.
- Capítulo 9 del Manual de Métodos SW-846 de la US EPA.

6 DOCUMENTACIÓN DE REFERENCIA

Existe una serie de referencias que pueden ser de gran utilidad:

SUELOS:

- Soil Investigation and Sampling by Auger Borings. ASTM Standard Practice D1452
- Manual Sampling of Petroleum and Petroleum Products. ASTM Standard Practice D4057
- Sampling Oil / Water Mixtures for Oil Spill Recovery Equipment. ASTM Standard Guide F1084
- Soil Sampling From the Valdose Zone ASTM Standard Guide D4700
- Field Collection of Soil Samples for Lead Determination. ASTM Standard Practice E1727
- Practice for Sampling Waste and Soils for Volatile Organics. ASTM Standard D4547

RESIDUOS:

- Practice for Sampling of Waste and Soils for Volatile Organics. D4547
- Test method for the physical description screening analysis in waste. D4979
- Test methods for flammability potential screening analysis of waste. D4982

- Practices for sampling wastes from pipes and other point discharges. D5013
- Test method for the screening of cyanides in waste D5049
- Practice for sampling with a dipper or pond sampler. D5358
- Practice for Sampling use a trier sampler D5451
- Practice for sampling with a composite liquid waste sampler (COLIWASA). D5495
- Practice for sampling with a scoop. D5633
- Practice for sampling unconsolidated waste from trucks. D5658
- Practice for sampling consolidated solids in drums and similar containers. D5679
- Practice for sampling unconsolidated solids in drums and similar containers. D5680
- SW-846⁴ de U.S.EPA.
- JIS Handbook

⁴Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods. SW-846. Third Edition. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and U.S. Department of Commerce, National Technical Information Service. 1995

7 EJEMPLOS DE SITUACIONES TÍPICAS

Se adjuntan ejemplos de situaciones típicas encontradas en sitios contaminados. Hay que recordar que en un sitio contaminado pueden encontrarse muchas configuraciones diferentes. Se presentan tres casos:

- Sitios en que existan acopios o pilas de materiales contaminantes
- Sitios en que existan contenedores con material contaminante
- Sitios en que el suelo contaminado sea la materia de estudio

7.1 CASO 1: PILA RESIDUOS

7.1.1 Tipos de pilas

La configuración de una pila puede variar significativamente caso a caso. Existen pilas de diversos tamaños, formas y nivel de heterogeneidad. En función de esto, el planteamiento del muestreo puede variar significativamente. Las siguientes fotografías muestran diferentes situaciones.

Figura A.1: **SITUACIONES DE PILAS O ACOPIOS MASIVOS Y HETEROGÉNEOS**



En la situación anterior es muy difícil sino imposible realizar un muestreo estadísticamente aceptable, a no ser el uso del criterio de experto. La solución más simple es clasificar u ordenar los residuos por clases.

Por otro lado existen acopios o pilas pequeñas, y que pueden ser homogéneas.

Figura A.2: EJEMPLO DE PILA O ACOPIO PEQUEÑO Y HOMOGENEO



El muestreo de dichas pilas estadísticamente es mucho más simple y operativamente no reviste gran dificultad.

7.2 NÚMERO DE MUESTRAS

Para la estimación de esto hay que definir el tipo de contaminante, la forma en que está conformada la pila y su tamaño.

El número es determinado mediante la siguiente tabla de acuerdo al tamaño de la misma (expresado en términos volumétricos [m^3] o máscicos [ton]).

Tabla A.3: TAMAÑO DEL LOTE DE MUESTREO Y NÚMERO DE MUESTRAS PUNTUALES

TAMAÑO DEL LOTE DE MUESTREO m (m ³ o ton)	NÚMERO (MÍNIMO) NECESARIO DE MUESTRAS PUNTUALES n
$m < 1$	6
$1 \leq m < 5$	10
$5 \leq m < 30$	14
$30 \leq m < 100$	20
$100 \leq m < 500$	30
$500 \leq m < 1.000$	36
$1.000 \leq m < 5.000$	50
$m \geq 5.000$	60

7.3 EQUIPO DE MUESTREO

La selección de un equipo de muestreo depende de la disponibilidad de este, el objetivo del estudio, el tipo de analito que se va a estudiar y el presupuesto del estudio. Esto aplicable a los otros casos.

Suponiendo que se tratara de una pila pequeña, poco consolidada de material con cierta cohesión, se podría tomar la muestra con elementos tan simples como un scoop (cuchara) o palas.

Figura A.3: EQUIPO DE MUESTREO: SCOOP



Figura A.4: EQUIPO DE MEUSTREO: BARRENO



Si la pila se encuentra mas consolidada pero sigue siendo pequeña puede ser factible el uso de un barreno.

7.4 CASO 2: CONTENEDORES

7.4.1 Tipo de contenedores

La variación en este caso es menor, sólo depende de la variación de los envases. Generalmente el problema más típico de sitios contaminados, y muchas veces asociados a situaciones de emergencia, corresponde al almacenamiento en tambores.

7.4.2 Número de muestras

Para la estimación de esto hay que definir el tipo de contaminante, la forma en que está conformada la pila y su tamaño.

De la misma manera, el número de muestras puntuales que se toman desde contenedores, tambores o similares, se determina mediante la siguiente tabla.

Tabla A.4: NÚMERO DE CONTENEDORES Y NÚMERO DE MUESTRAS PUNTALES

NÚMERO DE CONTENEDORES EN EL LOTE DE MUESTREO w	NÚMERO (MÍNIMO) DE CONTENEDORES A MUESTREAR	NÚMERO (MÍNIMO) NECESARIO DE MUESTRAS PUNTALES DE CADA CONTENEDOR A MUESTREAR
$w = 1$	1	$n/2$ ⁽¹⁾
$w = 2$	2	$n/2$ ⁽¹⁾
$w = 3$	3	$n/3$ ⁽¹⁾
$w = 4$	4	$n/4$ ⁽¹⁾
$w = 5$	5	$n/5$ ⁽¹⁾
$w = 6$	6	$n/6$ ⁽¹⁾
$w = 7$	7	$n/7$ ⁽¹⁾
$w = 8$	8	$n/8$ ⁽¹⁾
$w = 9$	9	$n/9$ ⁽¹⁾
$w = 10$	10	$n/10$ ⁽¹⁾
$11 \leq w \leq 20$	4	2
$21 \leq w \leq 30$	6	2
$31 \leq w \leq 50$	8	2
$w \geq 51$	10	2

⁽¹⁾ Donde n se determina de acuerdo a la Tabla A.3. si el número resultante es una fracción, este debe aproximarse al siguiente número entero.

Cuando las capacidades de los tambores o contenedores siendo muestreados difieren entre sí, el número de muestras puntuales debe ser proporcional al tamaño de cada contenedor.

Por ejemplo, si hay dos contenedores de 10 y 30 [kg] de capacidad respectivamente, de acuerdo a la Tabla (Tamaño del lote de muestreo y número de muestras puntuales) el número de muestras puntuales a tomar es de seis ($m=0,03$ [ton]). Entonces, del primer tambor se toman dos ($10/[10+30] \times 6=1,5$) muestras puntuales, y del segundo contenedor se toman cinco ($30/[10+30] \times 6=4,5$) muestras puntuales.

TAMAÑO SUBMUESTRA:

Asimismo, el volumen mínimo de cada muestra puntual es determinado de acuerdo a la siguiente tabla, en caso de ser aplicable. En otros casos (lodos y líquidos) el volumen de la muestra puntual es de por lo menos 100 [ml].

Tabla A.5: **TAMAÑO MÁXIMO DE PARTÍCULA Y TAMAÑO DE LA MUESTRA PUNTUAL**

TAMAÑO MÁXIMO DE PARTÍCULA [mm]	VOLUMEN PROMEDIO (APROXIMADO) DE MUESTRA PUNTUAL [ml]
1	≈ 16
5	≈ 70
10	≈ 120
16	≈ 180
22,4	≈ 270
31,5	≈ 380
40	≈ 730
50	≈ 1.600
71	≈ 3.700
100	≈ 11.000
125	≈ 21.000
150	≈ 35.000

En los casos en que el volumen de muestra compuesta (obtenido de acuerdo a lo indicado en las tablas anteriores) es menor que la cantidad requerida, se debe aumentar el volumen ya sea aumentando el número de muestras puntuales o aumentando el volumen de cada muestra puntual.

7.5 CASO 3: MUESTREO SUELO

En general, un plan de muestro y análisis de suelo contiene diferentes estrategias de muestreo que incluyen:

- Suelo superficial
- Subsuelo
- Características del suelo

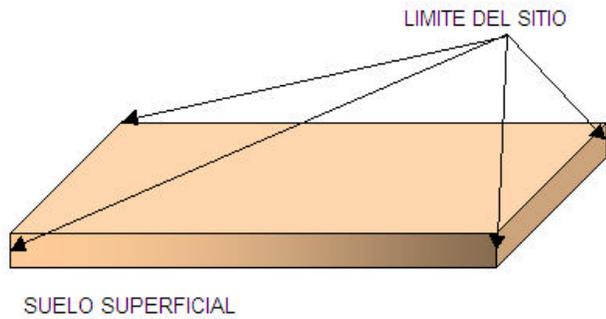
Con la información obtenida de etapas anteriores del estudio del suelo se puede estratificar en tres niveles diferentes (básicamente etapas de carácter y forma parecidas a una evaluación preliminar preliminar):

- Áreas con poca probabilidad de estar contaminadas
- Áreas que se sabe están contaminadas
- Áreas que pueden estar contaminadas y no pueden ser dejadas sin considerar

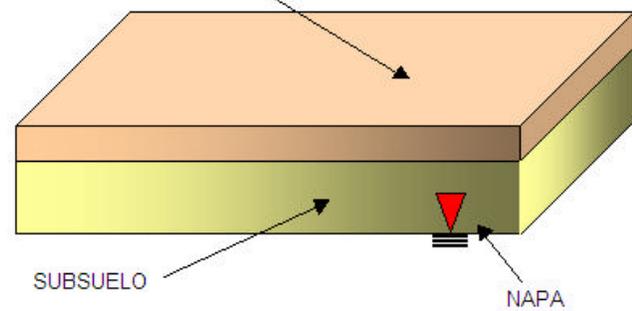
Categoría	Base de clasificación
Área con poca probabilidad de estar contaminadas	Información histórica del sitio que es razonablemente segura y completa
Áreas que se sabe están contaminadas	Información de muestreo previa, registros que documenten la contaminación, suelo manchado fácilmente visible, olores u otros datos que indiquen en forma segura la presencia de la contaminación
Áreas que pueden estar contaminadas y no pueden ser dejadas sin considerar	Información ambigua o dispersa, carencia absoluta de información

Las áreas con poca probabilidad de estar contaminadas generalmente no requieren investigación posterior, si es que la información histórica del sitio y cualquier otra información con un nivel de confianza aceptable confirman este supuesto. Estas pueden ser zonas del sitio que han estado ajenas a cualquier efecto o contacto de sustancias o residuos peligrosos.

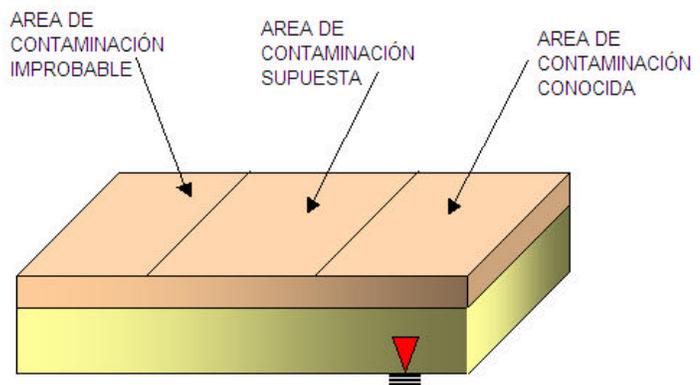
Definir área geográfica de la investigación



Definir población de interés



Estratificar el sitio



7.5.1 Desarrollo de un plan de muestreo y análisis para el suelo superficial

Este plan se diseña para recolectar información necesaria para determinar la exposición vía ingestión directa, absorción dermal e inhalación de polvos fugitivos. El supuesto utilizado para el diseño del plan de muestreo es que un individuo se mueve en forma aleatoria a través del área de exposición (*exposure area*, EA) a través del tiempo, pasando un lapso equivalente en cada zona.

En base a esto, la concentración de contaminante con la cual se entra en contacto a lo largo del tiempo queda representada de mejor forma por la media de la concentración espacial en EA.

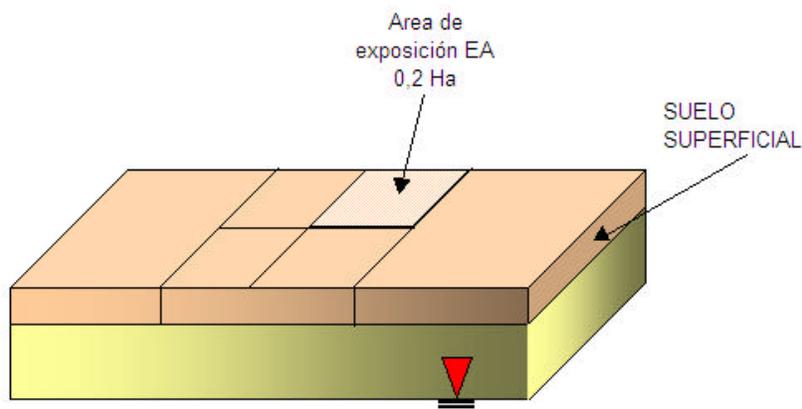
En la situación ideal, la estrategia de muestreo superficial deberá determinar la media real de concentración del componente analizado en EA. Debido que para lograr la “media real” se requeriría un gran número de muestras, y de un alto costo, se utiliza la concentración máxima de muestras compuestas como una estimación conservativa de la media.

La profundidad sobre la cual el suelo superficial es muestreado debe reflejar el tipo de exposición aguardada en el sitio. Por ejemplo, para el caso del plomo, el documento *Urban Soil Lead Abatement Demonstration Project* (US EPA) define hasta 2 cm de profundidad, al espesor del perfil donde se verifica contacto directo. La decisión de tomar muestras bajo los 2 cm dependería de la probabilidad de que dicho estrato sea removido y llevado a la superficie (por ejemplo, en actividades de jardinería o construcción).

Se debe considerar que el tamaño, forma y orientación del volumen muestreado (denominado soporte) para medios que sean heterogéneos tiene un efecto significativo en los valores finalmente medidos. Por ejemplo, el tamaño de las partículas tiene un fuerte efecto en los procesos de transporte de contaminante. La comparación de información que se encuentra basado en diferentes “soportes” puede ser por ende dificultoso.

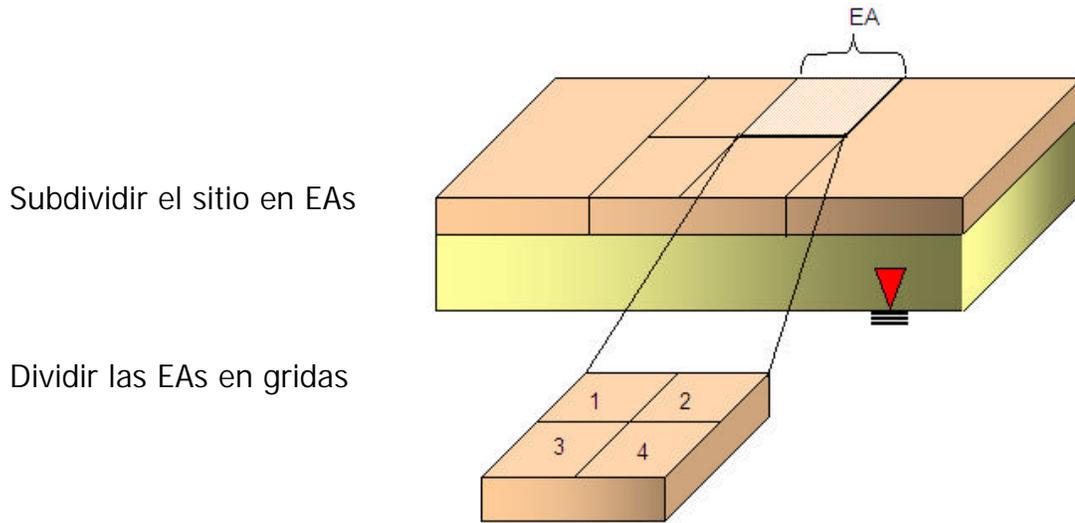
La siguiente estrategia puede ser utilizada para estimar las concentraciones medias de semi volátiles, inorgánicos y pesticidas en el EA del suelo superficial. Los compuestos volátiles no son incluidos en las estimaciones debido a que no se espera que ellos permanezcan en la superficie por períodos largos:

- Dividir las áreas a ser muestreadas en el proceso de cribado en EAs de 0,5 acres (aproximadamente 0,2 hectáreas ó 45*45 m²), que corresponde al tamaño del sitio de una residencia sub urbana. Por ejemplo si el sitio ya se encuentra habitado el área de exposición debe ser igual al tamaño del sitio. Las áreas de exposición no deben definirse de forma de combinar en forma innecesaria zonas de alta o baja contaminación. La orientación y localización exacta de una EA, relativa a la distribución de contaminante en el suelo, puede llevar a situaciones donde el muestreo de la EA produzca valores de concentración mayores que la media y obviamente bajo esta.



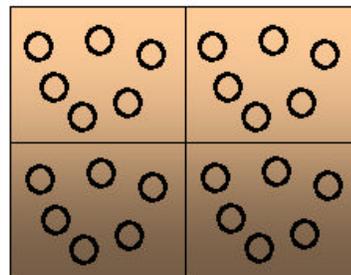
- Realizar muestras compuestas. Debido a que el objetivo del screening del suelo superficial es el estimar la concentración media de contaminante, el promedio o ajuste físico que se produce al realizar la compuesta es consistente con el uso que se le quiere dar a la información.

La composición permite el muestreo de un gran número de puntos al mismo tiempo que se reduce los costos analíticos, ya que varias muestras individuales son físicamente mezcladas (homogeneizadas) y una o más sub muestras son extraídas de la mezcla y finalmente analizadas.



- Tratar de lograr errores negativos del 5% (esto significa que en sólo el 5% de los casos la contaminación del suelo será asumida estar bajo el valor de criba cuando realmente esta sobre éste), por otro lado se recomienda un máximo de 20% de errores positivos. Estas tasas de error influyen en el número de muestras a ser tomadas.
- Tomar 6 muestras compuestas, para cada área de exposición EA, estando cada una compuesta por cuatro muestras individuales. Recolectar las muestras compuestas en forma aleatoria a través de la EA y a través de los 2 cm de suelo.

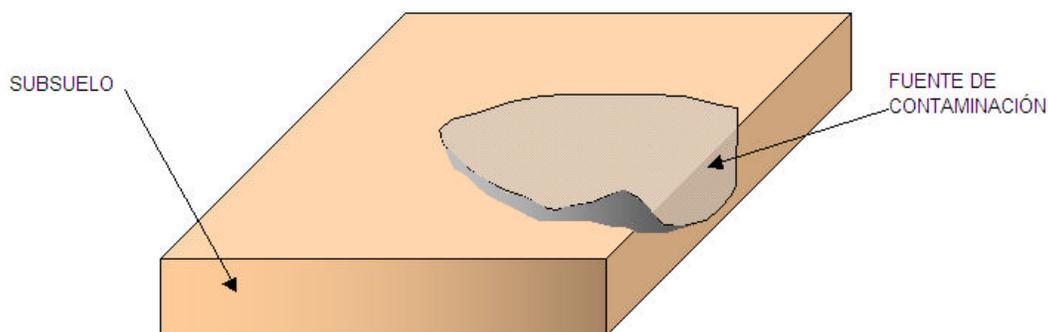
Organizar el programa de muestreo superficial para cada EA



- Analizar las 6 muestras por área de exposición para determinar las concentraciones de contaminante.

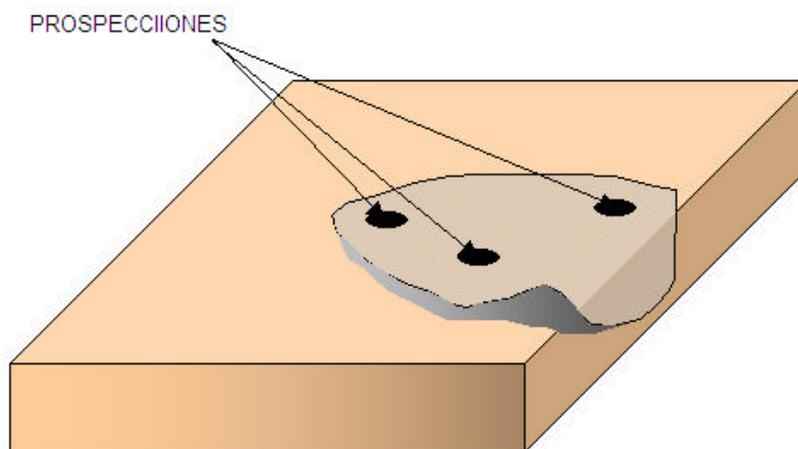
7.5.2 Desarrollo de un plan de muestreo y análisis para el subsuelo

El muestreo de esta zona difiere de la anterior pues el mecanismo de exposición es diferente. En general la contaminación del subsuelo ocurre cuando compuestos químicos migran en dirección de los acuíferos. El análisis de las características del suelo, la estimación del área y profundidad de la contaminación y el valor medio de la concentración del contaminante para cada fuente de contaminación (source area) son necesarias para suministrar la información necesaria para definir el área de muestreo.



La porción denominada “fuente de contaminación” (según figura anterior) es definida tanto por su extensión horizontal como por su extensión vertical o profundidad de contaminación. Para los sitios en se que tenga más de una zona se debería desarrollar análisis separados por cada una de ellas.

Para cada fuente se recomienda realizar 2 ó 3 prospecciones, localizadas en áreas supuestamente con las mayores concentraciones dentro la zona fuente. Estas localizaciones se basan básicamente en el conocimiento de los patrones de contaminación del suelo y las condiciones del subsuelo. Sin embargo, al tratarse de fuentes subterráneas son difíciles de detectar desde la superficie, por lo que la información contenida en el modelo conceptual del sitio deberá ser utilizada para discernir la localización de dichas áreas.



Para sitios contaminados con COVs, el muestreo debe incluir estudios de gas y la matriz de suelo. Los COVs son comúnmente encontrados en fase vapor en la zona no saturada y por lo tanto las muestras de matriz suelo pueden producir resultados erróneamente bajos. La información del gas es necesaria para localizar fuentes y

definir su tamaño, localizar las prospecciones dentro de la fuente y para modelar el comportamiento de los COVs.

El muestreo debe comenzar en la superficie y continuar hasta que no se encuentre vestigio de contaminación o hasta que la napa es alcanzada. Los intervalos de muestreo pueden ser ajustados en cada sitio con el fin de ajustar las condiciones particulares del mismo respecto a la distribución de contaminante. Las consideraciones sobre el "soporte" del muestreo también se hacen extensivas a este caso.

Si el muestreo se hace equis espaciado la concentración media de contaminación desde la superficie es simplemente la media aritmética de las concentraciones medidas en cada uno de los intervalos. Sin embargo si los intervalos no son del mismo largo estas diferencias deben ser ponderadas utilizando por ende una media geométrica.

United States
Environmental Protection
Agency

Office of Emergency and
Remedial Response
Washington, DC 20460

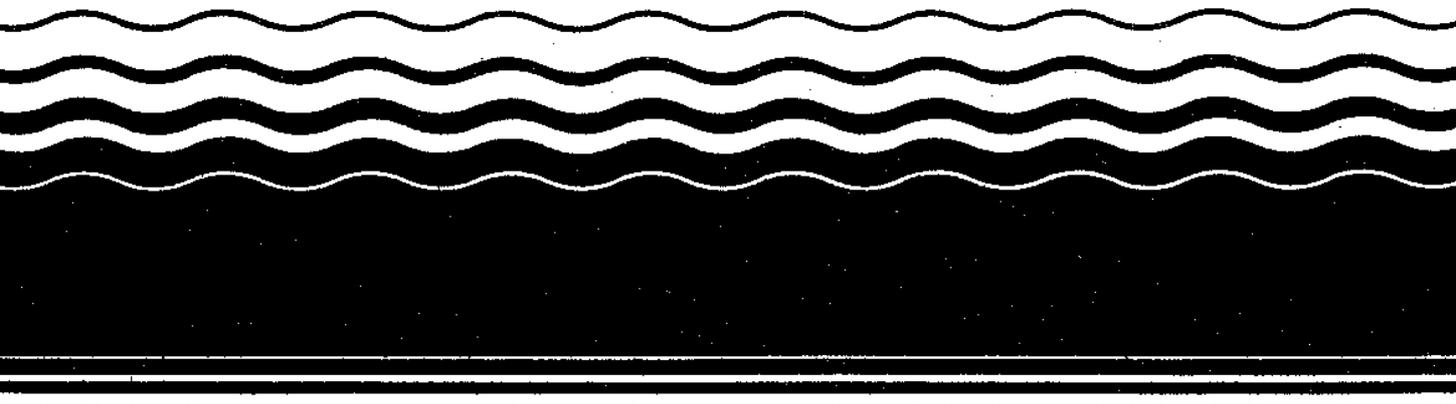
Publication 9285.7-09A
PB92 - 963356
April 1992

Superfund



Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A)

Final



**APPENDIX IV
CALCULATION FORMULAS FOR STATISTICAL EVALUATION**

Appendix IV provides calculation formulas to enable responsible risk assessment personnel to determine the minimum number of samples necessary to meet statistical performance objectives. This appendix also provides statistical guidelines on the probability that a given sampling plan will identify a hot spot, and the probability that no hot spot exists given none was found after sampling.

**Calculation Formulas to Determine the Number of
Samples Required Given Coefficient of Variation and
Statistical Performance Objectives**

The minimum number of samples, n , required to achieve a specified precision and confidence level at a defined minimum detectable relative difference may be estimated by the following equation:

For one-sided, one-sample t-test $n \geq [(Z_\alpha + Z_\beta)/D]^2 + 0.5Z_\alpha^2$

For one-sided, two-sample t-test $n \geq 2 [(Z_\alpha + Z_\beta)/D]^2 + 0.5Z_\alpha^2$

where: Z_α is a percentile of the standard normal distribution such that $P(Z \geq Z_\alpha) = \alpha$, Z_β is similarly defined, and $D = \text{MDRD}/\text{CV}$, where MDRD is the minimum detectable relative difference and CV is the coefficient of variation. NOTE: Data must be transformed (Z_α), for example:

Confidence Level			Power		
$1-\alpha$	α	Z_α	$1-\beta$	β	Z_β
0.80	0.20	0.842	0.80	0.20	0.842
0.85	0.15	1.039	0.85	0.15	1.039
0.90	0.10	1.282	0.90	0.10	1.282
0.95	0.05	1.645	0.95	0.05	1.645
0.99	0.01	2.326	0.99	0.01	2.326

As an example of applying the equation above, assume CV = 30%, Confidence Level = 80%, Power = 95%, and Minimum Detectable Relative Difference = 20%. For infinite degrees of freedom (t distribution becomes a normal one), $Z_\alpha = 0.842$ and $Z_\beta = 1.645$. From the data assumed, $D = 20\% / 30\%$. Therefore,

$$n \geq [(0.842 + 1.645)/(20/30)]^2 + 0.5 (0.842)^2$$

$$n \geq 13.917 + 0.354 = 14.269$$

$$n \geq 15 \text{ samples required (round up)}$$

Source: Adapted from EPA 1989c.

Calculation Formulas For The
Statistical Evaluation Of The
Detection Of Hot Spots

Hot Spot Will Be Identified: Example # 1

These formulas are useful in evaluating the probability that a particular sampling plan will identify a hot spot. Let R represent the radius of a hot spot and D be the distance between adjacent grid points where samples will be collected. The probability that a grid point will fall on a hot spot is easily obtained from a geometrical argument since at least one grid point must fall in any square of area D^2 centered at the center of the hot spot. From this concept, it follows that the probability of sampling a hot spot $P(H/E)$ is given by:

$$\begin{aligned}
 P(H/E) &= (\pi R^2)/D^2 && \text{if } R \leq D/2 \\
 &= \{R^2 [\pi - 2 \text{ arc cos } (D/(2R))] + (D/4)\sqrt{(4R^2 - D^2)}\}/D^2 && \text{if } D/2 < R < D/\sqrt{2} \\
 &= 1 && \text{if } R \geq D/\sqrt{2}
 \end{aligned}$$

where the angle $D/(2R)$ is expressed in radian measure, H is the case that a hot spot is found, and E is the case that a hot spot exists.

An example is if the grid spacing is $D = 2R$, then the probability of a hit is $\pi/4 = 0.785$, which implies that the probability that this grid spacing would not hit a hot spot if it exists is 0.215.

No Hot Spot Exists: Example # 2

This set of formulas addresses the probability that no hot spot exists (given that none were found). This argument requires the use of a subjective probability, $P(\bar{E})$ (where $P(E)$ is the probability that a hot spot exists), based on historical and perhaps geophysical evidence. Then, if \bar{E} is the case that there are no hot spots at the study site and if H is the case that no hot spot is found in the sample, Bayes formula gives:

$$\begin{aligned}
 P(\bar{E} | \bar{H}) &= P(\bar{H} | \bar{E}) P(\bar{E}) / [P(\bar{H} | E) P(E) + P(\bar{H} | \bar{E}) P(\bar{E})] \\
 &= P(\bar{H} | \bar{E}) P(\bar{E}) / [P(\bar{H} | E) P(E) + P(\bar{H} | \bar{E}) P(\bar{E})].
 \end{aligned}$$

For the case where $D = 2R$, it was found from Example 1 that $P(H|E) = 0.215$. Therefore, if one is given that the chance $P(E)$ of a hot spot is thought to be 0.25 prior to the investigation, the probability of a hot spot existing if the study does not find one is:

$$P(E | \text{no hit}) = 0.215 (0.25) / [0.215 (0.25) + 0.75] = 0.067.$$

Hence, the probability that no hot spot exists is $(1-0.067) = 0.933$.

Source: Adapted from EPA 1989c.

Appendix IV (continued)

Number of Samples Required in a One-Sided One-Sample t-Test to Achieve a Minimum Detectable Relative Difference at Confidence Level (1- α) and Power of (1- β)

Coefficient of Variation (%)	Power (%)	Confidence Level (%)	Minimum Detectable Relative Difference (%)				
			5	10	20	30	40
10	95	99	66	19	7	5	4
		95	45	13	5	3	3
		90	36	10	3	2	2
		80	26	7	2	2	1
	90	99	55	16	6	5	4
		95	36	10	4	3	2
		90	28	8	3	2	2
		80	19	5	2	1	1
	80	99	43	13	6	4	4
		95	27	8	3	3	2
		90	19	6	2	2	2
		80	12	4	2	1	1
15	95	99	145	39	12	7	5
		95	99	26	8	5	3
		90	78	21	6	3	3
		80	57	15	4	2	2
	90	99	120	32	11	6	5
		95	79	21	7	4	3
		90	60	16	5	3	2
		80	41	11	3	2	1
	80	99	94	26	9	6	5
		95	58	16	5	3	3
		90	42	11	4	2	2
		80	26	7	2	2	1
20	95	99	256	66	19	10	7
		95	175	45	13	9	5
		90	138	36	10	5	3
		80	100	26	7	4	2
	90	99	211	55	16	9	6
		95	139	36	10	6	4
		90	107	28	8	4	3
		80	73	19	5	3	2
	80	99	164	43	13	8	6
		95	101	27	8	5	3
		90	73	19	6	3	2
		80	46	12	4	2	2

Source: EPA 1989c

B21-002-80,1

Appendix IV (continued)

Number of Samples Required in a One-Sided One-Sample t-Test to Achieve a Minimum Detectable Relative Difference at Confidence Level (1- α) and Power of (1- β)
(continued)

Coefficient of Variation (%)	Power (%)	Confidence Level (%)	Minimum Detectable Relative Difference (%)				
			5	10	20	30	40
25	95	99	397	102	28	14	9
		95	272	69	19	9	6
		90	216	55	15	7	5
		80	155	40	11	5	3
	90	99	329	85	24	12	8
		95	272	70	19	9	6
		90	166	42	12	6	4
		80	114	29	8	4	3
	80	99	254	66	19	10	7
		95	156	41	12	6	4
		90	114	30	8	4	3
		80	72	19	5	3	2
30	95	99	571	145	39	19	12
		95	391	99	26	13	8
		90	310	78	21	10	6
		80	223	57	15	7	4
	90	99	472	120	32	16	11
		95	310	79	21	10	7
		90	238	61	16	8	5
		80	163	41	11	5	3
	80	99	364	84	26	13	9
		95	224	58	16	8	5
		90	164	42	11	6	4
		80	103	26	7	4	2
35	95	99	775	196	42	25	15
		95	532	134	35	17	10
		90	421	106	28	13	8
		80	304	77	20	9	6
	90	99	641	163	43	21	13
		95	421	107	28	14	8
		90	323	82	21	10	6
		80	222	56	15	7	4
	80	99	495	126	34	17	11
		95	305	78	21	10	7
		90	222	57	15	7	5
		80	140	36	10	5	3

Source: EPA 1989C

B21-002-80.2



ANEXO 4: VALORES COMPARATIVOS DE REFERENCIA

SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

NORMA Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-138-ECOL-2002, Que establece los límites máximos permisibles de contaminación en suelos afectados por hidrocarburos, la caracterización del sitio y procedimientos para la restauración.

Tabla 2. Límites máximos permisibles de contaminación en suelos (valores referidos a base seca) mg/kg (ppm)

Contaminantes	Uso de suelo predominante ¹			Método analítico (EPA)
	Agrícola, forestal, recreativo y de conservación	Residencial comercial	Industrial	
<u>Gasolina</u>				
HTP	200.00	200.00	500.00	8015B
Benceno	20.00	20.00	50.00	8240*, 8260*
Tolueno	40.00	40.00	100.00	8240*, 8260*
Xilenos	40.00	40.00	100.00	8240*, 8260*
<u>Diesel</u>				
HTP	1,000.00	1,000.00	2,000.00	8015B
Benzo[a]pireno	0.08	0.08	0.80	8310*, 8270*
Benzo[a]antraceno	0.80	0.80	8.00	8310*, 8270*
Benzo[b]fluoranteno	0.80	0.80	8.00	8310*, 8270*
Benzo[k]fluoranteno	8.00	8.00	80.00	8310*, 8270*
Criseno	80.00	80.00	800.00	8310*, 8270*
<u>Productos aceitosos</u>				
HTP	1,000.00	1,000.00	2,000.00	418.1
Benzo[a]pireno	0.08	0.08	0.75	8310*, 8270*
Benzo[a]antraceno	0.80	0.80	7.50	8310*, 8270*
Benzo[b]fluoranteno	0.80	0.80	7.50	8310*, 8270*
Benzo[k]fluoranteno	8.00	8.00	75.00	8310*, 8270*
Criseno	80.00	80.00	750.00	8310*, 8270*

* Métodos analíticos alternativos

¹ Para usos de suelo mixto, deberá aplicarse la especificación al menor valor de los usos de suelo involucrados.

Soil Guideline Values. Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency. 2002

All values in mg/kg dry weight soil				
Pollutant	Residential with plant uptake ^[A]	Residential without plant uptake ^[B]	Allotments ^[C]	Commercial/ industrial ^[D]
Arsenic (As)	20	20	20	500
Cadmium (Cd)	1 (pH 6) 2 (pH 7) 8 (pH 8)	30	1 (pH 6) 2 (pH 7) 8 (pH 8)	1400
Chromium (Cr)	130	200	130	5000
Mercury (inorganic Hg)	8	15	8	480
Nickel (Ni)	50	75	50	5000
Lead (Pb)	450	450	450	750
Selenium (Se)	35	260	35	8000

^[A] House with a garden and therefore the possibility of ingestion of home-grown vegetables

^[B] House or apartment with no private garden area

^[C] Open space, often made available by the local authority, for people to grow fruit and vegetables for their own consumption

^[D] Assumes that work takes place in a single-storey building, factory or warehouse where employees spend most time indoors involved in office-based or light physical work. Does not apply to sites with 100% hard cover, such as car parks

- GLOSSARY, pg. 11

Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment
Rijnstraat 8
2515 XP The Hague
Internal post code 625

Directorate-General for Environmental Protection
Department of Soil Protection

Municipal Executives
Executive Councils of
Associations of Local
Authorities
Provincial Executives
Executive Boards of the
Water Quality Management
Agencies (through the
Association of Water Boards)

februari 4th, 2000

DBO/1999226863

Circular on target values and intervention values for soil remediation

Objective: announcement of policy; to provide an overview of all the currently available soil remediation intervention values and indicative levels for serious soil contamination including the accompanying target values, measurement regulations and parameters for determining the remediation urgency and the remediation deadline; establishing intervention values for soil remediation and indicative levels for serious contamination for the fourth series of substances; giving a guideline for handling substances for which there is no standard; the provision of information.

Takes effect from: three days subsequent to the publication in the Netherlands Government Gazette.

Relationship to other circulars: Replaces the following circulars: Circular on intervention values for soil remediation (Netherlands Government Gazette 1994, no. 95), Circular on intervention

value for soil remediation for polycyclic aromatic hydrocarbons (Netherlands Government Gazette 1996, no. 120), Circular on intervention values for soil remediation second and third series (Netherlands Government Gazette 1997, no. 169) and Circular modifying intervention values for soil remediation (Netherlands Government Gazette 1998, no. 127). Is a supplement to the Circular on Remediation Regulations Soil Protection Act: assessment and coordination (Netherlands Government Gazette 1998, no. 4) and the Circular on the remediation deadline for cases of serious contamination for which remediation is urgent (Netherlands Government Gazette 1997, no. 47).

Valid until: the coming into force of the Order in Council pursuant to sections 36 and 37, subsection six of the Soil Protection Act (Wbb) or until the time when this circular is withdrawn.

Table 1a: Target values and soil remediation intervention values and background concentrations soil/sediment and groundwater for metals. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)			GROUNDWATER (mg/l in solution)			
	national background concentration	target value	intervention value	target value shallow	national background concentration deep	target value deep	intervention value
	(BC)	(incl. BC)			(BC)	(incl. BC)	
I Metals							
antimony	3	3	15	-	0.09	0.15	20
arsenic	29	29	55	10	7	7.2	60
barium	160	160	625	50	200	200	625
cadmium	0.8	0.8	12	0.4	0.06	0.06	6
chromium	100	100	380	1	2.4	2.5	30
cobalt	9	9	240	20	0.6	0.7	100
copper	36	36	190	15	1.3	1.3	75
mercury	0.3	0.3	10	0.05	-	0.01	0.3
lead	85	85	530	15	1.6	1.7	75
molybdenum	0.5	3	200	5	0.7	3.6	300
nickel	35	35	210	15	2.1	2.1	75
zinc	140	140	720	65	24	24	800

Table 1b: Target values and intervention values for soil remediation soil/sediment and groundwater for inorganic compounds, aromatic compounds, PAH, chlorinated hydrocarbons, pesticides and other contaminants. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)		GROUNDWATER (mg/l in solution)	
	target value	intervention value	target value	intervention value
II Inorganic compounds				
cyanides-free	1	20	5	1500
cyanides-complex (pH<5) ¹	5	650	10	1500
cyanides-complex (pH ≥5)	5	50	10	1500
thiocyanates (sum)	1	20	-	1500
bromide (mg Br/l)	20	-	0.3 mg/l ²	-
chloride (mg Cl/l)	-	-	100 mg/l ²	-
fluoride (mg F/l)	500 ³	-	0.5 mg/l ²	-
III Aromatic compounds				
benzene	0.01	1	0.2	30
ethyl benzene	0.03	50	4	150
toluene	0.01	130	7	1000
xylenes	0.1	25	0.2	70
styrene (vinyl benzene)	0.3	100	6	300
phenol	0.05	40	0.2	2000
cresols (sum)	0.05	5	0.2	200
catechol(o-dihydroxybenzene)	0.05	20	0.2	1250
resorcinol(m-dihydroxybenzene)	0.05	10	0.2	600
hydroquinone(p-dihydroxybenzene)	0.05	10	0.2	800
IV Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)				
PAH (sum 10) ^{4,14}	1	40	-	-
naphthalene			0.01	70
anthracene			0.0007*	5
phenatrene			0.003*	5
fluoranthene			0.003	1
benzo(a)anthracene			0.0001*	0.5
chrysene			0.003*	0.2
benzo(a)pyrene			0.0005*	0.05
benzo(ghi)perylene			0.0003	0.05
benzo(k)fluoranthene			0.0004*	0.05
indeno(1,2,3-cd)pyrene			0.0004*	0.05

Table 1b(continued): Target values and intervention values for soil remediation soil/sediment and groundwater for inorganic compounds, aromatic compounds, PAH, chlorinated hydrocarbons, pesticides and other contaminants. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)		GROUNDWATER (mg/l in solution)	
	target value	intervention value	target value	intervention value
V Chlorinated hydrocarbons				
vinyl chloride	0.01	0.1	0.01	5
dichloromethane	0.4	10	0.01	1000
1,1-dichloroethane	0.02	15	7	900
1,2-dichloroethane	0.02	4	7	400
1,1-dichloroethene	0.1	0.3	0.01	10
1,2-dichloroethene (cis and trans)??	0.2	1	0.01	20
dichloropropane	0.002#	2	0.8	80
trichloromethane (chloroform)	0.02	10	6	400
1,1,1-trichloroethane	0.07	15	0.01	300
1,1,2-trichloroethane	0.4	10	0.01	130
trichloroethene (Tri)	0.1	60	24	500
tetrachloromethane (Tetra)	0.4	1	0.01	10
tetrachloroethene (Per)	0.002	4	0.01	40
chlorobenzenes (sum) ^{5,14}	0.03	30	-	-
monochlorobenzene			7	180
dichlorobenzenes			3	50
trichlorobenzenes			0.01	10
tetrachlorobenzenes			0.01	2.5
pentachlorobenzene			0.003	1
hexachlorobenzene			0.00009*	0.5
chlorophenols (sum) ^{6,14}	0.01	10	-	-
monochlorophenols (sum)			0.3	100
dichlorophenols			0.2	30
trichlorophenols			0.03*	10
tetrachlorophenols			0.01*	10
pentachlorophenol			0.04*	3
chloronaphthalene	-	10	-	6
monochloroaniline	0.005	50	-	30
polychlorobiphenyls (sum 7) ⁷	0.02	1	0.01*	0.01
EOX	0.3		-	

Table 1b(continued): Target values and intervention values for soil remediation soil/sediment and groundwater for inorganic compounds, aromatic compounds, PAH, chlorinated hydrocarbons, pesticides and other contaminants. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)		GROUNDWATER (mg/l in solution)	
	target value	intervention value	target value	intervention value
VI Pesticides				
DDT/DDE/DDD ⁸	0.01	4	0.004 ng/l *	0.01
drins ⁹	0.005	4	-	0.1
aldrin	0.00006		0.009 ng/l*	
dieldrin	0.0005		0.1 ng/l	
endrin	0.00004		0.04 ng/l	
HCH-compounds ¹⁰	0.01^	2	0.05^	1
α-HCH	0.003		33 ng/l	
β-HCH	0.009		8 ng/l	
γ-HCH	0.00005		9 ng/l	
atrazine	0.0002	6	29 ng/l	150
carbaryl	0.00003	5	2 ng/l*	50
carbofuran	0.00002	2	9 ng/l	100
chlorodane	0.00003	4	0.02 ng/l*	0.2
endosulfan	0.00001	4	0.2 ng/l*	5
heptachloro	0.0007	4	0.005 ng/l*	0.3
heptachloro-epoxide	0.0000002	4	0.005 ng/l*	3
maneb	0.002	35	0.05 ng/l*	0.1
MCPA	0.00005#	4	0.02	50
organotin compounds ¹¹	0.001	2.5	0.05*-16 ng/l	0.7
VII Other contaminants				
cyclohexanone	0.1	45	0.5	15000
phthalates (sum) ¹²	0.1	60	0.5	5
mineral oil ¹³	50	5000	50	600
pyridine	0.1	0.5	0.5	30
tetrahydrofuran	0.1	2	0.5	300
tetrahydrothiophene	0.1	90	0.5	5000
tribromomethane	-	75	-	630

Notes to table 1:

1. Acidity: pH (0.01 M CaCl₂). In order to determine whether pH is greater than or equal to 5, or less than 5, the 90 percentile of the measured values is taken.
2. In areas subject to marine influence higher values occur naturally (salt and brackish water).
3. Differentiation by clay content: (F) = 175 = 13L (L = % clay).
4. PAH (sum of 10) here means the total of anthracene, benzo(a)anthracene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, chrysene, phenantrene, fluoroanthene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, naphthalene and benzo(ghi)perylene.
5. 'Chlorobenzenes (sum)' here means the total of all chlorobenzenes (mono-, di-, tri-, tetra-, penta- and hexachlorobenzene).
6. 'Chlorophenols (sum)' here means the total of all chlorophenols (mono-, di-, tri-, tetra- and pentachlorophenol).
7. In the case of the intervention value, 'polychlorobiphenyls (sum)' means the total of PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180. For the target value it refers to the total excluding PCB 118.

8. 'DDT/DDD/DDE' above means the sum of DDT, DDD and DDE.
9. 'Drins' above means the sum of aldrin, dieldrin and endrin.
10. 'HCH compounds' above means the sum of α -HCH, β -HCH, γ -HCH and δ -HCH.
11. The intervention value applies to the sum of the concentrations of organotin compounds encountered.
12. 'Phthalates (sum)' above means the total of all phthalates.
13. 'Mineral oil' is defined in the analysis standard. Where the contamination is due to mixtures (e.g. gasoline or domestic heating oil), then not only the alkane content but also the content of aromatic and/or polycyclic aromatic hydrocarbons must be determined. This aggregate parameter has been adopted for practical reasons. Further toxicological and chemical disaggregation is under study.
14. The values for the sum of polycyclic aromatic hydrocarbons, the sum of chlorophenols and the sum of chlorobenzenes in earth/sediment apply to the total concentration of the compounds belonging to the relevant category. If the contamination is due to only one compound of a category, the value used is the value for that compound. Where there are two or more compounds the value for the total of these compounds applies, etc. For earth/sediment, effects are directly additive (i.e. 1 mg of substance A has the same effect as 1 mg of substance B) and can be tested against an aggregate standard by summing the concentrations of the substances involved. In the case of groundwater, effects are indirectly additive and are expressed as a fraction of the individual intervention values (i.e. 0.5 of the intervention value of substance A has the same effect as 0.5 of the intervention value of substance B). This means that an addition formula must be used to determine whether an intervention value is exceeded. The intervention value for the sum of a group of substances is exceeded if:

$$\sum C_i / I_i \geq 1,$$

where: C_i = measured concentration of a substance in the group of substances in question
 I_i = intervention value for the group.

*numeric value below the detection level/quantification level or measurement method is lacking

These target values have not been tested in HANS. All the other values have been tested in HANS.

^ The individual standards in INS are given in the Fourth Policy Document on Water Management along with the sum standards marked ^.

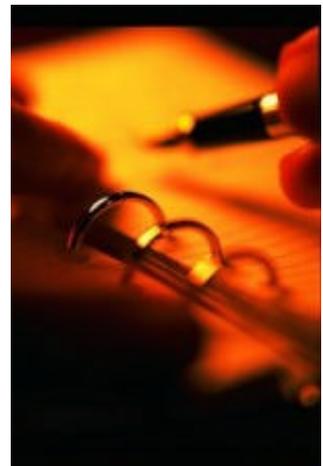
Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BBodSchV)

dated 12 July 1999

trigger values [mg/kg TM]				
substance	playground s	residential areas	parks and recreational facilities	industrial and commercial real properties
arsenic	25	50	125	140
lead	200	400	1,000	2,000
cadmium	10 ¹⁾	20 ¹⁾	50	60
cyanide	50	50	50	100
chromium	200	400	1,000	1,000
nickel	70	140	350	900
mercury	10	20	50	80
aldrin	2	4	10	--
benzo(a)pyrene	2	4	10	12
DDT	40	80	200	--
hexachlorobenzene	4	8	20	200
hexachlorocyclo- hexane (HCH-mix or -HCH)	5	10	25	400
pentachlorophenol	50	100	250	250
polychlorinated biphenyls (PCP ₆) ²⁾	0.4	0.8	2	40

agriculture, vegetable garden			
substance	method ¹⁾	trigger value	action value
arsenic	KW	200 ²⁾	--
cadmium	AN	--	0.04/0.1 ³⁾
lead	AN	0.1	--
mercury	KW	5	--
thallium	AN	0.1	--
benzo(a)pyrene	--	1	--

grassland	
substance	action value
arsenic	50
lead	1,200
cadmium	20
copper	1,300 ¹⁾
nickel	1,900
mercury	2
thallium	15
polychlorinated biphenyls (PCB ₆)	0.2



ANEXO 5: GLOSARIO

1 GLOSARIO

Se adjunta un glosario de términos útiles relacionados con evaluación de riesgos, aplicables a este documento, en especial respecto a la evaluación de riesgos en sitios contaminados.

En el caso que sea apropiado, entendiéndose una comprensión más universal, o que simplemente la traducción no es convincente, se mantendrá el término en idioma original. El lector debe tomar este glosario sólo como documento de referencia complementario.

Acumulación

Sucesivas retenciones de una sustancia por un organismo diana, un órgano o una parte del medio ambiente, que conducen a un aumento de la cantidad o la concentración de la sustancia en los mismos.

Análisis de riesgo

Se ha usado frecuentemente como un sinónimo de evaluación de riesgos. Debe de interpretarse que además de la evaluación, el análisis incluye los métodos para hacer un mejor uso de los resultados de la evaluación

Bioacumulación

Aumento progresivo de la cantidad de una sustancia en un organismo o parte de él, como consecuencia de que el ritmo de absorción supera la capacidad del organismo para eliminar la sustancia.

Biodisponibilidad

Proporción de la dosis que una sustancia absorbida por cualquier vía alcanza en la circulación sistémica.

Cancerígeno

Capacidad para inducir cáncer; según la evidencia que sobre ello se tenga de cada agente (sin atender a la potencia) se distingue entre 1) Evidencia suficiente, 2) Evidencia limitada, 3) Evidencia inadecuada, 4) Falta de evidencia.

Cociente de peligro (HQ)

Razón entre la exposición estimada y una concentración considerada representante de una dosis o concentración ambiental “segura”.

Coeficiente de partición

Razón de la distribución de una sustancia entre dos fases cuando el sistema está en equilibrio; la razón de concentraciones de la misma especie molecular en las dos fases es constante a temperatura constante. Los coeficientes de partición utilizados con mayor frecuencia en toxicología son las distribuciones lípido/agua y octanol/agua.

Coeficiente de partición octanol-agua (Pow, Kow)

Medida de la lipofilia, mediante la determinación del equilibrio de la distribución entre el octanol-1-ol (n-octanol) y el agua, que se utiliza en farmacología y en la estimación del destino y transporte de sustancias químicas en el medio ambiente.

Coeficiente de partición del carbono orgánico (Koc).

Medida de la tendencia de las sustancias orgánicas para ser absorbidas por el suelo y los sedimentos. Se expresa como:

$$Koc = [(mg \text{ sustancia absorbida}) / (kg \text{ carbono orgánico})] / [(mg \text{ sustancia disuelta}) / (\text{litro de disolución})]$$

La Koc es específica de la sustancia y en gran medida independiente de las propiedades del suelo.

Compartimento

Parte del cuerpo (o de un ecosistema) considerado como un espacio definido con fines del estudio de la distribución y eliminación (cinética) de una sustancia. Cada uno de los órganos, tejidos, células, orgánulos y fluidos podría ser tomado como un compartimento; de ellos, todos los que experimenten similares velocidades de distribución, almacenamiento y eliminación, podrían ser colectivamente considerados como un mismo compartimento, a efectos cinéticos.

Concentración

Cantidad de una sustancia, expresada en peso o en moles (S), por unidad de peso o volumen del medio en que se encuentra ($C=S/Kg$; $C=S/L$). Puede expresarse como porcentaje (riqueza). No es sinónimo de dosis.

Concentración ambiental “segura”

constituye lo que se denomina un valor ecotoxicológico de *screening* (SEV)
- Screening ecotoxicity value

Concentración de exposición

Proporción, medida o calculada, en relación a la unidad de masa del medio en que se encuentra, de una sustancia a la que un organismo está expuesto, considerando todas las fuentes y vías de exposición.

Concentración letal media

(CL₅₀). Concentración, calculada estadísticamente, de una sustancia en el medio, que se espera que mate al 50% de los organismos de una población bajo un conjunto de condiciones definidas.

Concentración natural

(background concentration). La concentración natural de una sustancia en un medio no contaminado. También se le llama nivel o concentración basal .

Contaminantes de interés potencial

Listado de químicos cuya presencia en el sitio es conocida o prevista.

Curva dosis-respuesta.

Expresión gráfica de la relación entre la dosis y la proporción (%) de los individuos de una población que experimentan o no un efecto determinado.

Dosis

Cantidad de sustancia administrada o absorbida por un individuo en proporción a su peso o volumen corporal, ordinariamente en 24 horas. Se suele expresar en mg/Kg.

Dosis de referencia Reference dose (RfD)

Estimación (con un grado de incertidumbre) del nivel de exposición de la población humana, incluido los grupos sensibles, para la cual es posible estar sin presentar riesgo apreciable de deterioro (por ejemplo daños de órganos, alteraciones bioquímicas, efectos en nacimientos) durante la vida de una persona. Esta aproximación es general asociada a al US EPA que ha desarrollado los RfD exposiciones sub crónicas y crónicas y efectos en el desarrollo

Dosis Letal Media

(DL₅₀). Dosis, calculada estadísticamente, de un agente químico o físico (radiación) que se espera que mate al 50% de los organismos de una población bajo un conjunto de condiciones definidas.

Duración de la exposición

Definición de cuanto tiempo dura la exposición. Los valores que pueden tomar dependen del sitio, sin embargo es muy difícil que existan estadísticas sobre un sitio en particular

Ecológico

Relacionado con el estudio las interacciones entre los organismos vivos y todos los factores de su ambiente, incluidos los demás organismos.

Ecotoxicidad

Estudio de los efectos tóxicos de los agentes físicos y químicos sobre las poblaciones y comunidades de los ecosistemas; abarca las formas de transferencia de estos agentes y sus interacciones con el ambiente.

Escenario de exposición

Área física que comprende el lugar donde se derraman o emiten los tóxicos al ambiente, donde se transportan y donde las poblaciones entran en contacto con los medios contaminados recibe el nombre de escenario de exposición

Estándar de remediación (target value)

Concentración de referencia hasta la cual los sitios deberían ser remediados (en caso que no se utilice una evaluación de riesgo sitio específico detallada), o una concentración establecida como objetivo a largo plazo para el suelo como un todo

Evaluación de peligro

Establecimiento de las relaciones cualitativas y cuantitativas entre el peligro y el beneficio, mediante un complejo proceso en que se determine el significado del peligro identificado y se enfrente al posible beneficio; puede posteriormente conducir a una evaluación del riesgo.

Evaluación de riesgo

Se refiere a la técnica para determinar la naturaleza y magnitud del riesgo.

Establecimiento de las relaciones cualitativas y cuantitativas entre riesgos y beneficios, a través de un complejo proceso de determinación de los peligros identificados y estimados para aquellos organismos o poblaciones que puedan ser afectados.

Evaluación de Riesgo Sitio Especifico

Evaluación detallada, para conocer valores de riesgo absoluto y definir las metas –concentración– de restauración).

Evaluación preliminar

Evaluación que se realiza sobre la base de una cantidad mínima de datos y de ciertos supuestos conservadores. Los objetivos principales de esta evaluación son el proporcionar una base científica sobre la cual decidir si un sitio puede ser excluido de aquellos que merecen atención, identificar situaciones de riesgo que puedan requerir atención inmediata (en la forma de una acción de respuesta anticipada), y determinar si es preciso realizar una evaluación adicional más detallada. Esta evaluación preliminar también ayudará a orientar los objetivos de una evaluación detallada si se determina que esta última es necesaria.

Evaluación preliminar de riesgos ecológicos

Es una evaluación que se realiza sobre la base de una cantidad mínima de datos y de ciertos supuestos conservadores. Los objetivos principales de esta evaluación son el proporcionar una base científica sobre la cual decidir si un sitio puede ser excluido de aquellos que merecen atención, identificar situaciones de riesgo que puedan requerir atención inmediata (en la forma de una acción de respuesta anticipada), y determinar si es preciso realizar una evaluación adicional más detallada. Esta evaluación preliminar también ayudará a orientar los objetivos de una evaluación detallada si se determina que esta última es necesaria.

Exposición

Situación en la cual una sustancia puede incidir, por cualquier vía, sobre una población, organismo, órgano, tejido o célula.

Concentración, cantidad o intensidad de un determinado agente físico, químico o biológico, que incide sobre una población, organismo, órgano o célula diana; usualmente se expresa en términos cuantitativos de concentración, duración y frecuencia (para agentes químicos y microbiológicos) o de intensidad (para agentes físicos).

Exposición crónica

Exposición continua durante un largo período o una fracción significativa del tiempo de vida de los individuos considerados.

Exposición Indirecta

Cuando el medio o vehículo que transporta al agente es distinto al que originariamente lo contenía.

Cuando un individuo recibe al agente a través de otro individuo, directamente expuesto.

Exposición subcrónica

Exposición repetida durante un corto período de tiempo, usualmente menos del 10% de la vida de la especie estudiada.

Factor de pendiente (Slope factor)

Valor inverso de concentración o dosis, derivado de la pendiente de una curva de dosis/respuesta; en la práctica está limitado a los efectos carcinógenos con una curva que se asume es lineal a bajas concentraciones o dosis. El producto del factor de pendiente y la exposición refleja la probabilidad de producción del efecto considerado.

Frecuencia de la exposición

Periodicidad de la exposición. Los valores que pueden tomar dependen del sitio, sin embargo es muy difícil que existan estadísticas sobre un sitio en particular

Índice del peligro (hazard index)

En las evaluaciones de riesgo a la salud humana, los HQs de todos los contaminantes son sumados para cada receptor proporcionando una única estimación de riesgo para todos los contaminantes. Este parámetro es conocido como el índice de peligro (HI).

Ingesta

Cantidad de sustancia que penetra en el cuerpo por vía oral, independientemente de que sea o no absorbida (pase a la sangre); la ingesta diaria total es la suma de todas las cantidades de esa sustancia que penetra en el individuo a través de los alimentos, del agua e incluso del aire.

Intervención

Acción de modificar las características físicas y o químicas del sitio con el fin de lograr que el riesgo (a la salud o ecológico) quede dentro de un nivel aceptable

Intoxicación

Proceso patológico, con signos y síntomas clínicos, causado por una sustancia de origen exógeno o endógeno.

Límite de detección

El número menor que una prueba analítica es capaz de detectar.

Límite de exposición

Valores establecidos por la administración sobre las concentraciones de las sustancias o las intensidades de los agentes físicos, que no deben ser superados.

LOAEL (Lowest-observed-adverse-effects-level)

Nivel mínimo de efecto adverso observable. Es la menor concentración de sustancia que causa una alteración considerada adversa.

Manejo de los riesgos

Proceso de toma de decisiones que incluye consideraciones sociales, políticas, económicas y de ingeniería en relación con la determinación del riesgo debido a la exposición a un peligro potencial, así como el desarrollo, análisis y comparación de opciones normativas y la selección de la reglamentación óptima de seguridad frente al peligro. Esencialmente, la gestión del riesgo es la combinación de tres pasos: evaluación del riesgo, control de la emisión y de la exposición y monitorización del riesgo.

Modelo conceptual

Descripción escrita y visual de las relaciones conocidas, esperadas y/o previstas entre los Contaminantes de Interés del sitio y los receptores asociados.

Muestra

Porción de materia seleccionada de una cantidad mayor de forma que la fracción elegida sea representativa del todo.

Muestra aleatoria

Subconjunto de una población mediante selección de unidades de forma que cada una de ellas tenga una probabilidad fija de ser seleccionada.

Muestra Compuesta

En la muestra compuesta, también conocida como muestra de lote, la muestra en sí la constituye un grupo bien mezclado de submuestras, también denominadas incrementos, tomadas desde distintos puntos del lugar de estudio

Muestra Simple

Una muestra simple es una muestra bien mezclada que se saca un sólo punto

Muestra sistemática

Seleccionada conforme a una regla simple, como fechas o el orden alfabético.

Nivel trófico

Posición particular que ocupa un organismo en una cadena alimentaria.

NOAEL (No-observed-adverse-effects level)

Nivel de efecto adverso no observable. Es la mayor concentración de sustancia encontrada por observación y/o experimentación, que no causa alteraciones fisiopatológicas en los organismos tratados diferentes de aquellos observados en los controles de la misma especie y cepa, bajo las mismas condiciones de ensayo.

El valor es generalmente determinados en estudios de laboratorio con animales de laboratorio estandarizados

Peligro

Posibilidad de que un agente produzca efectos dañinos, a causa de sus propiedades específicas y a las circunstancias y grado de la exposición. En otras palabras, un agente peligroso es una fuente de daño.

Receptores

Seres vivos o materiales que son los entes afectados por sustancias.

Se denomina receptor a la localización, en coordenadas x, y, z, donde se mide las concentraciones ambientales de los contaminantes de interés

Remediación

Reparación del daño ambiental y/o ecológico, logrando reducir el riesgo a niveles aceptables. La forma e intensidad de la intervención quedará establecida en función del tipo y detalle de la evaluación de riesgo realizada en el sitio.

Riesgo

Probabilidad de que se produzcan efectos adversos o daños por exposición a un agente tóxico, a causa de las propiedades inherentes del mismo y a las circunstancias o grados de la exposición.

Riesgo Ecológico

Probabilidad de que se produzcan efectos negativos que se pueden generar en los ecosistemas como consecuencia de la implementación de alguna actividad productiva.

Riesgo Ambiental

Probabilidad de ocurrencia de un fenómeno que afecta directa o indirectamente al medio ambiente. Peligro (latente) ambiental al que puedan estar sometidos los seres humanos en función de la probabilidad de ocurrencia y severidad del daño.

Rutas de exposición

Es el camino que sigue un agente químico en el ambiente desde el lugar donde se emite hasta que llega a establecer contacto con la población o individuo expuesto. El análisis de la ruta de exposición describe la relación que existe entre las fuentes (localizaciones y tipo de derrames ambientales) y los receptores (localización de las poblaciones, patrones de actividad, etc.).

Salud humana

Estado de equilibrio dinámico en el cual la capacidad de un individuo o un grupo para hacer frente a las circunstancias, está en un nivel óptimo.

Sistema de Información Geográfico (GIS)

Un sistema de equipo y programas de computadoras (ordenadores) diseñado para recopilar, manipular, analizar y visualizar datos, cada uno asociado con las coordenadas (latitud y longitud) de la localización geográfica, usado para resolver problemas complejos de recursos sociales y del medio ambiente.

Sitio Contaminado

Predio en el cual se encuentra la fuente de contaminación que origina el problema de riesgos ambientales o ecológicos, tanto dentro o fuera del sitio en sí.

Toxicidad aguda

Capacidad de una sustancia para producir efectos adversos dentro de un corto plazo de tiempo (usualmente hasta 14 d) después de la administración de una dosis única (o una exposición dada) o tras dosis o exposiciones múltiples en 24 h.

Toxicidad crónica

Capacidad de una sustancia para producir efectos adversos consecuentes a una exposición prolongada; éstos pueden aparecer durante o después de interrumpida la exposición.

Toxicología

Capacidad para producir daño a un organismo vivo, en relación con la cantidad o dosis de sustancia administrada o absorbida, la vía de administración y su distribución en el tiempo (dosis única o repetidas), tipo y severidad del daño, tiempo necesario para producir éste, la naturaleza del organismo afectado y otras condiciones intervinientes.

Vía de exposición

Medio por el que un tóxico accede a un organismo sea a través del tracto gastrointestinal o vía digestiva (ingestión), del tracto respiratorio o vía respiratoria o pulmonar (inhalación), a través de la piel o vía dérmica o cutánea (tópica), o mediante introducción o inyección por las vías intravenosa, subcutánea, intramuscular o intraperitoneal