

EL RIESGO AMBIENTAL EN LA ACTIVIDAD HIDROCARBURÍFERA: UNA HERRAMIENTA DE PREVENCIÓN Y CONTROL

María del Rosario Rosso¹, Julio Fuchs² y María Graciela Pozzo Ardizzi³

¹Clean World SRL. mariarosso@cleanworld.com.ar. ²Toxicología y Química Legal, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires y CONICET. jfuchs_1999@yahoo.com. ³GEOciencia S.R.L. geociencia@speedy.com.ar.

SINOPSIS

En este trabajo, se presenta la metodología de Análisis de Riesgo Ambiental como un proceso de toma de decisiones para la evaluación y respuesta ante una contaminación de hidrocarburos, basado en la protección de la salud de los seres humanos, para lo cual deben cumplirse condiciones de concentración de los compuestos involucrados en el medio ambiente circundante.

Las fugas de hidrocarburos difieren en gran medida en cuanto a su complejidad, debido a las diferencias químicas de los cortes involucrados, a las características en lo que respecta al riesgo que pueden representar para la salud de los seres humanos y para el ambiente.

El proceso de las Acciones Correctivas Basadas en Riesgo reconoce esta diversidad y utiliza un método, en el cual las actividades de acción correctiva se adaptan a las condiciones y los riesgos específicos del sitio.

También se presenta el caso de ambientes donde se deben priorizar los riesgos ecológicos, para lo que se efectúa una evaluación cualitativa de los impactos reales o potenciales en receptores ambientales (no humanos). Puede haber circunstancias donde se necesite un mayor detalle acerca de la Evaluación del Riesgo Ecológico (ERA), debiendo realizarse ensayos toxicológicos en diversos representantes de la cadena trófica.

Se exponen los factores de mayor peso en la generación del riesgo a la salud y al ambiente.

1- INTRODUCCIÓN

La evaluación de riesgos es una herramienta que puede usarse para estimar y jerarquizar la importancia ambiental de una medida, calculando cuantitativamente los impactos por los daños a la salud o a los ecosistemas derivados de la exposición a contaminantes ambientales. La información que una evaluación de riesgos proporciona puede ser utilizada para apoyar decisiones de control ambiental, ayudando a tomar medidas racionales sustentadas en la mejor información científica disponible.

Algunas de las preguntas que aborda un análisis de riesgos a sustancias químicas son:

- 1 ¿Qué información es necesaria para llevar a cabo una evaluación de riesgos?
- 2 ¿Cuáles son los aspectos científicos más relevantes detrás de una evaluación de riesgos?
- 3 ¿Cuáles son los componentes básicos de las evaluaciones de riesgos debido a sustancias cancerígenas, no cancerígenas y riesgos ambientales?
- 4 ¿Cómo se pueden determinar los niveles seguros de exposición a compuestos peligrosos?
- 5 ¿Cómo se puede utilizar la evaluación de riesgos para apoyar la toma de decisiones?
- 6 ¿Qué tipos de incertidumbres están involucradas en el análisis del riesgo?
- 7 ¿Cómo se pueden incorporar las incertidumbres en la evaluación del riesgo?
- 8 ¿Qué otras aplicaciones tiene la evaluación de riesgos?

Los cinco primeros tópicos han sido abordados en múltiples trabajos y son los conceptos básicos que se refieren al análisis de riesgos.

Este trabajo se centrará en la recopilación de datos que se focalizarán en los tópicos 6 a 8, luego se un breve resumen de los aspectos generales del riesgo.

2- CONCEPTOS BÁSICOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

El riesgo fue definido por W. Lawrence como “la medida de la probabilidad y gravedad del daño que podría infligirse a la salud del hombre” siendo seguridad “la evaluación del grado de aceptabilidad de un riesgo”. Por lo tanto, es seguro todo aquello cuyos riesgos se consideran aceptables. La seguridad resulta subjetiva, por cuanto nadie puede determinar hasta qué punto una persona toleraría o querría tolerar un riesgo, mientras que solo pueden medirse los riesgos.

Un peligro es cualquier situación (acto o condición) o fuente que tiene un potencial de producir un daño, en términos de una lesión o enfermedad; daño a la propiedad, daño al ambiente o una combinación de éstos.

Los peligros son potenciales o latentes, siempre o la mayoría de las veces. El peligro puede materializarse en diferentes modalidades. Cuando el peligro es latente, la situación es potencialmente peligrosa pero todavía las personas o los ambientes no fueron afectados.

En el peligro potencial la situación ya está en condiciones y lista para afectar a las personas o el ambiente. Esta situación, generalmente, requiere de una evaluación para determinar concretamente las posibilidades de que se convierta en una emergencia.

La identificación del peligro en lo referente a un compuesto químico es proceso para determinar si este está vinculado con ciertos efectos a la salud, como pueden ser el de contraer cáncer o concebir defectos en el desarrollo. Como los datos en humanos no son siempre fáciles de obtener, este paso generalmente se enfoca a determinar si una sustancia es tóxica para animales u otros organismos en los que pueden realizarse pruebas de laboratorio. La identificación del peligro no contempla su cuantificación, sino que se basa en la revisión de los datos epidemiológicos y/o toxicológicos disponibles para determinar si la exposición a una sustancia química puede provocar consecuencias negativas en la salud.

El riesgo es una función del peligro y de la exposición. La relación entre la exposición a una compuesto peligroso y la incidencia de efectos adversos a la salud depende de factores como la toxicidad del contaminante, la duración de la exposición y la sensibilidad del receptor. Si no existe exposición a una sustancia (contacto con ella), por más tóxica que ésta sea, no existe riesgo.

Para establecer estimaciones del riesgo, la epidemiología utiliza la evidencia sobre la morbilidad o mortalidad en poblaciones humanas expuestas a diferentes niveles de contaminación. Por su parte, la toxicología se basa en la evidencia de experimentos controlados en los cuales, por ejemplo se somete a animales de laboratorio a diferentes niveles de exposición de un contaminante peligroso. Ambas disciplinas brindan información valiosa e involucran diferentes suposiciones e incertidumbres cuando se utilizan para la evaluación de un riesgo.

La exposición se define por el contacto de una sustancia con las barreras del cuerpo, como puede ser la piel, los orificios como la boca, las fosas nasales y las lesiones. La evaluación de la exposición, finalmente es el

proceso de medir o estimar la intensidad, frecuencia, ruta y duración de la exposición o la estimación de la exposición que pudiera ocurrir por la liberación al ambiente de sustancias tóxicas.

Se entiende por ruta de exposición el camino que sigue un agente químico en el ambiente desde el lugar donde se emite (fuente) hasta que llega a establecer contacto con la población o individuo expuesto e ingresa al organismo. Los medios de migración pueden ser el agua, el aire, el suelo y la alimentación, entre otros. Por otra parte, se entiende por vía de exposición el mecanismo mediante el cual la sustancia entra al cuerpo, ya sea por vía oral, por ingestión de comida, agua o suelo; respiratoria, por inhalación o dérmica, por contacto con la piel. Los modelos de exposición toman en cuenta la sumatoria de las concentraciones en todas las rutas de exposición.

Un concepto muy importante en este contexto es el de dosis. Hay varias mediciones de dosis en el campo de la evaluación de la exposición como la dosis potencial o administrada, la dosis aplicada y la dosis interna, entre otras. La dosis potencial o administrada es la cantidad o concentración de la sustancia que entra en contacto con el organismo por cualquiera de sus vías. La dosis aplicada es la cantidad de la sustancia en contacto con una barrera de absorción del cuerpo (por ejemplo: piel, pulmones, tracto intestinal) y disponible para su absorción. La dosis interna es la concentración que logra entrar al cuerpo y la dosis biológicamente efectiva es la concentración que entra en contacto con la parte del organismo en donde ocurre el efecto, es decir, con el órgano blanco. Para los propósitos de la evaluación de riesgos y dosis-respuesta, se usa normalmente la dosis potencial/administrada en la evaluación de exposición.

En la Figura 1 se detallan los componentes básicos de una evaluación de riesgos, los que incluyen: la identificación del peligro, la evaluación de la exposición, la evaluación de dosis-respuesta, y la caracterización de riesgos.

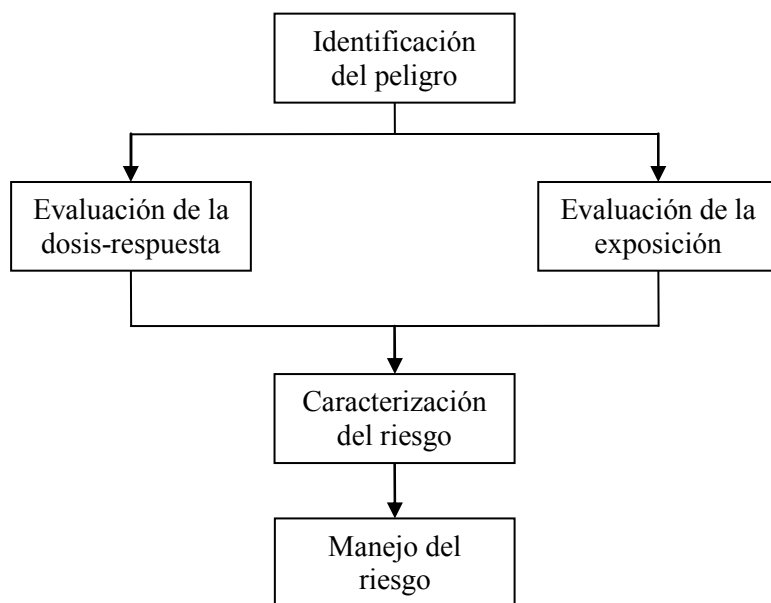


Figura 1: Desarrollo del estudio de riesgo

Si se evalúan las respuestas sólo sobre el hombre, se estudian los riesgos a la salud humana mientras que si se evalúan las respuestas a organismos no humanos, se estarían estudiando los riesgos ecológicos. El riesgo ambiental es la combinación del riesgo a la salud humana y el riesgo al ecosistema.

El manejo de riesgos es el proceso de tomar decisiones basándose en los resultados de un análisis integrado tanto de información económica y técnica, como social y política para priorizar y definir las acciones necesarias para reducir los riesgos

3- ACCIONES CORRECTIVAS BASADAS EN RIESGO EN SITIOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS

Las Acciones Correctivas Basadas en Riesgo (ACBR) integran prácticas de evaluación de riesgo y de exposición con aspectos tradicionales del proceso de acción correctiva, a fin de asegurar la selección de procesos de remediación costo-eficientes y apropiados para que los recursos limitados sean convenientemente asignados. Es una herramienta válida para la toma de decisiones, que permite priorizar o

jerarquizar situaciones y escenarios, con el fin de orientar los recursos hacia las situaciones que requieren atención prioritaria.

El documento ampliamente utilizado que describe detalladamente este proceso es la Guía ASTM E1739-95 Estándar Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites. Esta está enfocada en la protección de los seres humanos.

3.1. Pasos de ejecución de ACBR

El proceso de decisión que se describe en la guía ASTM E 1739/95, combina prácticas de evaluación de riesgos y de exposición, tal como lo sugiere la United States Environmental Protection Agency (USEPA), con actividades de evaluación del sitio y selección de medidas de remediación para asegurarse que la acción elegida protege la salud de los seres humanos y el medio ambiente. La ACBR señala la siguiente secuencia general de acontecimientos, una vez que se desencadena el proceso ante la sospecha o confirmación de una fuga de hidrocarburos:

- 1 Realización de una evaluación del sitio.
- 2 Clasificación del sitio según la urgencia de la respuesta inicial.
- 3 Implementación de una acción de respuesta inicial adecuada para la clasificación del sitio que se seleccionó;
- 4 Comparación de las concentraciones de los compuestos químicos de interés (COCs) en el sitio, con los niveles de selección basados en riesgos correspondientes al Nivel 1 (Tier 1) denominado Nivel de screening basado en riesgo (en inglés Risk Based Screening Levels , RBSL).
- 5 Decisión acerca de si se justifica una evaluación más profunda, con la aplicación del siguiente nivel y posterior implementación de una acción de remediación o si pueden aplicarse los RBSL como niveles objetivo de remediación.
- 6 Recolección de información adicional específica del sitio según sea necesario, en caso de que se justifique la evaluación del nivel posterior.
- 7 Desarrollo de niveles objetivo específicos de un sitio [Site-specific target levels] (SSTL) en los “puntos de cumplimiento” (evaluación del Nivel 2 - Tier 2).
- 8 Comparación de las concentraciones del o los compuestos químicos de interés en el sitio con los SSTL de la evaluación del Nivel 2 (Tier 2) en el o los puntos de cumplimiento o en el área fuente de la contaminación que se determine.
- 9 Decisión acerca de si se justifica ya sea una evaluación del nivel posterior, o la implementación de una acción de remediación temporaria o bien, si pueden aplicarse los SSTL del Nivel 2 (Tier 2) como niveles objetivo de remediación.
- 10 Recolección de información adicional específica del sitio según sea necesario, en caso de que se justifique la evaluación del nivel posterior.
- 11 Desarrollo de SSTL en los punto(s) de cumplimiento [evaluación del Nivel 3 - Tier 3)].
- 12 Comparación de las concentraciones del o los compuestos químicos de interés en el sitio, en el o los puntos de cumplimiento o el o las áreas fuente que se determinen, con los SSTL de la evaluación del Nivel 3; y
- 13 Desarrollo de un plan de acción de remediación para alcanzar el SSTL, según corresponda.

El Nivel 1 (RBSL, nivel de screening) se utiliza como primer paso en el manejo de riesgo con el objetivo de excluir el sitio bajo estudio de posteriores estudios o acciones de remediación. Si excede ese nivel, se necesitarán evaluaciones posteriores con la posibilidad de que resulten en una remediación.

Los niveles objetivo sitio específicos (SSTL) son valores propios de un sitio que indican los objetivos que se debe alcanzar, calculados a partir de datos específicos del lugar, sobre los cuales podría ser necesaria una remediación.

Como se puede observar en la Figura 2, en el proceso de investigación del riesgo, los valores de Screening son distintos de los niveles de limpieza o de remediación, aunque en ciertas regulaciones usan a los niveles de Screening como objetivos de limpieza.

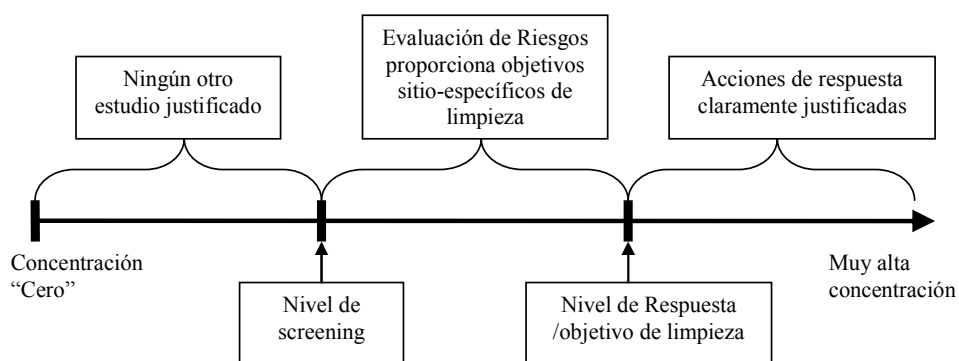


Figura 2: Espectro de la gestión conceptual del riesgo para suelos contaminados
Obtenido de la guía de usuarios de Soil Screening Guidance EPA 1996

3.2. Los RBSL y los SSTL se basan en los parámetros de exposición

La exposición es una función del tiempo, y dependiendo de que el efecto a la salud sea crónico o agudo, se pueden estimar las exposiciones promedio o máximas respectivamente. Para el efecto de cáncer, por ejemplo, la respuesta biológica se describe normalmente en términos de la probabilidad de desarrollar cáncer a lo largo de una vida. Entonces, en este caso, la exposición se calcula basándose en el promedio de una vida. Aunque existen muchas posibilidades en los modelos de exposición dependiendo de la ruta, duración, y el tipo de efecto que se esté evaluando, se considera el tipo de la exposición promedio durante un tiempo predefinido. En el cálculo de la dosis, para estimar la exposición, se usan parámetros como la Dosis Diaria Promedio DDP (average daily dose, ADD, en inglés), la dosis diaria promedio durante el tiempo de vida (lifetime average daily dose, LADD) o bien la ingestión crónica diaria (chronic daily intake, CDI), que es una función de la concentración promedio, la tasa de ingestión (por ruta oral), la inhalación (por ruta respiratoria), la duración de la exposición, el peso corporal y el tiempo del promedio (averaging time en inglés). En el caso de cáncer, el tiempo del promedio sería el tiempo de vida, pero para un efecto agudo o no cancerígeno el tiempo sería menos de una vida. En la siguiente secuencia de ecuaciones se puede constatar que los niveles de Screening (RBSL) están basados en estos mismos parámetros de exposición. La Dosis Total y la DDP se calculan mediante las *Fórmulas 1 y 2*.

$$Dosis\ Total = Concentración \times Ingestión \times Frecuencia \times Duración$$

Fórmula 1

$$DDP = \frac{Dosis\ Total}{(Peso\ corporal \times Tiempo\ del\ promedio)} \quad (\text{en mg/Kg-día})$$

Fórmula 2

Para el cálculo de los niveles de Screening se utilizan las mismas ecuaciones del proceso de caracterización del riesgo, pero con los parámetros de exposición más conservadores y un nivel de riesgo establecido de antemano como nivel de riesgo aceptable. Si se toman los compuestos cancerígenos, la DDP está relacionada con el nivel de riesgo y el factor de pendiente (*fórmula 3*).

$$DDP = \frac{Nivel\ de\ riesgo}{Factor\ de\ pendiente}$$

Fórmula 3

Igualando los miembros de la derecha de cada fórmula (2 y 3), se obtiene la ecuación 4 de la cual se puede despejar la concentración de los compuestos químicos en estudio.

$$\frac{\text{Nivel de Riesgo}}{\text{Factor de Pendiente}} = \frac{\left[\left(\text{Concentración del Comp.Qco.} \right) \left(\text{Tasa de ingestión} \right) \left(\text{Frecuencia de exposición} \right) \left(\text{Duración de la exposición} \right) \right]}{\left[\left(\text{peso corporal} \right) \left(\text{tiempo del promedio} \right) \right]} \quad \text{Fórmula 4}$$

Dado que los parámetros utilizados son muy conservadores y al estar relacionado con un nivel de riesgo aceptable, la concentración del compuesto químico en la Fórmula 4 se convierte en el nivel de screening (Fórmula 5)

$$RBSL = \frac{\left[\left(\text{Peso corporal} \right) \left(\text{tiempo del promedio} \right) \left(\text{nivel de riesgo} \right) \right]}{\left[\left(\text{Tasa de ingestión} \right) \left(\text{Frecuencia de exposición} \right) \left(\text{duración de la exposición} \right) \left(\text{Factor de pendiente} \right) \right]} \quad \text{Fórmula 5}$$

Los RBSL proporcionan una base para decidir si es necesario ó no continuar con el proceso de nuevas investigaciones. No son sitio específicos, pero son específicos desde el punto de vista del medio y de los componentes químicos.

Los niveles de Screening se utilizan luego de obtener datos iniciales de concentraciones de compuestos químicos en el predio (en el área fuente). Se comparan los niveles de Screening con la máxima concentración detectada de cada compuesto (comparación directa). En algunos casos, los datos del sitio son comparados con la media o el 95% del nivel superior de confianza de la media (comparación estadística). Como los valores de detección son de protección de la salud, y se basan en supuestos conservadores, si los datos del sitio no superan los valores de detección, se puede determinar con cierta seguridad que el sitio no presenta un riesgo inaceptable.

Al utilizar los Niveles de screening como herramientas decisorias se puede decir que tienen ventajas y desventajas.

Algunas ventajas:

1. Reducir el número de sustancias que deben ser evaluados en mayor profundidad.
2. Dar una idea sobre el grado o magnitud de los riesgos y problemas en el sitio.
3. Eliminar un sitio sin mayor investigación.
4. Utilizar el examen inicial para centrarse en la investigación adicional.

Algunas desventajas:

1. Los niveles de evaluación (y sus parámetros de exposición), no son específicos.
2. Son muy conservadores.
3. A menudo se basan en las concentraciones máximas detectadas en lugar de en una concentración más representativa de los datos del sitio.

3.3. Niveles de remediación sitio específicos (SSTL)

Como se puede observar en la figura 3, los niveles de remediación basados en riesgo (Nivel de respuesta u objetivos de limpieza) difieren de los niveles de screening basados en riesgo.

Los niveles de screening están desarrollados para ser utilizados como una herramienta de diagnóstico y uso como parámetros de exposición genéricos.

Los niveles de remediación son elaborados a partir de información específica del sitio generada durante la evaluación del riesgo base y una meta nivel de riesgo.

Puesto que los niveles de remediación son utilizados para la toma decisiones y éstas involucran diseño y tecnologías de remediación, ellos deben ser prácticos y protectivos para la salud humana y el ambiente.

Las incertidumbres en los cálculos de los niveles de remediación y los parámetros de exposición debería también ser documentados y debatidos. Los niveles de remediación calculados pueden ser modificados sobre la base de condiciones del sitio, la viabilidad técnica y económica, políticas regulatorias, y condiciones políticas-sociales. En la Fórmula 6 se puede observar la dependencia del nivel de remediación con respecto al nivel de riesgo objetivo, la concentración en el punto de exposición y el riesgo o peligro en el sitio en estudio.

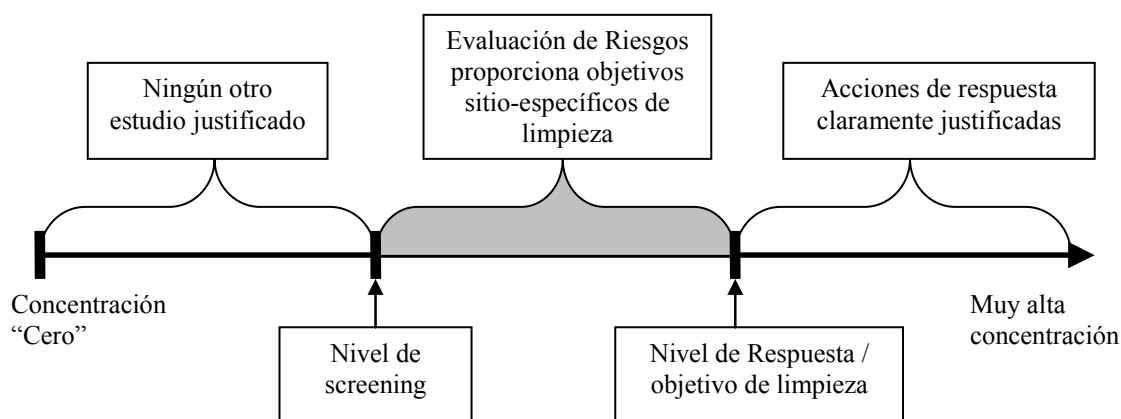


Figura 3: Espectro de la gestión conceptual del riesgo para suelos contaminados
Obtenido de la guía de usuarios de Soil Screening Guidance EPA 1996

Las características de los resultados de una evaluación de riesgo sitio específica debería contener:

- 1 Parámetros de exposición sitio específicos
- 2 Concentración en los puntos de exposición sitio específicos
- 3 Sitio y riesgos relacionados con los cocientes de riesgo calculado por la evaluación de riesgos
- 4 Normalmente, los niveles de riesgo objetivo son diferentes a los utilizados para los niveles de Screening
- 5 Niveles acordados durante el proceso de gestión de riesgos

$$\text{Nivel de remediación} = \frac{\left[\left(\text{Nivel de riesgo objetivo} \right) \left(\text{Concentración en el punto de exposición} \right) \right]}{\left(\text{riesgo o peligro en el sitio} \right)}$$

Fórmula 6

4- PARÁMETROS QUE INCIDEN EN EL CÁLCULO DE LOS VALORES DE RIESGO

En la ejecución de análisis de riesgo es importante conocer el “peso” de los distintos parámetros utilizados, en los resultados de los valores de screening y valores objetivo.

Una parte importante en la evaluación de riesgo es describir todas las incertidumbres y limitaciones debido a los parámetros de entrada.

Una caracterización de riesgo está incompleta si no se presentan todas las presunciones que se realizan, por ejemplo la probabilidad de que las suposiciones de la exposición y la toxicidad estén sobre o subestimadas, o que realmente ocurra la probabilidad de la exposición.

En lo referente a la variabilidad de las respuestas, esta se define como la verdadera heterogeneidad o diversidad que caracteriza una variable de exposición o la respuesta de una población. Realizar estudios más detallados (por ejemplo aumentar el tamaño de la muestra) no reducirá la variabilidad pero puede dar mayor confianza (menor incertidumbre) en la caracterización cuantitativa de la variable. Por ejemplo, en lugar de utilizar un peso corporal estándar para adultos o niños, se podría obtener los pesos de todas las personas integrantes de una población y documentar los rangos de esos pesos.

A continuación se desarrollan aquellos factores más relevantes que inciden en el cálculo de los valores basados en riesgo.

4.1. Dependencia del nivel de riesgo con respecto del medio físico

El medio físico condiciona el comportamiento de los compuestos químicos en su relación con el ambiente.

Las propiedades y condiciones que afectan la migración, retención y transformación de compuestos orgánicos en el suelo son:

Materia Orgánica. Se ha correlacionado positivamente con la adsorción de compuestos orgánicos en numerosos estudios. Un efecto inmediato del aumento de este parámetro es el incremento de los sitios de

adsorción, disminuyendo la concentración en la fase acuosa y gaseosa del contaminante orgánico como también su transporte y su biodisponibilidad.

La adsorción es afectada por dos factores: la hidrofobicidad del contaminante (es la dificultad para disolverse en agua) y la fracción de la materia orgánica en el suelo (contenido de carbono orgánico). Muchos de los compuestos hidrofóbicos pueden ser altamente adsorbidos, de acuerdo a varios estudios de campo.

Las moléculas no polares o débilmente polares tienen una gran afinidad por fases orgánicas hidrofóbicas en ácidos húmicos con fuerzas de atracción débiles (Van der Waals) y para aquellas polares sin carga demuestran una afinidad por grupos polares húmicos, sitios de coordinación de metales multivalentes en coloides, superficies minerales con grupos Si-O-Si a través de fuerzas dipolo-dipolo y ión-dipolo (ligeramente fuerte a débil). Este comportamiento es debido a que las moléculas no polares tienen una mayor atracción hacia la materia orgánica que hacia las superficies de los minerales, siendo la existencia de las superficies hidrofóbicas (organofilicas) o enlaces dentro de la matriz orgánica, las que favorecen el fenómeno de atracción hidrofóbica, lo que explica la "afinidad" de las moléculas no polares orgánicas hacia el humus. Las sustancias húmicas pueden afectar el destino de los compuestos químicos orgánicos en varias vías que incluyen la adsorción y partición, solubilización, degradación por hidrólisis y fotodescomposición, fundamentales en el destino del contaminante químico y, subsecuentemente, en la transferencia a aguas subterráneas.

Contenido de agua. Tiene gran influencia en el transporte de difusión líquida o gaseosa. Para la difusión líquida, el transporte aumenta con el contenido de agua debido a su trayectoria en los espacios porosos reemplazando el aire contenido; inversamente, la difusión de vapor disminuye con el contenido de agua. Cuando el contenido de agua disminuye a un porcentaje bajo (lo que ocurre en la superficie del suelo durante una intensa sequía) las moléculas que ocupaban los sitios de adsorción son desplazadas y la capacidad de adsorción química aumenta considerablemente, causando que las concentraciones líquida y gaseosa disminuyan reduciendo el mecanismo de transporte líquido y gaseoso. Sin embargo, este efecto de adsorción es reversible cuando la superficie vuelve a rehumedecerse.

Los hidrocarburos alifáticos no polares son definidos como pobres competidores con el agua en los sitios de adsorción en el complejo de intercambio.

La intercalación de especies de hidrocarburos dentro de los silicatos de capas expandibles es un proceso en que parte del agua interlaminar asociada con los cationes intercambiables es reemplazada por especies orgánicas.

El agua es un medio de transporte en dirección horizontal y vertical, principalmente, para sustancias menos adsorbentes y más polares como es el caso de los alcoholes, seguido por los aromáticos y finalmente los alifáticos.

Textura del suelo. El comportamiento de la lixiviación en texturas gruesas (suelos arenosos y grava) es más rápida que en texturas finas (suelos arcillosos), con mayor capacidad de retener los contaminantes y prevenir su alcance a aguas subterráneas. Además, otros parámetros dinámicos como permeabilidad, conductividad hidráulica y espacio poroso son dependientes de la textura.

El contenido de arcilla está correlacionado con la capacidad de campo, área superficial específica, capacidad de intercambio catiónico, influyendo en la adsorción de iones.

Existen evidencias de que las moléculas aromáticas como son los Hidrocarburos Aromáticos Volátiles (BTEX) y Polinucleares (HAP's), pueden interactuar con las superficies arcillosas; por ejemplo, el benceno forma un complejo estable en la arcilla.

Los aspectos específicos de la contaminación pueden presentarse en: a) formación de películas superficiales y emulsiones, y b) solubilidad de ciertos productos en el agua. Los problemas asociados con las películas superficiales son minimizados debido a la capacidad del material del subsuelo en adsorber y absorber una cantidad del producto.

Profundidad de la capa freática: Determina el tiempo y espacio para la retención y degradación del contaminante previo a su penetración dentro del acuífero, dado por las propiedades de retención del perfil del suelo.

Se ha demostrado experimentalmente y teóricamente que en suelos de textura fina, el agua (y flujos de masa de compuestos orgánicos) pueden ascender desde grandes profundidades en comparación con los suelos arenosos. La profundidad puede influir en la extensión del flujo de agua ascendente hacia la capa superficial que se ha evaporado sin ninguna entrada de agua por un período dado. También afecta el tiempo de viaje de un compuesto lixiviado de la superficie a aguas subterráneas, siendo ésta una influencia indirecta en el transporte.

Estructura del suelo. Es una característica importante; se pueden presentar fisuras, grietas o canales que sirven como vías de transporte, permitiendo corrientes transitorias de grandes volúmenes de contaminantes a

las aguas subterráneas. En la ausencia de tales canales, la agregación estructural de los suelos induce un flujo más rápido en los macroporos de los interagregados, que dentro de los microporos de los intragregados donde los contaminantes potenciales pueden ser retenidos. En ocasiones, la estructura del suelo favorece la tendencia para concentrarse en corrientes verticales o convergentes (llamadas dedos) que generalmente comienzan en la transición de texturas finas a capas de textura granular, con un gran volumen de la zona superficial y siguiendo un transporte directo de contaminantes a la capa freática.

Parámetros Ambientales que afectan a los Contaminantes

Temperatura. La presión de vapor está en función de la temperatura, al tener un valor bajo (10^{-4} atm) la fracción de un compuesto orgánico pasa rápidamente a la fase vapor. Por esta razón la difusión gaseosa es mucho más importante que la difusión líquida.

Precipitación. Puede tener una influencia dominante debido al volumen de lluvia, afectando la velocidad de flujo en el suelo. Los suelos en regiones con lluvia intensa y frecuente tienen altos flujos de agua y de dispersión, extendiendo la difusión líquida y disminuyendo la gaseosa.

Evapotranspiración. Representa la cantidad de agua aplicada y que es removida por plantas o es perdida en la superficie. Así, la extensión de la evapotranspiración afecta el flujo de agua debajo de la zona de la raíz y la lixiviación de los compuestos. La cantidad de agua lixiviada en suelos que no reciben entrada de agua por irrigación está determinada por el agua de lluvia menos el agua de evapotranspiración. Este parámetro es positivo, si implica un drenaje con movimiento descendente, y es negativo, si existe un proceso de secado con un bajo contenido de agua e induciendo un flujo ascendente de agua subterránea. Esto puede ser regulado por las condiciones meteorológicas externas como la radiación solar, viento, temperatura y humedad ambiente o por la resistencia del suelo o las plantas.

Transporte y Transformación de los Contaminantes en el Suelo

El principal transporte y procesos de transformación para los contaminantes orgánicos disueltos en el suelo son: la advección, dispersión, lixiviación, adsorción y retardo, y la transformación química y biológica. La migración de una fase orgánica líquida inmiscible es gobernada, en gran parte, por su densidad, viscosidad y propiedades de superficie húmeda. El transporte vertical de contaminantes en la zona no saturada se produce debido a la gravedad y a las fuerzas capilares.

Advección: En horizontes de arena y grava, el factor dominante en la migración del compuesto químico disuelto es la advección, proceso por el cual los solutos son transportados por un volumen móvil o por la circulación de agua.

Dispersión: Se presenta por el agua del medio, resultando dos procesos básicos: la difusión molecular en solución y la mezcla, existiendo así una dispersión hidrodinámica; debido a pasajes tortuosos o pequeños en el medio poroso, algunos líquidos realizan un movimiento menos directo al manto acuífero. En suma, el compuesto puede difundirse dentro de los poros inactivos para ser liberados lentamente cuando la principal concentración ha pasado. Esta dispersión está en función de la velocidad promedio del agua en el poro. La mezcla mecánica resulta de las variaciones en la velocidad del agua dentro de los poros del horizonte causado por fuerzas de fricción, variaciones en la geometría de los poros y fluctuaciones en las direcciones locales hacia el flujo principal resultando una dilución y atenuación de los picos de concentración. Las máximas concentraciones disminuyen con el incremento de la distancia.

Lixiviación: El movimiento de un compuesto químico hacia zonas profundas a través del suelo por medio del agua es llamado lixiviación. Es importante considerar la posibilidad de que un compuesto químico se mueva en el suelo y llegue a contaminar el agua subterránea; de suceder, entonces los pozos de agua, organismos acuáticos y la cadena trófica pueden contaminarse. Los factores determinantes en la lixiviación incluyen: la solubilidad, biodegradación, disociación, sorción, volatilidad, lluvias y evapotranspiración.

Un compuesto químico que es soluble al agua puede lixivarse en el suelo y probablemente pueda ser biodegradado. Si la biodegradación es rápida, entonces la lixiviación no es un problema.

Un compuesto químico que es insoluble en agua puede ser adsorbido en el suelo, moviéndose con las partículas, y quizás sea biodegradado lentamente.

Los compuestos químicos en la superficie del suelo pueden ser fototransformados y no ser disponibles para lixivarse.

Entre más precipitación mayor será la oportunidad de los contaminantes químicos a lixivarse.

La hidrólisis y la disociación pueden prevenir la lixiviación.

Adsorción e Intercambio iónico: La adsorción es la adhesión de iones o moléculas a superficies o interfases líquido-sólido, sólido-gas, líquido-gas y líquido-líquido, produciendo un incremento en la concentración de los compuestos químicos en la superficie o interfase sobre la concentración en solución.

Volatilización: Un compuesto químico presente en el suelo, agua, plantas o animales puede volatilizarse hacia la atmósfera. La presión de vapor es uno de los factores más importantes que gobiernan la

volatilización y provee información acerca de la volatilización bajo condiciones ambientales. Algunos factores que afectan dicho fenómeno son: el clima, la sorción, la hidrólisis y la fototransformación.

Pueden establecerse los siguientes enunciados:

Un compuesto químico con una baja presión de vapor tiene una alta capacidad de adsorción o una alta solubilidad en agua siendo menos probable de volatilizarse.

Un compuesto químico con una alta presión de vapor tiene una baja capacidad de adsorción o una muy baja solubilidad en agua siendo más probable de volatilizarse.

Fotólisis: Un compuesto químico puede ser fototransformado tanto como pueda absorber luz solar; puede ocurrir en el aire, suelo, agua, plantas y animales. Los productos pueden ser compuestos químicos de alto y bajo peso molecular. Las influencias ambientales tienen un efecto en la velocidad de fototransformación, tales como: la profundidad del compuesto químico en el suelo y en el agua, la sorción en el suelo y el pH. La velocidad de fotólisis puede determinar la persistencia en el ambiente; entre más rápida sea la degradación es poco probable que continúe en el ambiente (vida media < 30 días), si tiene una vida media de 30 a 90 días, el compuesto químico puede tener un comportamiento negativo hacia algunos aspectos del ambiente y si tiene una vida media > 90 días, existen problemas de contaminación.

Degradación: El comportamiento químico del suelo es fundamental para la degradación de muchos compuestos químicos orgánicos en una o más reacciones químicas (abióticas); en general, cinco reacciones pueden ocurrir en el suelo: Hidrólisis, Sustitución, Eliminación, Oxidación y Reducción. Se consideran en este caso sólo dos reacciones de transformación de los contaminantes orgánicos: la oxidación y la reducción.

Oxidación: Se presenta en el suelo afectando a muchos compuestos químicos aromáticos que experimentan una oxidación de radical libre, por ejemplo, benceno, bencidina, etilbenceno, naftaleno y fenol. Otro segundo grupo incluye: tetraclorodibenzo-p-dioxina (TCDD), hexaclorobenceno, hexaclorociclopentadieno, bifenilos polibromados (PBB's) y policlorados (PCB's) y no aromáticos.

Reducción: Definido en términos de transferencia de electrones, involucra a compuestos orgánicos en sistemas de agua-arcilla. El efecto se acelera al aumentar la presencia de agua, sugiriendo la existencia del mecanismo de transferencia de un electrón donde la arcilla actúa como un aceptor. En general, uno puede esperar que un compuesto químico orgánico puede experimentar una reducción química si el potencial del suelo es menor que el del compuesto orgánico en cuestión.

Degradación Biológica: Es importante notar la presencia de microorganismos nativos del suelo que tienen un papel fundamental en la ausencia y/o permanencia de compuestos orgánicos, llevando a cabo un proceso llamado biodegradación. Muchos compuestos biológicos (lignina, celulosa, etc.) son difícilmente degradados por los microorganismos debido a sus características químicas. La biodegradación es un proceso natural, ventajoso no sólo por permitir la eliminación de compuestos nocivos impidiendo su concentración, sino que además es indispensable para el reciclaje de los elementos en la biosfera, permitiendo la restitución de elementos esenciales en la formación y crecimiento de los organismos (carbohidratos, lípidos, proteínas). La temperatura que provee un crecimiento favorable es de aproximadamente 25°C, estableciendo que aumenta la velocidad de degradación para desechos de refinería y petroquímicos cuando las temperaturas van de 10 a 30 °C, pero disminuye ligeramente cuando las temperaturas aumentan de 30 a 40 °C. El contenido de oxígeno en suelo es frecuentemente un factor limitante en la biorremediación.

La bioacumulación se explica observando la absorción de compuestos orgánicos por parte de plantas comestibles, donde se analizaron los cultivos presentes en los terrenos agrícolas adyacentes a zonas industriales siendo otro medio de remoción de estos compuestos en el suelo.

Finalmente, la combinación de las características del subsuelo, contaminantes y condiciones climatológicas del sitio pueden dar lugar a los diferentes procesos de transporte y distribución de los contaminantes. Para entender el transporte y destino de los contaminantes en el subsuelo es necesario realizar una buena caracterización del sitio con la cual se conocerán la carga hidráulica y la estratigrafía, así como los coeficientes de adsorción y la permeabilidad del suelo. Con esta información es posible calibrar modelos matemáticos que sean representativos de la distribución tridimensional de los contaminantes en el sitio.

4.2. Dependencia del nivel de riesgo con respecto al tipo de compuestos

La evaluación de riesgos para la salud se clasifica generalmente en evaluación de riesgo de cáncer y riesgo de no cáncer. Inicialmente la evaluación de riesgos se desarrolló para el cáncer. Posteriormente, se hicieron las evaluaciones de riesgos para efectos diferentes a dicho padecimiento, lo que se denominó evaluación de riesgos de no cáncer. El cáncer se trata como una respuesta estocástica, es decir, que al incrementar la dosis no aumenta necesariamente la severidad de la respuesta, pero sí la probabilidad de ocurrencia. Por otro lado, las evaluaciones de riesgos de no cáncer se tratan como determinísticas, es decir, que al incrementar la dosis, se presenta una respuesta de mayor severidad. A continuación se discutirán algunos puntos básicos de la

evaluación de dosis-respuesta y la caracterización de riesgos a la salud para los impactos de los compuestos cancerígenos y no cancerígenos.

La evaluación de la dosis-respuesta

Como se mencionó en la sección anterior, la dosis potencial se presenta cuando una sustancia entra en contacto con las vías de exposición. Por lo tanto, el objetivo fundamental de una evaluación dosis-respuesta es el obtener una relación matemática entre la cantidad de sustancia tóxica a la cual un ser humano está expuesto y el riesgo de desarrollar una respuesta negativa a esa dosis. Los compuestos tóxicos pueden inducir efectos a través de mecanismos fisiológicos y metabólicos distintos, lo cual se ve reflejado en la forma que adquiere la relación dosis-respuesta. Tomando como base la forma de la curva dosis-respuesta, se pueden dividir a los compuestos tóxicos en dos categorías generales:

- *Compuestos tóxicos con umbral o punto a partir del cual se observa un efecto;
- * Compuestos tóxicos sin umbral o sin un punto claro donde inicie un efecto.

Se considera que algunos compuestos químicos pueden causar efectos incluso a dosis extremadamente bajas, aunque la probabilidad de ocurrencia de estos efectos sea reducida. Para estos compuestos no existe un nivel de seguridad. Cuando el nivel de exposición aumenta, también aumenta el riesgo. A niveles de dosis muy bajas se supone que el incremento en la respuesta es con frecuencia lineal. Esto quiere decir que si el nivel de exposición aumenta dos veces, se espera que el riesgo aumente en la misma proporción. Ya que no existen datos en esta región de la curva se tiene que extrapolar una curva lineal.

Muchos de los compuestos que inducen cáncer y algunos otros pertenecen a esta categoría y se los denomina tóxicos sin umbral. La Figura 4.1 muestra la curva dosis-respuesta sin umbral, que puede presentar una relación lineal a dosis bajas. Por el contrario, se piensa que la mayoría de los compuestos que no inducen cáncer no provocan un efecto adverso hasta que se alcance un nivel mínimo de exposición conocido como exposición umbral. Una vez que el nivel de exposición se encuentra por encima del umbral, la severidad de la respuesta aumenta proporcionalmente al nivel de exposición. Pero por debajo del umbral, se considera que la sustancia tóxica no es capaz de causar un efecto adverso. Estos compuestos tóxicos son denominados tóxicos con umbral como se muestra en la Figura 4.2.

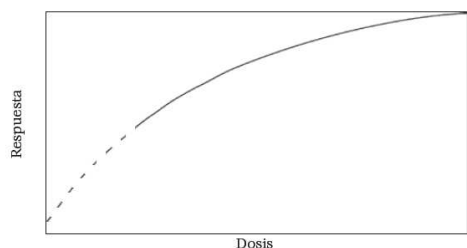


Figura 4.1 Curva dosis-respuesta sin umbral

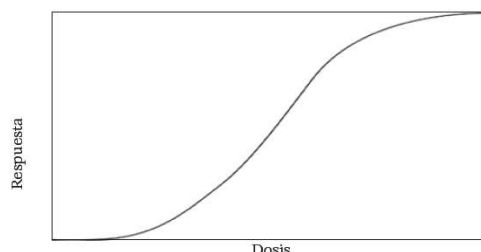


Figura 4.2 Curva dosis-respuesta con umbral

Algunos compuestos químicos pueden ocasionar tanto efectos con umbral como efectos sin umbral. En general, la práctica usual para este tipo de compuestos tóxicos es enfocarse en sus efectos sin umbral ya que la concentración de compuestos tóxicos en el medio ambiente es generalmente muy baja. De esta manera, además, el proceso de evaluación de riesgo se aborda de manera más conservadora para garantizar la protección de la salud humana.

La evaluación de dosis-respuesta para compuestos no cancerígenos

Para los compuestos no cancerígenos, la evidencia empírica indica que ocurren efectos biológicos sólo después de que se alcanza cierto nivel de exposición. Así, la meta de la evaluación de riesgos para este tipo de compuestos es determinar cuál es el nivel seguro de exposición para una población. Este umbral o nivel de seguridad debe representar a los individuos más sensibles, para asegurar de esta manera que toda la población esté adecuadamente protegida aún cuando los niveles de exposición alcancen el umbral. Con frecuencia, los niveles de seguridad resultantes de los estudios de dosis-respuesta se ajustan con factores o márgenes de seguridad para tomar en cuenta la incertidumbre en la evidencia toxicológica o epidemiológica.

Umbrales

Las evaluaciones actuales de riesgo de no cáncer se han enfocado en fijar umbrales para establecer niveles seguros de exposición. Por ejemplo, en los Estados Unidos de América se han establecido varios umbrales

para propósitos normativos, incluyendo el nivel inferior de efectos adversos observables. A este nivel, que establece la dosis más baja que puede causar efectos adversos detectables se le conoce como Lowest Observable Adverse Effect Level (**LOAEL**). De igual forma, al nivel que establece una dosis en la cual no se detectan efectos dañinos a la salud se le conoce como No Observed Adverse Effect Level (**NOAEL**) (**EPA , *Health Effects Glossary***). En la figura 5 se presentan los resultados de un estudio hipotético para determinar el NOAEL y LOAEL .

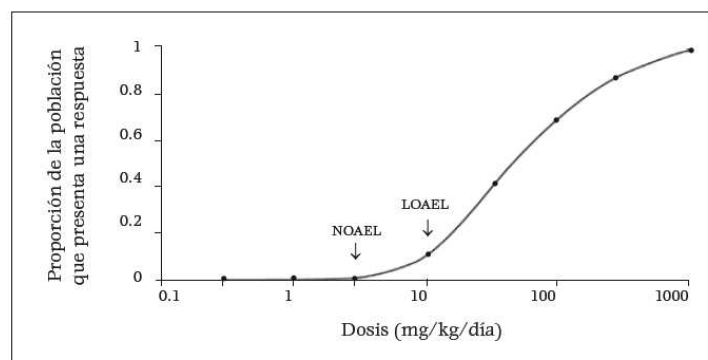


Figura 5 LOAEL y NOAEL

Los estudios científicos disponibles indican una dosis en la que se alcanzan los umbrales LOAEL y NOAEL. Estos umbrales son utilizados internacionalmente para establecer diferentes estándares de seguridad, como por ejemplo: la dosis de referencia (RfD) y la concentración de referencia (RfC) en los Estados Unidos de América; ingestión diaria aceptable (ADI) en la Organización Mundial de la Salud; ingestiones tolerables (TIs) en el Programa Internacional de Seguridad Química. Por su parte, muchos trabajos adoptan como definición operativa de la dosis de referencia la estimación de la exposición diaria a la que la población humana tiene probabilidad de estar expuesta sin un riesgo apreciable de efectos adversos durante el tiempo de vida.

La determinación de efectos críticos y su estudio

Los expertos en evaluación de riesgo deben analizar y seleccionar entre numerosos estudios existentes sobre los efectos adversos por exposición a un contaminante de interés, para poder establecer valores adecuados de dosis-respuesta que puedan utilizarse en una evaluación. Para hacer esto, se deben tomar en cuenta factores como el tipo y características de los animales experimentales utilizados, las dosis administradas y los efectos evaluados. Para determinar el NOAEL o el LOAEL, se deben revisar diversos estudios y determinar el efecto crítico y el estudio más relevante a ser utilizado para establecer estos niveles de referencia o combinar los resultados de varios estudios. Los estudios de dosis-respuesta para compuestos no carcinogénicos tienden a buscar puntos finales de toxicidad, como el daño al hígado, los riñones, o los sistemas respiratorio, nervioso, reproductivo o inmune. Los estudios sobre un contaminante en particular se pueden agrupar, por ejemplo, en estudios neurotoxicológicos, de efectos reproductivos o de efectos respiratorios, entre otros.

Un método para determinar el efecto crítico y el estudio más relevante consiste en seleccionar el sexo del individuo más sensible de la especie de laboratorio más sensible, para el órgano más sensible. En otras palabras, el estudio crítico es aquél que con la menor dosis muestre efectos adversos y el efecto crítico es aquél que muestre el LOAEL más bajo. De esta manera, los expertos y asesores deben buscar entre los diferentes estudios y efectos reportados para determinar un umbral seguro. Al hacer esto, se tiene la certeza de que se está estableciendo el mayor nivel de seguridad posible con base en la información científica disponible.

Factores de incertidumbre

Dado que el uso final de una evaluación de riesgo es proteger a los grupos más sensibles de la población y debido a que se tienen diversas incertidumbres involucradas con la extrapolación de la evidencia de los estudios, los tomadores de decisiones en varios países han desarrollado factores de seguridad (que toman en cuenta la incertidumbre) para determinar los umbrales. Estos factores de seguridad se utilizan para poder extrapolar a niveles aceptables de exposición debido a la incertidumbre asociada en la estimación de los riesgos. Sin embargo, con frecuencia, los factores no representan la verdadera incertidumbre en el cálculo, como se explica en el Cuadro 1. La forma en que se calcula la dosis de referencia es la siguiente:

$$RfD \text{ o } RfC = \frac{NOAL}{UF_H \times UF_S \times UF_L \times UF_C \times MF} \quad \text{Fórmula 7}$$

Cuadro 1. Factores de incertidumbre usados por la USEPA

EXTRAPOLACIÓN	FACTOR DE INCERTIDUMBRE TÍPICO	RAZONAMIENTO	EVIDENCIA EMPÍRICA
Animal a humano (UF _H)	10	La sensibilidad de los animales difiere a la de los humanos, el grado de ésta depende de la especie animal	Basado en diferencias metabólicas, los humanos son seis veces más sensibles que las ratas, cuatro veces más que los cobayos y doce veces más que los ratones.
Promedio a población sensible (UF _S)	10	Toma en cuenta la variabilidad en respuestas en la población humana y representa a la fracción más sensible	La mayor parte del tiempo, el rango entre la población más y menos sensible fue menos de diez.
LOAEL a NOAEL (UF _L)	10	En algunos estudios no se puede encontrar un NOAEL a las dosis administradas.	La relación de LOAEL a NOAEL es usualmente menor de diez y en general menor a cinco.
Subcrónico a crónico (UF _C)	10	Los umbrales se establecen típicamente para exposición a lo largo de una vida. Sin embargo, muchos estudios evalúan los efectos con menos exposición	Evidencia de estudios con ratas y perros indican que la relación de NOAEL crónica/sub-crónica es menor a diez.
Calidad de los datos (MF)	1-10	Para ciertos contaminantes y efectos la evidencia puede ser insuficiente o conflictiva.	Basado en el juicio subjetivo de la evidencia disponible

Avances en las incertidumbres para los no cancerígenos

Aún permanecen muchas incertidumbres y consideraciones en el cálculo de los riesgos no cancerígenos relativos a la identificación y selección de los estudios científicos más relevantes y a la extrapolación de umbrales. Algunas consideraciones que deben recibir especial atención al analizar las evidencias científicas en la evaluación de riesgos no cancerígenos incluyen el número y el tiempo transcurrido entre varias dosis, el tamaño de las muestras del grupo expuesto, la elección de efectos críticos y la pendiente de las curvas de dosis- respuesta. Al analizar los riesgos, la idea de considerar un solo umbral puede ser engañosa para los evaluadores de riesgos. Por ejemplo, ¿qué significa estar expuesto a un nivel justamente por debajo del NOAEL? y cuando no hay un umbral detectable ¿cómo se deben establecer los estándares? Las investigaciones en el campo de la evaluación de riesgos han permitido avances metodológicos importantes, en particular en el manejo de las incertidumbres inherentes a los métodos tradicionales. Uno de estos avances es la aproximación para el cálculo de la Dosis de referencia (Benchmark dose, BMD, en inglés) que utiliza un nivel de referencia diferente al NOAEL, que consiste en la identificación de una dosis para la cual se espera un cierto nivel de respuesta. Por ejemplo, se puede obtener un punto en el que el 10% de la población exhibe respuesta (DE₁₀ Figura 6). Además, se pueden establecer límites de incertidumbre y un nivel de dosis correspondiente al límite superior de incertidumbre. Esta aproximación tiene ventajas debido a que incluye información de la forma de la curva de dosis respuesta y del riesgo a exposiciones en niveles cercanos a la dosis de respuesta. La siguiente Figura muestra cómo determinar la BMD con datos de dosis y respuesta.

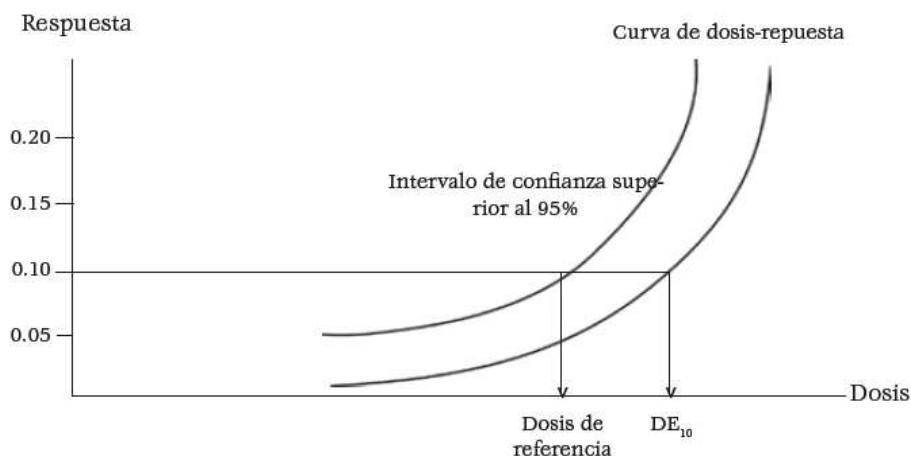


Figura 6 Dosis de referencia (Benchmark dose)

Otra metodología consiste en incluir métodos probabilísticos, los cuales utilizan distribuciones en lugar de estimaciones puntuales para la entrada de parámetros. Estos métodos pueden reducir la subjetividad en la determinación de niveles seguros de exposición.

La evaluación de dosis-respuesta para cancerígenos

Mientras la evaluación de riesgos para no cancerígenos generalmente supone un umbral de afectación, se da por supuesto que los efectos de los posibles cancerígenos no presentan umbrales, debido a que a todo nivel de exposición existe un riesgo de desarrollar cáncer. Esta suposición se basa en los mecanismos de los efectos a la salud, que se asocian con la exposición a la radiación y a sustancias tóxicas. Sin embargo, existen evidencias recientes que indican la posible existencia de umbrales. Suponiendo la no existencia de umbrales, la evaluación de riesgo de cáncer se basa en determinar el riesgo de desarrollar cáncer debido a la exposición a un cierto contaminante durante el lapso de vida.

Extrapolación

La incapacidad de los bioanálisis para detectar pequeños riesgos presenta una de las dificultades más grandes para la aplicación de datos toxicológicos en la evaluación de riesgos. Mientras que a los tomadores de decisiones les interesan generalmente los riesgos del grado de 10^{-6} (uno en un millón), los estudios en animales sólo son capaces de detectar riesgos entre 10^{-3} y 10^{-2} . Dado que los bioanálisis no pueden detectar directamente los niveles de riesgo de interés, es necesario extrapolar los resultados de las pruebas hasta los niveles de exposición de interés. Se han propuesto diversos modelos matemáticos para la extrapolación a dosis reducidas, entre los que se encuentran el de “un sólo contacto” (one hit), el de “multicontacto” (multi-hit), el Weibull y los modelos de etapas múltiples. Mientras que estos modelos pueden ajustarse de forma similar a la información obtenida experimentalmente, se demuestra que los niveles de preocupación divergen de una manera importante. El modelo de un sólo contacto o impacto (one-hit) corresponde a la explicación mecanicística más sencilla del cáncer, que supone que una única interacción del tóxico con una molécula de ADN es capaz de generar un tumor. De esta manera, la presencia de concentraciones bajas del tóxico implica que hay una probabilidad también baja (proporcional) de que pueda ocurrir un daño, y sugiere una relación lineal que se mantiene de mayor a menor dosis. El modelo de múltiples contactos (multi-hit) se basa en la idea de que se necesitan varios eventos de interacción con el ADN para provocar que una célula se vuelva cancerosa. Finalmente, existen también modelos de etapas múltiples, que asumen que las células deben pasar por una transición de varios pasos o etapas antes de volverse malignas. Para ajustar los datos con estos modelos, se pueden usar métodos de estimación de máxima probabilidad o de etapas múltiples linearizadas. La máxima probabilidad es la mayor estimación en el sentido de que es más consistente con los datos que otras estimaciones y no deforma las estimaciones del riesgo. Por su parte, las estimaciones linearizadas de etapas múltiples proporcionan una estimación estable que es considerada moderada o conservadora y que, al no subestimar los riesgos subyacentes, se considera adecuada para la protección de la salud.

Factor de pendiente

El objetivo de extrapolar las curvas de dosis-respuesta a dosis bajas es para determinar un Factor de Pendiente (FP) o factor de potencia, que caracteriza la pendiente de la curva dosis-respuesta a niveles ambientalmente significativos. El FP tiene unidades de $(\text{mg/kg-día})^{-1}$ y describe el cambio en el riesgo de cáncer con relación al cambio en la dosis. Estos factores son diferentes, dependiendo de la vía de exposición

y pueden consultarse en la base de datos del Sistema Integrado de Información de Riesgos (IRIS, por sus siglas en inglés) en el sitio de internet de la USEPA (www.epa.gov/iris).

Perspectivas

Al igual que la evaluación de riesgos a los no cancerígenos, la evaluación de riesgos de cáncer involucra un conjunto de juicios subjetivos cuando se analiza la evidencia. Por ejemplo, los bioensayos difícilmente pueden generar series completas de datos, debido a que la información que producen corresponde a diferentes especies, géneros y tipos de tumores.

Algunas aproximaciones posibles para superar estas limitaciones consisten en computar diversas potencias, adicionar, promediar o simplemente escoger la estimación de riesgo más elevada. Los lineamientos vigentes para la evaluación de riesgos de cancerígenos elaborados por la USEPA (publicados en 1996) ofrecen una explicación bastante clara de estos mecanismos y estiman límites de confianza para las dosis asociadas con el 10% de incremento en la incidencia del cáncer. Con respecto a la extrapolación de datos de animales a humanos, los lineamientos de la USEPA suponen escalas de dosis con área de contacto de piel de aproximadamente 2/3 del peso corporal. Los lineamientos propuestos sugieren el uso de modelos farmacocinéticos o cuando esto no es posible, escalar la dosis con índices fisiológicos.

4.3. Dependencia del nivel de riesgo con respecto al uso del suelo donde esta el receptor

Se reconocen en forma genérica los siguientes usos: residencial, comercial-industrial y agrícola. Pero más allá del uso del suelo, para el caso de estudio de riesgo a la salud humana, debe tenerse en cuenta la descripción del escenario humano, considerando:

1. Información demográfica: se define por la magnitud de la población expuesta, para ello se establece la distribución por edades, sexo y grupos étnicos.
2. Vivienda: tipo de vivienda (material de construcción, tipo de piso, tipo de calles, asfaltadas o no asfaltadas), localización del área residencial con respecto a la fuente (distancia, vientos dominantes, etc.), antigüedad del área residencial, proyectos de crecimiento del área residencial.
3. Patrones de comportamiento en el interior de la vivienda.
4. Presencia de contaminantes en interiores: por ejemplo, fumigación con insecticidas, leña para la cocción de alimentos.
5. Localización del dormitorio y del área de preparación de alimentos.
6. Presencia de industria familiar: por ejemplo, carpinterías, ladrilleras, invernaderos.
7. Otros

Una de las áreas de mayor importancia corresponde a la descripción del escenario humano, en especial las Áreas de recreación y espacios educativos como se describen el cuadro 2

Cuadro :2 Tópicos de importancia en la descripción de las áreas de recreación y espacios educativos

Áreas recreación	Espacios educativos
Áreas donde juegan los niños	Construcción: Tipo de construcción, tipo material de construcción, tipo de piso, tipo de calles, asfaltadas o no asfaltadas, localización del área educacional con respecto a la fuente por ejemplo distancia, colocación con respecto a los vientos dominantes, antigüedad del área educacional
Material con el cual están contruidos los juegos	Patrones de comportamiento en el interior del área
Tipo de piso del área de recreación	Acceso: Trayectos usados para acceder a estos espacios de educación
Localización del área con respecto a la fuente	
Antigüedad del área	
Eventos de restauración en el área	
Frecuencia de juego	

El establecer que tipo de contaminante está presente en alimentos o utensilios de cocina es importante para evaluar si existe la probabilidad de que algún alimento, así como cualquier utensilio que se utilice para manejarlo o cocinarlo pueda contener los contaminantes críticos a evaluar.

También debe considerarse si se da un flujo migratorio en el sitio que puede indicar si se dan diferentes patrones de exposición, al permitir el posible contacto con contaminantes críticos contenidos en materiales o productos traídos por los inmigrantes.

Vulnerabilidad de la comunidad

Un aspecto que se incluye en la descripción del entorno humano son los factores que pudieran incrementar la exposición a los compuestos químicos o que pudieran aumentar el número de tóxicos a los cuales pudieran estar expuestos los individuos de la comunidad por ejemplo: nivel socioeconómico, nivel académico, acceso a sistemas de drenaje y agua potable, acceso a servicios médicos y otros servicios.

4.4. Dependencia del nivel de riesgo con respecto a las características del receptor

Existen varias dependencias en lo referente a la variación del riesgo respecto de las características del receptor, como por ejemplo la edad, el peso corporal, la superficie de exposición al contaminante (los órganos internos del cuerpo, la piel), la susceptibilidad de cada etnia, etc.

De todos los factores nombrados, se selecciona al peso corporal para poder ejemplificar como este factor incide en el cálculo del riesgo.

Una amplia bibliografía basa la evaluación de riesgo a sustancias químicas en trabajos de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA's (1997) Exposure Factors Handbook), la que asume un peso corporal promedio de un adulto en 70 Kg, considerando un ponderado de distintas poblaciones. Este peso corporal asumido se basó en un censo estadístico de salud de 1987, dicho valor es una estimación conservadora del peso corporal para la mayoría de las personas. Sin embargo cuando se asume 70 kg para un adulto entre 18 y 74 años, puede ocurrir que para un caso de un adulto de 45 kg la dosis calculada sea mayor a la que corresponde para que no se observen efectos.

En conjunto, las evaluaciones de riesgo son conservadoras, buscan explicar las incertidumbres y proteger a los adultos de la variabilidad en lo referente a la farmacocinética y farmacodinamia debido a las diferencias como, por ejemplo, los diferentes estados fisiológicos, edad y peso corporal.

Dado el ejemplo de una persona de 30 años expuesta desde el comienzo de su vida a un agente cancerígeno, las asunciones tomadas en las evaluaciones de riesgo por USEPA 1997 en lo referente al peso corporal son que dicho adulto estuvo expuesto desde 0 a 6 años con un peso corporal de 15 kg y de 7 a 30 años con un peso de 70 kg.

El ajuste de los parámetros de exposición por la edad es un criterio valioso para mejorar la representatividad de los posibles escenarios de exposición de las poblaciones.

Frente a este caso, el documento Examination of Risk-Based Screening Values and Approaches of Selected States (Risk-2) presenta dos diferentes ajustes:

El primer ajuste (Fórmula 8) corresponde al ajuste del peso adoptado por el Estado de la Florida hasta el año 2005 y realizado por la USEPA Región 9.

$$\text{Peso ajustado por edad} = \frac{(\text{peso del cuerpo} \times \text{años})_{\text{niños}} + (\text{peso del cuerpo} \times \text{años})_{\text{adulto}}}{\text{Duración de la Exposición}}$$

Fórmula 8

En la ecuación anterior el peso corporal fue ajustado multiplicando el peso corporal del niño por el número de años como niño y luego el peso corporal del adulto multiplicando por el número de años como adulto. Este valor se divide por el número total de años de exposición.

Insertando los valores del ejemplo presentado, se obtiene un valor de 59 kg para el peso corporal ajustado. Este valor es menor que 70 kg, por lo tanto el RBSL (ver Fórmula 5) será menor y con esto resultará en una mayor protección.

A partir del 2005 en el estado de Florida se cambiaron los datos de ajuste del peso de los dos grupos, dado que realizaron estadísticas de los pesos de todas las personas del estado. Esto conlleva a utilizar datos más representativos del peso con respecto a la edad. Por lo tanto, siguiendo con el ejemplo, el peso corporal estadístico resultó de 51,9 kg en lugar de 59 kg asumido por la USEPA Región 9. Para este caso, este valor utilizado por Florida es menor que los dos anteriormente señalados, por lo que representa una diferente, si no mejor, representación de las poblaciones expuestas a un promedio de dos intervalos amplios de edad (0-6 años y 7-30 años). Nuevamente el RBSL resulta menor conllevando a una mayor protección.

Para evaluar las diferencias respecto de estos ajustes, se puede utilizar el concepto de dosis diaria promedio (DDP) para compuestos carcinogénicos y no carcinogénicos (Fórmula 9).

$$DDP = \left(\frac{\text{concentración}}{\text{del comp. } Q_{co}} \right) \frac{\left[\left(\frac{\text{Tasa de ingestión}}{\text{la exposición}} \right) \left(\frac{\text{Duración de la exposición}}{\text{exposición}} \right) \right]}{\left[\left(\frac{\text{peso}}{\text{corporal}} \right) \left(\frac{\text{tiempo del}}{\text{promedio}} \right) \right]} \quad \text{Fórmula 9}$$

Para acotar las variables del ejemplo, se selecciona como vía de exposición la oral, para uso residencial del suelo, asumiendo una concentración de los contaminantes en suelo de 1 mg/kg., utilizando el concepto de DDP normalizado (Fórmula 10).

$$DDPo = \frac{\left[\left(\frac{\text{Tasa de ingestión}}{\text{la exposición}} \right) \left(\frac{\text{Duración de la exposición}}{\text{exposición}} \right) \left(\frac{\text{Eficiencia de Absorción de suelo}}{\text{exposición}} \right) \right]}{\left[\left(\frac{\text{peso}}{\text{corporal}} \right) \left(\frac{\text{tiempo del}}{\text{promedio}} \right) \right]} \quad \text{Fórmula 10}$$

Siguiendo la misma línea en la cual se evalúan las dependencias del riesgo respecto de las características del receptor, la Región 9 de la USEPA desarrolló un ajuste no sólo para el peso corporal, sino para la duración de la exposición y la tasa de ingesta lo cual es expresado en las siguientes ecuaciones. (Fórmulas 11, y 12).

$$DDPo = \frac{\left[\left(\frac{\text{Factor de Ingestión de Suelo Ajustado por la edad}}{\text{Absorción de suelo}} \right) \left(\frac{\text{Eficiencia de}}{\text{exposición}} \right) \right]}{\left[\left(\frac{\text{tiempo del}}{\text{promedio}} \right) \right]} \quad \text{Fórmula 11}$$

$$FISaj = \left[\frac{\left(\frac{\text{Tasa de Ingestión}}{\text{la exposición}} \right) \left(\frac{\text{Duración de la exposición}}{\text{Peso corporal}} \right)}{\text{niños}} \right] + \left[\frac{\left(\frac{\text{Tasa de Ingestión}}{\text{la exposición}} \right) \left(\frac{\text{Duración de la exposición}}{\text{Peso corporal}} \right)}{\text{adultos}} \right] \quad \text{Fórmula 12}$$

Siendo *FISaj* el Factor de Ingestión de Suelos ajustado por edad.

Para el ejemplo que se está desarrollando, el Factor de Eficiencia de Absorción de Suelo se considera 1.0, conllevando a una mayor protección. Se consideran 350 días de frecuencia de la exposición al compuesto cancerígeno (con dos semanas de vacaciones) y como Tiempo del promedio de vida se toma 70 años.

Por otra parte, si tenemos en cuenta los algoritmos de cálculo normalizados (DDPo) e ingresando los datos del ejemplo en la Fórmula 10, se obtiene un valor de 0.836 mg/kg-d.

$$DDPo = 0,836 \frac{mg}{kg-d} = \frac{\left(120 \frac{mg}{d} \right) (1) (30 \text{ años}) (365 \frac{d}{año})}{(59 \text{ kg}) (25550 \text{ d})}$$

La Región 9 calcula el Factor de Ingestión Ajustado por la Edad, sumando un factor de ingestión para los niños a un factor de ingestión para los adultos representando, en el ejemplo, un total de 30 años de ingestión de suelo (Fórmula 12).

$$FISaj = 144 \text{ mg/d} = \left[\frac{(200 \text{ mg/d})(6 \text{ años})}{(15 \text{ kg})} \right]_{\text{niños}} + \left[\frac{(100 \text{ mg/d})(30 \text{ años} - 6 \text{ años})}{(70 \text{ kg})} \right]_{\text{adultos}}$$

Si ingresamos este resultado en la Fórmula 10, se obtiene un resultado de 1.56 mg/kg-d

$$DDPo = 1,56 \text{ mg/kg-d} = \frac{(114 \text{ mg/d})(1)(365 \text{ d/año})}{(25550 \text{ d})}$$

Se puede observar que los datos correspondientes a la Eficiencia de Absorción de Suelo, la Frecuencia de Exposición y el Tiempo Promedio son comunes en ambos algoritmos (Fórmula 10 y Fórmula 11), mientras que el resultado de la Dosis Diaria Promedio Oral al que se llega en el caso de la ecuación utilizada por Florida es aproximadamente el doble al que corresponde a la USEPA Región 9.

El efecto resultante sobre los valores de screening debido a una menor DDPo es un aumento de su concentración y por lo tanto una situación de menor protección. De este modo, los valores de screening de Florida llevan a una menor protección partiendo de un mismo nivel de riesgo para compuestos cancerígenos comparado con USEPA Región 9:

Similares evaluaciones realizadas para la vía de exposición oral pueden llevarse a cabo para las vías dérmica e inhalación, pudiendo observarse una mayor diferencia que para el caso ejemplificado, para llegar hasta casi un orden de magnitud.

4.5. Modificación del nivel de riesgo con la selección de riesgo aceptable

La dependencia del nivel de riesgo con respecto a la selección del riesgo aceptable conlleva a redefinir este concepto. El informe técnico surgido de la I Reunión Nacional de Calidad Analítica, Laboratorios y Normativa de Calidad de Aire, realizada en Buenos Aires, el 9 y 10 de octubre de 2002 se estableció que

*“El objetivo del proceso de fijación y revisión de normas de calidad de aire exterior, en cada país, consiste en establecer puntos de referencia cuantitativos de los niveles de contaminación permitida a fin de concretarlos en disposiciones que tengan fuerza legal. Los niveles de contaminación que se determinen, y por ende, las normas que se promulguen, deberán ser coherentes con el **riesgo aceptable** para la protección de la salud y el ambiente.”*

El mismo documento define al riesgo como *“frecuencia (probabilidad) real o prevista que un producto químico cause daño o efectos inadmisibles como resultado de la exposición de organismos sensibles o ecosistemas. Según el PIPPQ (Programa Internacional de Protección frente a los Productos Químicos/PNUMA/OIT/OMS) el riesgo “aceptable” es la probabilidad de sufrir enfermedad o lesión que será tolerada por un individuo, grupo o sociedad.*

La evaluación del riesgo dependerá de datos científicos, pero su grado de “aceptabilidad” estará determinada por factores sociales, económicos y políticos, así como por los beneficios percibidos como resultado de un proceso”.

Como se desarrollo anteriormente, el riesgo aceptable para los compuestos cancerígenos es un concepto estadístico: 1×10^{-n} significa que un caso en exceso de cáncer cada n habitantes es producto de causas ajenas a los efectos por ejemplo del cigarrillo, la radiación, antecedentes genéticos, etc. Por lo tanto, estos casos adicionales de cáncer serán atribuidos al efecto de la contaminación. Este concepto se refiere a la probabilidad de padecer la enfermedad o lesión que será tolerada por un individuo, grupo o sociedad. La aceptabilidad del riesgo depende de los datos científicos, sociales, factores económicos y políticos, y sobre todo de la percepción del daño derivado del efecto de una contaminación. Finalmente, la elección del riesgo aceptable se selecciona aplicando criterios cautelosos, donde se consideran aceptables los umbrales de riesgo a cancerígenos de 1×10^{-4} , 1×10^{-5} y 1×10^{-6} .

Los valores de referencia correspondientes a compuestos considerados cancerígenos expresados en la Guías para la calidad del agua potable Primer Apéndice a la Tercera Edición Volumen 1 Recomendaciones Organización Mundial de la Salud 2006, son valores a los que se llega teniendo en cuenta el concepto de riesgo aceptable. Cada valor no equivale al número de casos de cáncer que ocasionará la exposición a una

concentración del compuesto, sino que se trata del riesgo potencial máximo, teniendo en cuenta grandes incertidumbres. Es muy probable que el nivel de riesgo real sea menor, pero como ya se desarrolló los riesgos correspondientes a niveles de exposición bajos no se pueden verificar de forma experimental. Los diferentes estados pueden considerar que es más adecuado para sus circunstancias un nivel de riesgo diferente, y pueden estar interesados en determinar valores correspondientes a riesgos entre 10^{-4} o 10^{-6} , lo que se puede hacer, multiplicando o dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.

Si bien la mayoría de los estados norteamericanos toman el valor de 10^{-6} , esta selección depende de la política empresarial, de los compromisos con la autoridad de aplicación, del compromiso social ó del tamaño de la población potencialmente afectada, por ejemplo (Risk Assessment and Risk Management: Determination and Application of Risk-Based Values). Esta elección afecta sobre los resultados de los niveles objetivos específicos en un orden de diferencia.

En la Argentina, las concentraciones del agua de consumo humano con tratamiento convencional tomadas como valor guía en el Decreto 831 de la Ley de Residuos Peligrosos N° 24051, están asociadas a un valor máximo del riesgo aceptable de 10^{-5} (un caso adicional de cáncer por cada 100.000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años).

En lo referente al riesgo aceptable para no cancerígenos, los factores de toxicidad son el Índice de peligro IH y el coeficiente de peligro QH. En estos casos, la selección del umbral de riesgo aceptable varía entre 0.1 y 1 para ambos parámetros, siendo el más utilizado el valor de 1.

El riesgo aceptable influye marcadamente en los resultados de los valores de Screening y Objetivo obtenidos mediante el análisis de riesgo. Pasando de 1×10^{-4} a 1×10^{-5} y a 1×10^{-6} como de 0,1 a 1, estos valores disminuyen su concentración en una cifra significativa.

5- CONCLUSIONES

Ante todo, se debe considerar que los métodos de EVALUACIÓN DE RIESGO toman un amplio margen de seguridad, previendo la protección de la salud humana.

Las variaciones en los valores de default no comprometen los resultados obtenidos mediante esta metodología.

De la comparación de resultados obtenidos al ejecutar los análisis de riesgo, se observa que en general existe una mayor variación entre los parámetros de exposición utilizados para compuestos no cancerígenos que para compuestos cancerígenos.

En función de los estudio de comparación presentados en este trabajo, considerando los valores de Screening aplicados al suelo (RBSL) y los valores Objetivo (SSTL) obtenidos a través del análisis de riesgo, se han detectado dos causas generales de variabilidad.

La primera corresponde a la definición de los valores asumidos por defecto (default) usados en la definición de exposición, tales como la duración de la exposición, la frecuencia de la exposición, el peso corporal, la tasa de ingesta, la eficiencia de adsorción, la superficie de piel expuesta, la fracción de absorción dérmica, la tasa de inhalación, el factor de emisión de partículas, el tiempo del promedio.

La segunda responde a los requisitos legales o de política para definir el valor de riesgo aceptable y los niveles de peligro para proteger la salud humana y el medio ambiente.

Existen diferencias en los niveles de protección que deben utilizarse para salvaguardar la salud. Se consideran aceptables los siguientes umbrales de riesgo a cancerígeno: 1×10^{-4} 1×10^{-5} 1×10^{-6}

Para los factores de toxicidad (Índice de peligro y coeficiente de peligro) la variación está entre 0.1 y 1 para ambos parámetros, siendo el más utilizado el valor de 1.

Algunas regulaciones basan sus niveles de Screening sobre la protección de los recursos, tales como la calidad de las aguas subterráneas. Otras usan las concentraciones de fondo (background), los límites de detección y también los límites obtenidos mediante análisis de riesgo.

Si bien deben respetarse las particularidades de cada región, es conveniente llegar a un consenso de los parámetros toxicológicos de entrada (dosis diarias tolerables, factor de pendiente, etc.) y otros parámetros específicos de los contaminantes, usados para obtener los valores guía.

6- BIBLIOGRAFIA

Esta recopilación de fue basada en las experiencias de los autores y esencialmente en los siguientes documentos:

Introducción al análisis de Riesgos Ambientales. 2003. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat), Mexico.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2008. *Use of Risk Assessment in Management of Contaminated Sites*. RISK-2. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Risk Assessment Resources Team. www.itrcweb.org.

ITRC's Internet-based Training Program. Risk Assessment and Risk Management: Determination and Application of Risk-Based Values. (On line desde 2008 www.clu-in.org/conf/itrc/risk/prez/ITRC_RiskScreening_040810ibtpdf.pdf)

Guías para la calidad del agua potable Primer Apéndice a la Tercera Edición Volumen 1 Recomendaciones Organización Mundial de la Salud 2006.

Informe técnico surgido de la I Reunión Nacional de Calidad Analítica, Laboratorios y Normativa de Calidad de Aire, 2002

USEPA's (1997) Exposure Factors Handbook.