



EnSoil

SUBSECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE

# Análisis de metodologías internacionales y determinación de contaminantes a normar en suelo

608897-70-LE20

INFORME FINAL

CAPÍTULO 4: IDENTIFICACIÓN DE CONTAMINANTES DE INTERÉS A  
NORMAR EN EL PAÍS, MEDIANTE UN ANÁLISIS DE VACÍOS, BRECHAS Y  
OPORTUNIDADES

Rev. 2

Abril 2021



## Información del documento

<b>Estudio</b>	Análisis de metodologías internacionales y determinación de contaminantes a normar en suelo		
<b>Mandante</b>	Subsecretaría del Medio Ambiente		
<b>ID licitación</b>	608897-70-LE20	<b>Código proyecto</b>	P2003
<b>Informe</b>	Informe final Capítulo 4	<b>Versión</b>	Rev2

## Control de cambios

	Revisión 0	Revisión 1	Revisión 2
<b>Elaborado por</b>	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic Ainhoa Goyeneche Paul Lorca Pilar Pantaleón Guillermo García Alfonso Álvarez Fernanda Carrasco	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic Ainhoa Goyeneche Paul Lorca Pilar Pantaleón Guillermo García Alfonso Álvarez Fernanda Carrasco	Jorge Alcaíno Francisca Mihovilovic Ainhoa Goyeneche Paul Lorca Pilar Pantaleón Guillermo García Alfonso Álvarez Fernanda Carrasco
<b>Fecha</b>	14-03-2021	12-04-2021	23-04-2021
<b>Revisado por</b>	Ainhoa Goyeneche	Ainhoa Goyeneche	Ainhoa Goyeneche
<b>Fecha</b>	15-03-2021	12-04-2021	26-04-2021
<b>Aprobado por</b>	Jorge Alcaíno	Jorge Alcaíno	Jorge Alcaíno
<b>Fecha</b>	15-03-2021	13-04-2021	26-04-2021

## EnSoil Ambiental SpA

Av. Apoquindo 6410 Of 605  
Las Condes, Santiago  
+56 9 8250 6380  
[www.ensoil.cl](http://www.ensoil.cl)

## Contenido

1	INTRODUCCIÓN.....	5
2	ACTIVIDAD 3.4 ANÁLISIS DE VACÍOS, BRECHAS Y OPORTUNIDADES DE NORMAR CONTAMINANTES Y ANÁLISIS DE PROBABLES VALORES OBJETIVO .....	7
2.1	ANÁLISIS DE VACÍOS, BRECHAS Y OPORTUNIDADES .....	7
2.1.1	Análisis FODA .....	8
2.1.2	Conclusiones.....	14
2.2	DEFINICIÓN DE PROBABLES VALORES OBJETIVO PARA CONTAMINANTES PRIORITARIOS.....	14
2.2.1	Escenarios de exposición .....	16
2.2.2	Tipos de contaminantes (umbral y no umbral).....	16
2.2.3	Áreas mineralizadas.....	18
2.2.4	Biodisponibilidad.....	18
2.2.5	Metodología de cálculo de valores objetivo .....	22
2.3	PRESENTACIÓN DE VALORES OBJETIVO .....	30
2.3.1	Valores objetivo para los metales.....	30
2.3.2	Valores objetivo para otros grupos de contaminantes.....	31
2.3.3	Comparación de los valores propuestos.....	34
2.3.4	Factores y aspectos a evaluar para definición final de valores objetivo .....	36
2.4	CONCLUSIONES.....	39
3	ACTIVIDAD 3.5 DIFUSIÓN DE LOS RESULTADOS DEL ESTUDIO .....	39

## Anexos

Anexo 1 – Preguntas realizadas en entrevistas sobre metodología para determinación de valores de referencia

Anexo 2 – Planilla de cálculo de valores de referencia para metales (Excel)

Anexo 3 – Cálculo de valores de referencia de arsénico y mercurio con RBCA Tool Kit

Anexo 4 – Valores de todas las normas para los contaminantes seleccionados (Excel)

Anexo 5 – Tríptico de difusión del estudio, versión color

Anexo 6 – Tríptico de difusión del estudio, versión para imprimir

Anexo 7 – Presentación de informe final

## Tablas

Tabla 1 – Factores de exposición por ingestión para escenario residencial con receptor sensible (niño de 5 años) .....	24
Tabla 2 – Factores de exposición por ingestión para escenario Industrial con receptor adulto .....	24
Tabla 3 – Factores de exposición por contacto dermal para escenario residencial con receptor sensible (niño de 5 años) .....	25
Tabla 4 – Factores de exposición por contacto dermal para escenario industrial con receptor adulto .....	26
Tabla 5 – Factores de exposición por inhalación para escenario residencial con receptor sensible (niño de 5 años) .....	27
Tabla 6 – Factores de exposición por inhalación para escenario industrial con receptor adulto .....	27
Tabla 7 – Factores para el cálculo del PEF y Q/C.....	28
Tabla 8 – Resumen de aspectos relevantes conversados en entrevistas.....	29
Tabla 9 – Valores objetivos para metales .....	31
Tabla 10 – Valores objetivo para otros grupos de contaminantes.....	32

## Figuras

Figura 1 – Esquema de funcionamiento de las normas primarias .....	13
Figura 2 – Esquema de dosis umbral. Elaboración propia .....	17
Figura 3 – Valores de referencia propuestos por Ingeniería Alemana .....	34
Figura 4 – Ecuación genérica de la USEPA para evaluación de contaminantes mutagénicos.....	38

## 1 Introducción

---

En capítulos anteriores se ha realizado un exhaustivo análisis de las legislaciones relativas a la gestión de suelos contaminados en aquellos países donde ésta se encuentra más desarrollada, y en aquéllos que tienen unas condiciones de uso del suelo y de características técnicas similares a las condiciones que existen en Chile: Alemania, Australia (Estado de Queensland), Brasil (Estado de Sao Paulo), Canadá (Provincia de British Columbia), España (País Vasco y Andalucía), México, Estados Unidos (Estado de California), Países Bajos e Italia.

El impacto que determinadas actividades antrópicas, tanto industriales, mineras, como agropecuarias, generan en la calidad del suelo es algo conocido, o presentido, desde hace mucho más tiempo. Es a partir de esta inquietud, cuando se empieza a desarrollar un conocimiento científico y técnico sobre las características que tiene la contaminación del suelo, sus efectos sobre el agua subterránea y superficial, la biota, y sus consecuencias sobre el entorno en general, y sobre la salud humana en particular.

De este conocimiento surge la necesidad de generar un marco legislativo cuyo objetivo sea prevenir la contaminación del suelo, proteger la salud de las personas y los ecosistemas. La definición de este marco legislativo presenta dificultades. Dificultades administrativas, de gestión, técnicas y de valoración de las consecuencias que dicha legislación puede tener en el desarrollo de determinadas actividades económicas, pues implica necesariamente un cambio en los procesos y en la cultura de producción del país. Es importante comprender que el marco legislativo para la gestión de suelos es complejo, y no radica simplemente en definir valores objetivo para el suelo (por ejemplo, en una norma primaria). Esto último es importante y vital, pero antes (o en paralelo) se deben resolver una serie de problemas y tomar decisiones que pasan por temas técnicos, políticos y sociales.

Por un lado, están las dificultades administrativas y de gestión que supone la legislación sobre la contaminación de suelos. La primera es la asignación de competencias y responsabilidades dentro de la estructura administrativa de cada país, siendo evidente que la asignación de las responsabilidades de gestión debe estar acompañada con la provisión de medios técnicos y humanos suficientes para hacer frente a esta gestión. En las distintas legislaciones analizadas existe también heterogeneidad en este aspecto. Desde sistemas muy centralizados, donde la responsabilidad recae en el Estado Central (ej. Alemania, Países Bajos), frente a otros, en los cuales esta responsabilidad recae en Administraciones Regionales, e incluso locales, a nivel de Municipios (ej. Australia, Canadá, USA).

El principal aspecto que debe definir la legislación en materia de suelos contaminados es el proceso administrativo que debe seguir a su vez el proceso técnico de caracterización y potencial descontaminación del suelo. Definir quién tiene la obligación de hacer una caracterización del suelo, qué tipo de información debe reportar, a quién, y qué consecuencias tienen los resultados de esa caracterización, en el caso en el que resulte que el suelo se considere como contaminado. En algunos casos, como en España, la condición de un suelo contaminado se debe reflejar en una nota en el Registro de la Propiedad, que es pública, de manera que los condicionantes en el uso de dicho suelo sean conocidas por cualquiera que se pudiera sentir afectado.

En el caso, en el que no existe una legislación específica, como sucede en Chile, las investigaciones de contaminación de suelos se inician por muy diversos motivos, bien porque estos ingresan al SEIA por el literal O.11 del Decreto 40, el SEA toma nota de un proceso de contaminación, la autoridad lo indica como requerimiento de un sumario sanitario, existe un dictamen del Tribunal Ambiental, o existe una iniciativa por parte del Ministerio del Medio Ambiente en una determinada área debido a presiones por la comunidad

o como parte del desarrollo de catastros. Esto genera una disparidad en la gestión del suelo, con criterios heterogéneos y genera en consecuencia indefinición legal, lo que no fomenta iniciativas privadas o voluntarias de caracterización y remediación de suelos, y dificulta el conocimiento y la información pública sobre sitios potencialmente contaminados. De hecho, en esta situación legal, es muy frecuente que, sobre todo, grandes empresas industriales realicen estudios de suelos, incluso actividades de remediación, de manera privada, sin comunicarlas a la Administración.

Aquí surge otra de las dificultades a la hora de legislar sobre suelos contaminados, y es la derivada de la falta de conocimiento de la situación real del país en materia de contaminación de suelos. Muchos países han abordado esta situación mediante el impulso de la realización de inventarios de suelos potencialmente contaminados a distintos niveles, nacional o regional. Estos inventarios tienen la dificultad de que requieren de grandes recursos técnicos y económicos, y de que no existen registros suficientemente fiables sobre actividades o emplazamientos, en los que pudiera existir una afección del suelo. Esto genera que en los países donde se han desarrollado estos inventarios, ofrezcan, a veces, un número subestimado de sitios potencialmente contaminados.

Posteriormente entramos a dificultades que surgen a la hora de definir qué se entiende por suelo. En algunos países se distingue lo que es el suelo de lo que se considera roca. Incluso se trata de manera diferente el suelo que está cubierto permanentemente por una lámina de agua (lechos de río, sedimentos lacustres y marinos, etc.). Del análisis de la legislación internacional se comprueba que el concepto “administrativo” de suelo no es homogéneo, lo que conlleva distintas consecuencias a la hora de su gestión. También existe heterogeneidad a la hora de tratar la relación entre un suelo y el agua subterránea. De la revisión realizada anteriormente se ve que en algunas legislaciones se consideran de manera conjunta, mientras que en otras prevalece la estructura administrativa existente, y se tratan por separado.

Otro aspecto técnico que resulta difícil de regular o legislar, consiste en definir la metodología a seguir a la hora de caracterizar un suelo. La dificultad radica en la gran heterogeneidad de los suelos, por su propia naturaleza, entorno y actividades que se desarrollan, o se hubieran desarrollado en el mismo. Se hace pues complicado regular sobre cuántas muestras se deben tomar y analizar, cómo se debe realizar dicha toma de muestras, qué analizar, qué ensayos se deben realizar, etc., para que un informe de caracterización de suelos refleje de manera fiel su calidad ambiental. Por otro lado, en ciertos países, se regulan las condiciones de capacidad técnica de las empresas que realizan los estudios de contaminación de suelo, para que sean aceptados por parte de la Administración, para lo cual deben mostrar evidencias de su capacidad técnica y experiencia, así como que tengan implantada una metodología específica para este fin.

La siguiente dificultad, que es algo vital, que se presenta está en la definición de suelo contaminado. En este caso, se hace preciso definir claramente qué criterios, qué parámetros, límites, y procedimientos de diagnóstico, se consideran para dicha definición. Se ha visto que las legislaciones estudiadas poseen una definición clara de este concepto, ya que de otra manera se generan incertidumbres y diversidad de criterios que dificultan enormemente su gestión.

Para considerar un suelo como contaminado, o como no contaminado, se suelen utilizar niveles de referencia de determinados compuestos químicos, con un efecto nocivo para la salud. A nivel internacional, existe una enorme variabilidad, tanto en los compuestos considerados, como en sus límites o valores de referencia. Teniendo en cuenta las consecuencias que tiene el establecimiento de estos valores de referencia, pues el que un suelo se defina como contaminado, implica consecuencias importantes en cuanto al desarrollo de actividades en el mismo, y en los costes de remediación, este aspecto es uno de los más sensibles a la hora de definir las reglas que definen la gestión de suelos contaminados. En este mismo

sentido, otro factor a tener en cuenta es que cada vez incorporamos nuevos compuestos químicos en nuestros procesos productivos y en nuestros productos finales, cuyas consecuencias para el medio ambiente y para la salud humana no siempre son bien conocidas en el momento de su introducción. Esto implica que la lista de compuestos a tener en cuenta para definir la calidad del suelo deba estar en permanente revisión.

Actualmente en Chile, para definir la “presencia de contaminantes” en un suelo (no sería correcto utilizar la expresión “suelo contaminado”, ya que aún no existe una normativa que lo defina), se deben revisar normativas internacionales. El reglamento SEIA (D.S. 40/2012 MMA), indica en su artículo 11 que, de no existir norma nacional para algún contaminante y matriz ambiental, se debe recurrir a normas de referencia internacionales para evaluar el riesgo, y enumera una lista de 14 países. Los valores de referencia en estas normas se calculan y dependen de factores toxicológicos, de exposición, de riesgo aceptable adicional de cáncer, entre otros, que no corresponden solo a criterios científicos, sino que también a decisiones políticas y sociales.

Es por lo anterior que existe una gran variabilidad entre una y otra norma internacional y, por ejemplo, se pueden encontrar valores de referencia tan disímiles como el de arsénico, que es de 0,68 mg/kg en la norma de Estados Unidos (USEPA) y de 100 mg/kg en la norma de Australia. La existencia de distintas opciones de norma para utilizar, que muchas veces varía considerablemente entre una y otra, se suma a que no hay un criterio uniforme para la selección y aplicación de una norma por sobre la otra. Esto finalmente implica que sería posible encontrar dos estudios en sitios distintos con las mismas concentraciones, en que en uno se haya establecido afección en el suelo y en el otro no.

Este capítulo, trata de aportar luces en estos últimos factores haciendo un análisis y una propuesta de los principales compuestos contaminantes a considerar, sus valores de referencia, y los procedimientos para determinar si la calidad del suelo genera un efecto nocivo para la salud humana y/o los ecosistemas.

## 2 Actividad 3.4 Análisis de vacíos, brechas y oportunidades de normar contaminantes y análisis de probables valores objetivo

Esta actividad tiene como objetivo el realizar un análisis de vacíos, brechas y oportunidades de normar contaminantes en base al análisis realizado previamente, seleccionando y justificando los contaminantes a normar en el caso de una norma primaria de calidad de suelo, y analizando los probables valores objetivos en función de los efectos a la salud de las personas.

### 2.1 Análisis de vacíos, brechas y oportunidades

Para el análisis de vacíos, brechas y oportunidades, se realizará un análisis FODA (Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas). El análisis FODA es una herramienta de diagnóstico de la situación de un proyecto en un momento determinado de su vida y desarrollo. El análisis se basa en el estudio de las características internas (debilidades o vacíos y fortalezas) y sus características externas (oportunidades y amenazas), lo que servirá para elaborar estrategias para aprovechar las fortalezas, combatir amenazas y explotar oportunidades, tratando de minimizar las debilidades.

El objetivo general del análisis FODA es dar una imagen de la situación actual del proyecto. De esta manera, mediante el análisis FODA se analizan los vacíos y oportunidades, y la conclusión del análisis dejará evidente la brecha para alcanzar el objetivo deseado.

### 2.1.1 Análisis FODA

Antes de iniciar el análisis, cabe destacar que el objetivo de este es analizar la situación actual con respecto a la legislación en materia de contaminación de suelos, y las oportunidades y amenazas presentes actualmente para la determinación de una norma primaria de suelos.

#### Fortalezas

#### ***Existencia de Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente (Ley 19.300)<sup>1</sup> del año 1994***

La Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente (LBGMA) es una norma que nace en el contexto del retorno a la democracia en Chile y a la adquisición de compromisos internacionales en materia medio ambiental, en especial aquellos adquiridos en la Cumbre de Río del año 1992. Así es como en el mensaje de la LBGMA se indica que está “... llamado a ser uno de los principales instrumentos para alcanzar los objetivos perseguidos por la política ambiental. En efecto, los diferentes títulos, párrafos y disposiciones de la ley responden a una serie de principios generales básicos que conforman la política ambiental de este gobierno, sin cuya existencia sus disposiciones aparecerían vacuas y carentes de un sentido y objetivos específicos claros. Será éste pues, el primer cuerpo normativo que recoja en forma integrada y global los principales temas ambientales y los principios que a nuestro juicio deberán ser sustento y fundamento de cuerpos legales posteriores”, por ende, demuestra el interés gubernamental por legislar entorno a la contaminación y protección del medio ambiente. Para ello, esta ley crea instrumentos de gestión ambiental, dentro de los cuales se encuentra el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), el cual corresponde a un instrumento de carácter preventivo de protección ambiental, modelo tomado de una iniciativa en Estados Unidos del año 1969 y que luego, en la Declaración de Río 1992 fijó como un estándar mínimo que permita evaluar de manera anticipada proyectos o actividades que pueden generar un impacto en el medio ambiente.

Por lo señalado, el artículo 10 de la LBGMA señala cuales son esos proyectos o actividades que requerirán la elaboración de un Estudio de Impacto Ambiental, y en el artículo 11 se señala cuándo se entenderá que generan o presentan a lo menos un efecto, característica o circunstancia que afecte al medio ambiente. En el caso del suelo, el artículo 11 letra b) “Efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los recursos naturales renovables, incluidos el suelo, agua y aire”.

Por otro lado, la LBGMA en el párrafo que refiere a las normas de calidad ambiental y de la preservación de la naturaleza y conservación del patrimonio ambiental, refiere en su artículo 39 lo siguiente: “La ley velará porque el uso del suelo se haga en forma racional, a fin de evitar su pérdida y degradación”.

En resumen, existe actualmente una institucionalidad ambiental robusta en la que podría ser implementado un sistema de gestión de suelos contaminados, que contenga, entre otros instrumentos, una norma de calidad de suelos.

---

<sup>1</sup> <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=30667>



### ***Existencia de la Guía metodológica para la gestión de suelos con potencial presencia de contaminantes (Resolución Exenta 406/2013 del MMA<sup>2</sup>)***

Ya se ha avanzado en el desarrollo de la metodología de estudios de contaminación de suelos, por lo que ya existe un documento metodológico que define los procedimientos técnicos para estandarizar la investigación de suelos con potencial presencia de contaminantes. La metodología que se propone en esta guía está basada en varios documentos de carácter internacional (como la guía Investigación de la Contaminación del Suelo del País Vasco (España) (IHOBE de 1998)) y corresponde a la metodología de estudio más común en las normativas revisadas en el presente estudio (revisar Capítulo 2 Sección 2.4.1). En este sentido, ya existe una metodología (si bien mejorable) para recoger datos y analizar las condiciones ambientales del suelo, los que serían contrastados con una futura norma primaria.

### ***Se han realizado estudios de contaminación de suelos en Chile***

Existen varios casos emblemáticos de contaminación de suelos (Quintero, Ferrocarriles de Antofagasta, Polimetales de Arica, etc.) que han tenido seguimiento por las autoridades, por lo que ya se han determinado metodologías de trabajo admisibles, estableciéndose precedentes legales. Se realizó un estudio en profundidad del material existente en el estudio “Elaboración de lineamientos estratégicos con miras al desarrollo de instrumentos normativos y de gestión de suelos” elaborado por EnSoil (2021). Estas investigaciones ayudan a determinar los contaminantes de interés que debiese contener una futura norma primaria.

### **Oportunidades**

#### ***Creciente preocupación por leyes medioambientales***

Junto con los nuevos movimientos sociales, se ha declarado una creciente preocupación por la protección del medio ambiente en general. Las exigencias de la población, junto con algunos casos de población expuesta a contaminantes, con gran repercusión mediática, ha generado que las autoridades muestren una creciente preocupación con respecto a la contaminación de suelos.

Por otro lado, se reconoce que Chile se encuentra entre los pocos países de la OCDE que carece de una legislación con respecto a la contaminación suelos y por tanto deja reflejo de la necesidad de una norma primaria de calidad.

#### ***Existencia del Comité de expertos para la realización de Anteproyecto de Ley General de Suelos***

Se ha generado un comité de expertos para la legislación de una futura Ley General de Suelos, que se encuentra encabezada por la senadora Carmen Gloria Aravena y donde participan otros representantes de la mesa de suelos, como la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo, la ONG Suelo Sustentable y el Colegio de Geólogos de Chile, además de científicos de la Universidad de Chile, Universidad Austral, Universidad de Concepción, Universidad de O’Higgins, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Alberto Hurtado y un representante del senador Elizalde (Iarazon.cl<sup>3</sup>). Durante una reunión realizada en junio del 2020 se adquirió el compromiso respecto a redactar un borrador con los principales lineamientos de un Ley General de Suelos. Esta Ley estaría enfocada en la protección a la desertificación y erosión de los suelos, pero que

---

<sup>2</sup> [http://www.mma.gob.cl/transparencia/mma/doc/Res\\_406\\_GuiaMetodologicaSuelosContaminantes.pdf](http://www.mma.gob.cl/transparencia/mma/doc/Res_406_GuiaMetodologicaSuelosContaminantes.pdf)

<sup>3</sup> <https://www.larazon.cl/2020/06/07/cientificos-y-senadores-de-agricultura-avanzan-en-propuesta-para-una-ley-general-de-suelos/>

también muestra una preocupación por la contaminación y en definitiva su objetivo general es la de la protección de los suelos como recurso. El trabajo que se está realizando en el desarrollo de esta futura ley es una instancia donde se podría incorporar un sistema de gestión de suelos contaminados, en particular una futura norma de calidad de suelos. Sin embargo, debido al aún bajo estado de avance y a la variedad de temas relacionados a suelos que abarcaría la ley, se debe reconocer que este anteproyecto podría complejizar y/o ralentizar la tramitación de modificaciones legales que se requiera para desarrollar una norma de calidad de suelos.

### ***Adhesión de Chile a tratados internacionales***

La implementación de una norma primaria de suelos ofrece una muy buena oportunidad de demostrar acciones concretas en cuanto al cumplimiento los tratados internacionales adheridos por Chile como el Convenio de Estocolmo (1998), el Convenio de Rotterdam (1998) o el Convenio de Minamata sobre el Mercurio (2017).

### ***Avance en carbono neutralidad y cierre de centrales termoeléctricas***

El avance que se ha ido realizando en el país durante los últimos años en la descarbonización de la matriz energética y en particular en el cierre de centrales termoeléctricas a carbón, es una oportunidad y una instancia de discusión para evaluar el uso futuro de estos sitios y así desarrollar y fortalecer un sistema de gestión de suelos contaminados. Se ha desarrollado una “Guía técnica de buenas prácticas ambientales para el cierre de centrales a carbón”<sup>4</sup>, que incluye a la caracterización de sitios y remediación de suelos dentro de sus lineamientos.

### ***Oportunidad de regularizar la responsabilidad de la descontaminación de los suelos contaminados***

Una norma primaria de calidad ambiental del componente suelos puede ayudar a regularizar la responsabilidad de las empresas generadoras de contaminación en caso de que se superen los valores que esta establezca, fijando un instrumento normativo por el cual la autoridad pueda exigir acciones concretas. Esto se extiende a monitoreos preventivos para evitar que ocurra contaminación de suelos.

### ***Clarificación de la gestión administrativa y legal de los suelos***

La ausencia de una reglamentación clara genera incertidumbre en la gestión de los suelos, lo que puede limitar en ocasiones proyectos de desarrollo industrial, o de desarrollo urbanístico. Para una empresa industrial o inversora es crucial tener claridad sobre el proceso que se debe seguir y los criterios a considerar a la hora de gestionar un suelo contaminado, o potencialmente contaminado. A la vez que puede disponer de criterios objetivos para determinar la calidad de sus suelos y los riesgos empresariales y reputacionales asociados a la misma. La existencia por tanto de leyes claras en cuanto a la gestión de los suelos contaminados puede revitalizar proyectos, tanto industriales, como de desarrollo de emplazamientos con potencial presencia de contaminantes, que de otro modo estarían detenidos.

---

<sup>4</sup> Disponible en: [https://4echile-datastore.s3.eu-central-1.amazonaws.com/wp-content/uploads/2020/11/24174706/GIZ\\_Descarb\\_Cierre\\_Tecnico.pdf](https://4echile-datastore.s3.eu-central-1.amazonaws.com/wp-content/uploads/2020/11/24174706/GIZ_Descarb_Cierre_Tecnico.pdf)

Por otro lado, esta reglamentación puede favorecer la realización de actividades de remediación de suelos con la consiguiente mejora ambiental y disminución de riesgos para la salud humana y ecosistemas derivados de un suelo contaminado.

### Debilidades

#### ***Necesidad de capacitación de los entes reguladores y ejecutores de proyectos ante la nueva normativa***

Si bien se han realizado actualmente estudios de suelos, es esperable que se requiera recursos para la capacitación tanto de los entes reguladores y fiscalizadores, como de los ejecutores del proyecto ante una nueva normativa. Los estudios de suelos contaminados son todavía algo incipiente en Chile y es natural que exista desconocimiento e incertidumbre a la hora de aplicar una nueva normativa, y a la hora de valorar la correcta ejecución de los proyectos.

#### ***Falta de indicación técnica en cuanto a los contaminantes prioritarios que debiesen ser normados en Chile y ausencia de valores de referencia que permitan “definir” el estado de un suelo como contaminado***

Todas las normativas internacionales estudiadas contienen indicaciones de cuando se ha de realizar un estudio de contaminación de suelo, valores de referencia para los contaminantes de interés del país, y una definición de cuando se define un suelo “contaminado” y por tanto se ha de considerar un plan de manejo o remediación de los mismo. El no tener definidos los contaminantes de interés y valores de referencia para estos es una debilidad que debe ser subsanada como prioridad en Chile.

#### ***Dificultades para encontrar proveedores locales especializados y con experiencia***

No existe una red de proveedores especializados a nivel local en materia de suelos contaminados suficientemente extensa, para hacer frente a la demanda de este tipo de servicios. Son pocas las empresas de ingeniería en suelos contaminados con experiencia, a la vez que es complicado localizar empresas auxiliares de perforación especializados en trabajos medioambientales, equipos de descontaminación, y los costos de laboratorios analíticos son todavía elevados en comparación con los precios que se pueden encontrar en otros países con este mercado más maduro.

### Amenazas

#### ***Que la normativa generada, sea inaplicable por su complejidad, imposibilidad técnica (capacidad de los laboratorios de realizar los análisis), precio de la investigación, o por ser demasiado restrictiva***

Para evitar que la futura norma de calidad de suelos se convierta en un instrumento inaplicable, en el proceso de elaboración se deberán considerar factores de aplicabilidad de la norma, incluyendo disponibilidad de los análisis, costos adicionales que tendrían que ser incurridos por los proponentes, además de las consecuencias y plazos de superarse esta. Además, la futura norma debiese implementarse de manera gradual (aplicando el principio de gradualidad), pudiéndose comenzar con su obligatoriedad en ciertas industrias o usos de suelos, o priorizar ciertos sitios ya definidos según el sistema de gestión.

#### ***Que la norma genere conflictos con respecto a valores de metales naturalmente altos en los suelos de Chile***

Como ya se ha comentado en varias ocasiones, en varias zonas de Chile, el contenido de arsénico y otros metales en suelos es naturalmente alto (áreas mineralizadas). Debido a que una norma primaria se basa en la protección de la salud humana y no en las concentraciones naturales de ciertos elementos en la matriz

ambiental, inevitablemente existirán zonas naturales que tendrán concentraciones de contaminantes superiores a los valores establecidos en la futura norma de suelos. Estas zonas mineralizadas, en caso que estuviesen generando un potencial riesgo a la población, debiesen ser evaluadas de manera especial (no como contaminación como tal), pudiendo ser gestionadas como un problema de salud pública, tal como son tratadas en legislaciones de otros países.

### ***Definición de competencias entre distintos organismos del Estado***

La contaminación de suelos compete a varios organismos del Estado, principalmente al Ministerio del Medio Ambiente y al Ministerio de Salud, además de Sernageomin, MINVU, entre otros, por lo que será necesario definir el papel y competencias de cada uno de los organismos en la gestión de suelos contaminados (en temas como pasivos ambientales mineros, construcción de viviendas sobre suelos con potencial presencia de contaminantes, declaración de un suelo como contaminado, etc.) y en particular en la generación de la norma de calidad primaria (definición de valores de referencia para protección de la salud humana). Se requiere de una coordinación profunda y comunicación activa entre los distintos organismos con competencia en suelos contaminados, además de un proceso de discusión de temas técnicos, donde cada uno aporte desde su área de especialización y se avance hacia un objetivo en conjunto.

### ***Falta de conocimiento de la población***

El desconocimiento sobre el proceso de los estudios de suelos, y el significado de los valores de la norma primaria de calidad de suelos (ya que superar los valores no implican un riesgo), puede generar alarma en la población.

### ***Conflictos de interés con respecto a las actuaciones mineras***

Con la implementación de un nuevo sistema de gestión de suelos contaminados, y en particular una norma de calidad de suelos, es probable que muchos sitios que contienen relaves, zonas de acopio, botaderos mineros, entre otros pasivos mineros deban ser declarados como contaminados o se exija disponer de medidas de gestión para estos. Lo anterior pudiese generar conflictos con las mineras.

Esta normativa puede ser vista por parte de algunos sectores como la imposición de un sobrecoste a sus operaciones, a la vez que una complicación administrativa a la hora de gestionar el suelo. En la situación actual, los efectos de la contaminación del suelo pasan muchas veces desapercibidos, y no se ejecuta ningún tipo de trabajo para conocerlos, prevenirlos o remediarlos. A su vez, la definición de un suelo como contaminado implica limitaciones en su gestión, que no estaban siendo contempladas de una manera concreta mientras no exista una reglamentación al respecto.

### ***Dificultades técnicas donde se debe llegar a acuerdos***

Entre otros temas esto incluye el determinar qué se considerará como un riesgo a la salud aceptable para los contaminantes cancerígenos que se encuentren en el componente suelo. Los valores de referencia se realizan basándose en el riesgo de que 1 persona entre 1.000.000 o 10.000 ( $10^{-6}$  o  $10^{-4}$ ) puedan desarrollar un cáncer como consecuencia de la exposición a la contaminación. La exposición a este tipo de contaminantes genera un aumento en la probabilidad de desarrollar un cáncer, pero no suponen un efecto inmediato en la salud de las personas, por lo que se consideran contaminantes “no umbral”.

### ***Conflictos con la definición actual de una norma primaria***

El sistema chileno se encuentra estructurado para abordar la problemática de la contaminación en base a la definición de los conceptos de contaminante y contaminación. Así, el artículo 2 letra d) de la LBGMA define contaminante como “Todo elemento, compuesto, sustancia, derivado químico o biológico, energía, radiación, vibración, ruido, luminosidad artificial o una combinación de ellos, cuya presencia en el ambiente, en ciertos niveles, concentraciones o períodos de tiempo, pueda constituir un riesgo a la salud de las personas, a la calidad de vida de la población, a la preservación de la naturaleza o a la conservación del patrimonio ambiental” y la contaminación la define en la letra c) como la “Presencia en el ambiente de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, en concentraciones o concentraciones y permanencia superiores o inferiores, según corresponda, a las establecidas en la legislación vigente”.

Para regular la contaminación, entendida como la definió el artículo 2 citado, la legislación ambiental chilena contempla un instrumento de gestión ambiental denominado normas de calidad, las cuales se distinguen a su vez entre primarias y secundarias. La norma de calidad primaria es aquella que “establece los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de elementos, compuestos, sustancias, derivados químicos o biológicos, energías, radiaciones, vibraciones, ruidos o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la vida o la salud de la población”.

Las normas de calidad ambiental tienen una consecución en cuanto a los demás instrumentos de gestión ambiental, que abordan la forma de gestionar la contaminación, de modo que se da la siguiente estructura (Figura 1):

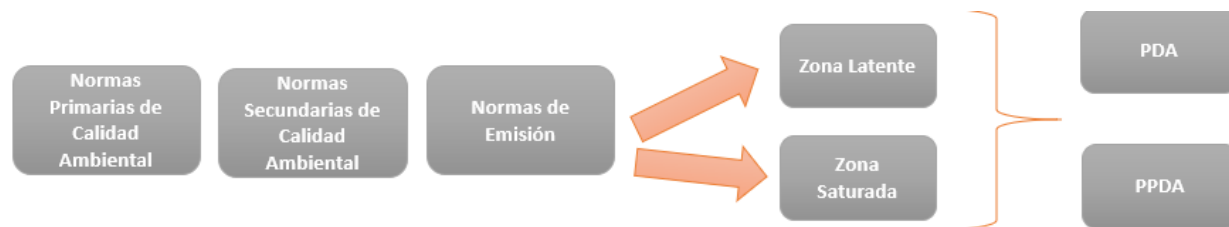


Figura 1 – Esquema de funcionamiento de las normas primarias

Así, las normas de calidad ambiental indican las concentraciones permisibles en una matriz ambiental determinada a fin de no generar un riesgo a la salud de la población, y para ello utiliza la norma de calidad primaria. La superación de los niveles indicados en las normas primarias deriva en la declaración de la zona como latente o saturada. Una regulación de esa manera tiene sentido para las matrices de aire y agua, donde se asume que, por la naturaleza del componente ambiental, los receptores están expuestos directamente a los contaminantes. Cabe destacar que para que exista un riesgo ambiental, deben estar presentes tres elementos: fuente de contaminación, vía de exposición y receptor; con la ausencia de cualquiera de estos elementos, se elimina el riesgo. Para el caso de la matriz suelo, en cambio, las condiciones de vías de exposición y de receptores son sitio-específicas, y no es posible asumir que existe riesgo por el solo hecho de tener concentraciones de contaminantes sobre cierta norma.

En resumen, una de las amenazas para la implementación de un nuevo sistema de gestión de suelos contaminados, y en particular una norma de calidad de suelos es la imposibilidad de aplicar los instrumentos de gestión ambiental actuales (norma primaria, zonas latentes y saturadas, planes de prevención y descontaminación) a la matriz suelo, ya que están diseñados para matrices ambientales como aire y agua. Para solucionar esto se requiere hacer modificaciones a actuales cuerpos legales, con el fin de que permitan

la creación de nuevos instrumentos de gestión aplicables a la matriz suelo. Lo anterior podría transformarse en un proceso lento y complejo si no se le da la prioridad que realmente tiene el tema.

### 2.1.2 Conclusiones

El análisis FODA identifica el camino ya recorrido en materia de legislación de suelos contaminados y da una idea del camino a recorrer para la correcta aplicación de una legislación que sea aplicable.

De todas estas materias indicadas, la debilidad (vacío) que compete al presente estudio es la ausencia de valores de referencia para la determinación del estado de contaminación de un suelo. En este sentido, se busca utilizar las herramientas actuales (fortalezas) para trazar un camino hacia una norma que indique estos valores.

En términos de amenazas, la más importante es que Chile cuenta con una dificultad normativa para regular los suelos contaminados, dado que las normas de calidad están pensadas para otras matrices ambientales que tienen un comportamiento y manifestación absolutamente distinto, como es el caso del agua y del aire.

En consideración al problema anterior, y la función normativa que tienen las normas de calidad ambiental, en especial la primaria, el Ministerio del Medio Ambiente desarrolló un estudio en el año 2011 denominado “Preparación de antecedentes para la elaboración de la norma de calidad primaria de suelos”, el cual determinó la insuficiencia conceptual para abordar este componente ambiental, explicando que esta no es posible por cuanto éstas contemplan la identificación de las fuentes, vías y rutas de exposición; lo cual hace inviable generar una norma de calidad primaria para el suelo, dado que éste requiere necesariamente una evaluación previa del riesgo, no siendo suficiente la sola presencia de un elemento que podría generar contaminación.<sup>5</sup>

Se requiere por tanto, a fin de incluir el componente suelo a la lógica de las normas primarias de calidad ambiental, que se flexibilice el concepto, y una alternativa planteada por el estudio citado es la modificación del D.S. 93/1995 (derogado y reemplazado por el D.S. 38/2012 MMA “Reglamento para la dictación de normas de calidad ambiental y de emisión”<sup>6</sup>) en su artículo 24 letra d), además de otras modificaciones requeridas en la Ley 19.300 para que los conceptos de zona latente y saturada no apliquen a la matriz suelo. Una discusión más acabada de este tema se puede encontrar en el estudio de (EnSoil, 2021)<sup>7</sup> en la sección 3.2.1.

Una vez establecidos estos cambios, será posible generar una norma de calidad de suelos y definir los valores de referencia para todos los contaminantes establecidos como contaminantes de interés en presente estudio.

## 2.2 Definición de probables valores objetivo para contaminantes prioritarios

Los contaminantes prioritarios a normar se han definido anteriormente en el Capítulo 3 (Actividad 3.3). Para estos contaminantes se definirán valores objetivo preliminares.

---

<sup>5</sup> Estudio “Preparación de Antecedentes para la elaboración de la norma de calidad primaria de suelos”, páginas 30 y 31, elaborado por Ingeniería Alemana S.A. para el Ministerio del Medio Ambiente el año 2011.

<sup>6</sup> <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1053036>

<sup>7</sup> EnSoil. (2021). *Elaboración de lineamientos estratégicos con miras al desarrollo de instrumentos normativos y de gestión de suelos*. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago.

El propósito básico de los valores objetivo es asistir en determinar cuándo pudiesen existir riesgos para la salud humana bajo un escenario establecido de presencia de estos contaminantes en el suelo. Lo anterior se realiza mediante el contraste de los valores (concentraciones) de diferentes sustancias obtenidas en el muestreo de un sitio en particular, con aquellas listadas como valores objetivo (o de referencia) por la legislación.

Bajo la metodología de la USEPA de evaluación de riesgos la comparación de valores en un sitio con valores definidos por la legislación se configura como una evaluación Tier 1 (o nivel 1). Una evaluación Tier 2 se haría necesaria cuando uno o más contaminantes superasen estos valores significativamente, y consiste en una evaluación de riesgos sitio-específica; mientras que una evaluación Tier 3 consiste en un estudio avanzado de la contaminación y riesgos asociados lo que puede incluir modelos matemáticos avanzados, estadísticas locales o incluso monitoreo biológico (ej. plomo en la sangre).

El uso de los valores objetivo en un Tier 1 debe ser realizado en el contexto de un modelo conceptual sitio-específico iterativo, revisando siempre que todos los supuestos y condiciones base que se usaron para derivar inicialmente los valores objetivo se cumplan (o sean más conservadoras) en el sitio evaluado. En este sentido, las normativas ambientales revisadas indican que el exceder un valor de referencia no implica automáticamente que haya riesgo, sino que se debiese aumentar el nivel de evaluación realizado (Tier 2, Tier 3). De manera alternativa, si se sobrepasan los valores objetivo, se debiesen implementar inmediatamente opciones de manejo del sitio apropiadas para asegurar la salud humana o derechamente la remediación del sitio asegurándose de poseer todos los datos necesarios. De cualquier forma, la respuesta debe ser determinada caso a caso y ser proporcional al riesgo determinado para evitar gastos innecesarios.

Es importante también establecer una forma de comparar los valores. Se debiesen examinar una serie de estadísticas tales como la mediana, promedio, desviación estándar y el nivel de confianza superior 95% (UCL95). Como mínimo se debe comparar el máximo y el UCL95 con los criterios del Tier 1. La legislación australiana establece que para desestimar un sitio como contaminado al realizar una investigación Tier 1, se deben cumplir dos condiciones como mínimo:

- La desviación estándar de los resultados debiese ser menos que la mitad del valor objetivo; y
- Ninguna muestra debiese exceder de 2.5 veces el valor objetivo.

Es importante notar que lo anterior aplica bajo los criterios de densidad de muestreo requeridos por la legislación australiana (discutidos en el Capítulo 2). Estos no son iguales a los criterios de densidad establecidos por la Guía Metodológica para los cuales no se pudo encontrar un razonamiento técnico, vale decir no se consideran en su definición factores como tamaño de la contaminación, distancia mínima entre muestras, etc.

De cualquier manera, las evaluaciones deben ser realizada por entes competentes y especialistas, ya que es importante no sobreestimar el estado de contaminación de todo un sitio por valores localizados (ej. manchas superficiales de combustibles en un área menor), pero tampoco ignorar valores muy altos que pudiesen indicar un punto de vertido frecuente con posibilidad de impactos en aguas subterráneas y contaminación transportándose fuera del sitio.

### 2.2.1 Escenarios de exposición

Los efectos a la salud por exposición a sustancias tóxicas pueden dividirse de manera general en efectos agudos y crónicos. Los efectos agudos se relacionan con una exposición de corta duración (minutos, horas, días) mientras que los efectos crónicos se refieren a una o más exposiciones de más larga duración (meses, años). En este último caso los síntomas pueden no ser aparentes por mucho tiempo.

Los valores objetivo para evaluación de suelos contaminados se relacionan con escenarios de riesgos por exposiciones crónicas, no obstante, algunos sitios puedan presentar riesgos agudos; algunos incluso no relacionados con efectos a la salud directos si no que por fuego o explosiones como en el caso de compuestos volátiles inflamables. En este sentido, los escenarios contemplados no incluyen sustancias radioactivas, explosivos no detonados, materiales patogénicos o gases explosivos.

Los escenarios definidos para los valores objetivos se agrupan en las normativas internacionales según uso de suelo, y estos conllevan implícitos una serie de condiciones base relacionadas a los tiempos de exposición y receptores más sensibles presentes en cada uno de estos escenarios.

Los valores objetivo indicados para este proyecto están basados en los siguientes dos escenarios:

- **Escenario residencial:** Uso residencial con acceso a suelo en el sitio y niños como receptores más sensibles.
- **Escenario Industrial:** Uso industrial sin acceso directo a suelo y adultos como receptores más sensibles.

Se han definido estos dos escenarios ya que corresponden al más y menos sensible en cuanto a receptores (niños y adultos), se encuentran incluidos en todas las normativas revisadas, y corresponden con aquellos determinados por la USEPA para sus niveles de referencia.

Para la derivación de los niveles objetivo, se realizan suposiciones científicas en cuanto al potencial de exposición de los receptores a los contaminantes en estos escenarios. Esto incluye al comportamiento de las personas, características fisicoquímicas de los contaminantes, movimiento de los contaminantes entre otras.

### 2.2.2 Tipos de contaminantes (umbral y no umbral)

Se han establecido dos grandes grupos de contaminantes, aquellos que muestran potencial cancerígeno según la literatura y aquellos que no. Dentro de los cancerígenos se han reconocido dos grupos también de acuerdo con su mecanismo de acción, aquellos que son genotóxicos y los no-genotóxicos.

Los contaminantes no cancerígenos muestran un mecanismo de acción tóxica que se denomina umbral (denominados en inglés como “threshold contaminants”). Esto significa que existe un valor bajo el cual no debiesen esperarse efectos negativos a la salud humana. A este valor umbral se le llama *Reference Dose* (RfD) dentro de la metodología USEPA, *Tolerable Daily Intake* (TDI) en la normativa canadiense y *Toxicity Reference Value* (TRV) en la normativa australiana. De manera simplificada, este valor se deriva usualmente usando valores experimentales extrapolados de estudios animales desde donde se derivan los parámetros toxicológicos *No Observed Effect Level* (NOAEL) o “Nivel Sin efectos Observados” y el *Lowest Observed Effect Level* (LOAEL) o “Nivel más Bajo de Efectos Observados”. Estos conceptos se muestran gráficamente en la Figura 2. Naturalmente el RfD será siempre más bajo que el LOAEL, pero cuanto más bajo depende del factor de seguridad utilizado y la confianza en los estudios en los cuales está basado. En una evaluación de



riesgos se determina el Target Hazard Quotient (THQ) o “Cociente de Riesgo” que es la razón entre la dosis de referencia y la dosis calculada por las diferentes vías de exposición. Al determinar valores objetivos el THQ se deja en 1 (esto se explicará en más detalle en la Sección 2.2.5).

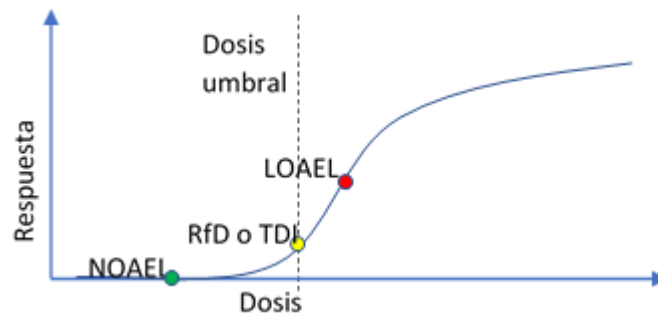


Figura 2 – Esquema de dosis umbral. Elaboración propia

En cuanto a los contaminantes cancerígenos, se reconoce transversalmente que los contaminantes genotóxicos son contaminantes no umbral, por cuanto existen efectos a cualquier dosis, vale decir, que no existe una dosis “segura” (o RfD) ya que la más mínima exposición ya estará causando algún nivel de riesgo de desarrollar cáncer. En teoría, los contaminantes no genotóxicos pueden ser clasificados como umbral, vale decir que existe una dosis bajo la cual no se esperan efectos carcinogénicos, sin embargo, en la práctica algunos países (Canadá, Estados Unidos) no hacen distinción y tratan a todos los contaminantes carcinogénicos como no umbral. Para este estudio se han definido todos los contaminantes carcinogénicos como no umbral.

Los contaminantes no umbral utilizan un método que indica su toxicidad por medio de parámetros denominados Cancer Slope Factor (CSF) “Factor de Pendiente de Cáncer” y Unit Risk Factor (URF) “Factor de Riesgo Unitario”. El CSF es una estimación plausible conservadora de la probabilidad de una respuesta cancerígena de un individuo expuesto a un nivel particular de un contaminante carcinogénico. El URF está expresado en términos de probabilidades de desarrollar cáncer asumiendo datos de un individuo estándar, por ejemplo, consumo de 2L de agua por día o inhalación de 20 m<sup>3</sup> de aire al día. En esencia son el mismo dato, pero expresado de manera diferente.

El CSF generalmente es derivado de bases de datos de estudios donde altas dosis son administradas a animales desde las cuales se extrapola a exposiciones menores esperadas para las personas en el medio ambiente (USEPA, 1989)<sup>8</sup>. En este sentido, son extrapolaciones lineales de efectos de altas dosis a bajas dosis. Es reconocido que estas extrapolaciones pueden sobreestimar los efectos a bajas dosis y que los datos entregados son imposibles de probar en la realidad.

En el análisis de contaminantes no umbral lo que se determina en las evaluaciones de riesgo es el Target Risk (TR) o “Nivel de Riesgo Objetivo”, que representa el exceso de riesgo cancerígeno que resultaría de una exposición continua a una sustancia determinada. En diferentes legislaciones el nivel aceptable va desde 1 en 10.000 (10<sup>-4</sup>) a 1 en 1.000.000 (10<sup>-6</sup>) en incidencia. Para el cálculo de valores objetivo se debe elegir un nivel de riesgo aceptable, lo que se explica con mayor detalle en la sección 2.2.5.

<sup>8</sup> USEPA. (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A)*. Washington D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.

### 2.2.3 Áreas mineralizadas

Se debe reconocer también que existen áreas mineralizadas naturalmente en Chile, donde las concentraciones naturales en el suelo pudiesen estar por sobre valores determinados como “seguros” (valores objetivo). Este es especialmente el caso del arsénico en el norte de Chile, cuyos niveles naturales pueden llegar hasta casi los 100 mg/kg de concentración en lugares cercanos a Calama. Es importante notar que esta situación no es exclusiva de Chile, por ejemplo, áreas en California también presentan elevados niveles de arsénico o en Andalucía con una variedad de metales presentes, entre otras.

En el caso de los niveles de minerales concentrados que naturalmente están presentes en los suelos y no por una acción antrópica, cabe preguntarse si han de ser considerados como casos de contaminación y si corresponde normar por sobre valores objetivo para acomodar estas áreas. Los diferentes países estudiados han optado en general por soluciones similares como se indica abajo:

- Canadá (Estado de British Columbia): indica en su normativa “Contaminated Sites Regulation”<sup>9</sup> Sección 11 (1) que un sitio se definirá como “contaminado” si se superan los valores de referencia establecidos en su regulación, sin embargo, en su Sección 11 (3) indica que esta definición no aplicará si la concentración de la sustancia en suelo (u otras matrices) no supera los valores background locales. Más aún, como se verá más adelante, la fórmula para el cálculo de niveles de referencia para suelos utilizada por Canadá incorpora el valor background en su ecuación.
- Australia: La legislación federal australiana, dentro de la National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999<sup>10</sup> (NEPM, 2013), define contaminación como una condición del suelo o agua donde una sustancia se ha añadido por acción antropogénica directa o indirecta por sobre niveles background, y representa, o potencialmente representa un impacto a la salud o al medio ambiente. La NEPM 2013 también reconoce la presencia de áreas naturalmente mineralizadas, en donde se debiesen implementar programas de prevención y mitigación en términos de salud pública, y donde pudiese ser más efectivo el monitoreo en sangre o de concentraciones en calidad de aire.
- Estados Unidos: La Ley “Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA)”<sup>11</sup> también llamada Ley Superfund contiene una limitación a la remoción o remediación a sustancias que ocurriesen naturalmente en ubicaciones específicas. En este sentido, bajo la Ley Superfund los niveles de remediación no se definen bajo niveles naturales. Se reconoce que niveles naturales pueden representar riesgos, sin embargo, esto debe ser coordinado con otras agencias a cargo de temas de salud pública. (United States Environmental Protection Agency, 2018)<sup>12</sup>

### 2.2.4 Biodisponibilidad

En el ámbito de la contaminación de suelos o aguas, la biodisponibilidad se define como la fracción de un elemento que se encuentra disponible para los organismos vivos, y está definida por la relación que hay entre la concentración de ese elemento en el suelo y el nivel introducido en el organismo.

---

<sup>9</sup> [https://www.bclaws.gov.bc.ca/civix/document/id/complete/statreg/375\\_96\\_00](https://www.bclaws.gov.bc.ca/civix/document/id/complete/statreg/375_96_00)

<sup>10</sup> National Environmental Protection Council (NEPC). (2013). *National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999*. [https://www.legislation.gov.au/Details/F2013C00288/Html/Volume\\_19](https://www.legislation.gov.au/Details/F2013C00288/Html/Volume_19)

<sup>11</sup> <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-comprehensive-environmental-response-compensation-and-liability-act>

<sup>12</sup> United States Environmental Protection Agency. (2018). *Frequently Asked Questions About the Development and Use of Background*.

La mayor parte de las regulaciones en materia de suelos contaminados, utilizan como referencia el contenido total de un determinado contaminante para determinar sus niveles de referencia que determinan si ese suelo se considera potencialmente contaminado o no.

Estas concentraciones totales, sin embargo, no informan sobre su movilidad o sobre la fracción que se encuentra disponible para las plantas y otros organismos del suelo. Por esta razón, en las evaluaciones de riesgos y proyectos de remediación se reconoce que esta metodología no es los mejores indicadores de la disponibilidad, por lo que es necesaria una estimación más precisa de la misma. De las legislaciones estudiadas, solo Alemania y España consideran expresamente la utilización del agua y otros agentes para determinar las fracciones disponibles para ciertos receptores.

Determinar la disponibilidad y/o toxicidad de los contaminantes que se encuentran en los suelos es complejo puesto que son muchos los factores que influyen. Tanto la asimilabilidad, como biodisponibilidad y la propia toxicidad dependen también de procesos biológicos, particulares de cada especie y muchas veces con variaciones debidas a la adaptación al medio.

La concentración que causa toxicidad para los organismos vivos (incluyendo las personas) se encuentra dentro de la fracción disponible del suelo, estrechamente relacionada tanto con la concentración en la disolución como con la capacidad del suelo para liberar cantidades procedentes de la fase sólida. La fracción disponible, que influye decisivamente en el crecimiento y vida de las plantas y otros organismos, está, por tanto, afectada por los diferentes componentes y características del suelo.

La biodisponibilidad no es una simple función del contenido total de un determinado contaminante en el suelo y está vinculada a los ciclos biológicos, a los geoquímicos y a los edáficos, e influenciada por las actividades antrópicas. Las diferentes formas en las que los contaminantes pueden existir en los suelos se asocian con componentes muy heterogéneos y con contenidos diversos, tales como la materia orgánica y la fracción de arcilla. Para comprender la biodisponibilidad y las vías de movilidad es necesario, por tanto, disponer de información precisa, tanto de la concentración total en el suelo como la de la disolución y su especiación, de las fases geoquímicas a la que se unen y del organismo receptor potencial.

Para determinar la biodisponibilidad se utilizan fundamentalmente bioensayos, tanto para plantas, como otros organismos. De hecho, en el RD 9/2005<sup>13</sup> de España, que regula la gestión de los suelos contaminados, se establece para el caso de identificar suelos que requieran una valoración de riesgos para ecosistemas, la necesidad de realizar bioensayos para comprobar la toxicidad de un suelo para una serie de compuestos referenciados, tanto en el suelo como en el lixiviado en muestras no diluidas.

En este caso, para la protección de los ecosistemas, la declaración de un suelo como contaminado se basa exclusivamente en los ensayos de ecotoxicidad. Así, a diferencia de los criterios para la protección de la salud humana, estos criterios no dependen de los niveles genéricos de referencia (NGR's) o valores límite, sino de los datos de ecotoxicidad obtenidos en los bioensayos realizados con las muestras de suelo y lixiviado a diferentes concentraciones. Esto permite la clasificación de sitios problemáticos sin necesidad de disponer de una caracterización exhaustiva de los tipos y niveles de contaminantes presentes.

Por otro lado, siguiendo con España, el concepto de biodisponibilidad en personas se contempla, no tanto en documentos legislativos, pero sí en guías técnicas, fundamentalmente de realización de valoraciones de riesgos, como es el caso de la "Guía de evaluación de riesgos para salud humana en suelos potencialmente contaminados"<sup>14</sup>, publicada por la Junta de Andalucía (España), 2017.

---

<sup>13</sup> <https://www.boe.es/eli/es/rd/2005/01/14/9/con>

<sup>14</sup> [http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal\\_web/web/participa/opina\\_participa/planes/drsc\\_03.pdf](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/participa/opina_participa/planes/drsc_03.pdf)

En esta guía se establece que, especialmente para metales y metaloides, que pueden estar presentes en el suelo bajo diversas formas químicas, es factible mejorar la cuantificación de la exposición y el análisis toxicológico, por los siguientes motivos:

- *No todo el contaminante presente en los suelos se encuentra en forma realmente accesible y disponible para el posible receptor, y depende de las distintas formas químicas en las que se encuentre (especiación), así como de las vías de contacto con el posible receptor.*
- *La toxicidad depende también de la especiación química en la que se encuentre el compuesto, y ésta dependerá de la mineralogía de partida a la que se asocia el contaminante y de las condiciones ambientales: pH, potencial redox, temperatura, materia orgánica (particulada y disuelta).*

Por lo tanto, resulta útil determinar la cantidad del metal disponible para cada una de las vías de exposición y receptores identificados, así como su especiación en aquellos casos en que la toxicidad difiere significativamente de unas especies a otras (como es el caso del cromo, mercurio, cobre, arsénico, etc.). No obstante lo anterior, en cuanto a la salud humana ninguna forma de medición de la biodisponibilidad se encuentra explícitamente avalada.

En la Guía de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas publicada por la Comunidad de Madrid (España) el año 2001<sup>15</sup>, se indica que el análisis de la toxicidad de un contaminante debe reflejar los mecanismos de acción y los efectos que puede causar sobre la salud humana y los ecosistemas, y debe contemplar los siguientes aspectos:

- Vías de exposición relevantes.
- Órganos a los que afectan.
- Biodisponibilidad y capacidad de bioacumulación.
- Potencial mutagénico, neurotóxico, teratogénico, de disrupción endocrina, etc.
- Efectos interactivos entre sustancias (sinergias y antagonismos).

Como es complejo disponer de información sobre cada uno de estos aspectos, en esta guía se especifica que se podrán utilizar por defecto hipótesis conservadoras que permitirán realizar un análisis preliminar con los siguientes preceptos:

- Se asume que los contaminantes están presentes en el 100% del área contaminada y se utiliza por defecto el dato de concentración máxima o percentil 90 (cuando exista un número suficiente de datos) para cada uno de los contaminantes.
- El 100% del área de estudio está contaminada.
- La biodisponibilidad de cada uno de los contaminantes es del 100%.
- Se utilizan los datos de menor peso vivo disponibles que corresponde a la mayor tasa de ingestión.
- La composición de la dieta se estima en un 100% de alimento contaminado.

---

<sup>15</sup> [https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/cma-mam-guia\\_analisis\\_riesgos\\_salud\\_humana\\_y\\_ecosistemas.pdf](https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/cma-mam-guia_analisis_riesgos_salud_humana_y_ecosistemas.pdf)

En este sentido, en la Guía de Madrid si bien se reconoce el concepto de biodisponibilidad, se recomienda el uso de hipótesis conservadoras en la práctica.

Como ya se indicó anteriormente, los principales inconvenientes para el estudio de la disponibilidad se deben a que requieren de procedimientos analíticos que no están suficientemente depurados y que todavía están en proceso de validación e implantación, y que generan un importante incremento en el coste económico en los estudios de contaminación. Esto ha motivado que, bajo la asunción de hipótesis conservadoras, la mayoría de las legislaciones que establecen niveles objetivo, de referencia, o de intervención, se refieren al contenido total de un determinado elemento.

Por otro lado, se requiere precisar que existen varias acepciones del término biodisponibilidad que conviene diferenciar:

- Disponibilidad ambiental: fracción de un contaminante liberado al medio por procesos de desorción, potencialmente disponible para los organismos.
- Biodisponibilidad ambiental o bioaccesibilidad: fracción de un contaminante disponible ambientalmente que un organismo adquiere a través de procesos fisiológicos de solubilización.
- Biodisponibilidad: fracción del contaminante bioaccesible que finalmente es metabolizado por el receptor y puede interactuar con los tejidos y órganos. En muchos casos, puede coincidir con la bioaccesibilidad, cuando la solubilidad es el principal factor que determina la absorción efectiva del compuesto por el individuo.

Estas diferentes disponibilidades del contaminante presente en el subsuelo hacen todavía más complejo el estudio y determinación de su biodisponibilidad frente a un determinado receptor, con una serie de vías de exposición, y bajo unas condiciones ambientales, geoquímicas e incluso estacionales.

En cuanto a los métodos de medición de los anteriores conceptos, se indican los siguientes:

- La disponibilidad ambiental también denominada “labilidad” o “movilidad” es medida experimentalmente mediante el uso de agentes solubilizadores que imiten la desorción de los contaminantes en condiciones de campo ya sea por lluvia, drenaje ácido u otros. Un test conocido y usado usualmente es el Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP), que busca replicar condiciones ácidas generadas en vertederos por ácidos orgánicos.
- La bioaccesibilidad se mide mediante tests “in vitro”, que buscan replicar procesos fisiológicos de solubilización, como por ejemplo absorción por raíces en plantas o ingesta de contaminantes en personas. En cuanto esto último, lo que se busca es imitar el proceso de solubilización gastrointestinal mediado por ácido clorhídrico.
- La biodisponibilidad es medida por tests “in vivo”, vale decir midiendo las concentraciones efectivas en el organismo estudiado. En el caso de la biodisponibilidad humana, lo que se hace es utilizar animales con procesos gastrointestinales similares, a los que se les hace ingerir una determinada dosis de contaminante por vía oral, para luego medirla en la sangre.

No obstante las anteriores definiciones, en la práctica por simpleza y uso generalizado se utiliza el término de “biodisponibilidad” para los tests contemplados por las legislaciones en cuanto a la evaluación de suelos contaminados.

Uno de los test más utilizados para la medición de la biodisponibilidad in vitro, es el Physiologically Based Extraction Test (PBET) o “Test de Extracción Fisiológica”. Desarrollado por (Ruby, 1996) consiste a grandes

rasgos en una extracción secuencial simulando la fase estomacal y del intestino delgado utilizando ácido clorhídrico (y otros compuestos en menor medida como pepsina, citrato, etc.) a diferentes pH (4 y menos para el estómago y 7 para el intestino delgado). En el estudio el porcentaje biodisponible máximo fue de 50% tanto para arsénico como para plomo. Revisiones independientes realizadas de este test han validado su uso para estos metales (Bruce, Noller, Vitukawalu, & Ng, 2007)<sup>16</sup>.

Estudios realizados en Chile utilizando ácido clorhídrico (1M) han encontrado porcentajes de extracción máximos para arsénico de 46% (Ahumada, Escudero, Ascar, Mendoza, & Richter, 2004)<sup>17</sup>, mientras que para el estudio de polimetales en Arica se consideró una biodisponibilidad del arsénico de 55% (CITUC, 2014)<sup>18</sup>.

### 2.2.5 Metodología de cálculo de valores objetivo

Es importante notar que el desarrollo de valores objetivo es un proceso complejo y largo, que no solo requiere de datos científicos, sino que también de decisiones políticas y sociales para la elección de la metodología que más se ajuste a los objetivos de protección de la salud de un determinado país. Incluso en aquellas decisiones científicas, hay divergencia de opiniones entre las legislaciones, dándole más peso a algunos estudios por sobre otros por variadas razones, incluyendo localidad, familiaridad de la autoridad con el método, practicidad, etc. En efecto, la revisión de la norma australiana (NEPM) de 1999 se inició el 2005-2006, culminando el proceso de revisión el año 2013 con una nueva versión.

Es así que como punto de partida se han calculado valores objetivo únicamente para los metales y metaloides considerados dentro de los contaminantes prioritarios indicados anteriormente. Todos estos corresponden a contaminantes umbral, a excepción del arsénico. Uno de los puntos críticos a definir es el modo a tratar los contaminantes cancerígenos, definiendo un nivel de riesgo aceptable ( $10^{-4}$  a  $10^{-6}$ ) y también si aquellos no genotóxicos se trataran como contaminantes umbral o no umbral. Sin embargo, este no es el único, también existen vacíos de datos específicos como la ingesta background de contaminantes por otras fuentes no asociadas al suelo (ej. dieta, agua, etc.). Estos factores debiesen ser definidos por (o en conjunto con) el Ministerio de Salud y profesionales expertos en evaluaciones de riesgo ambientales.

Los valores objetivo para los contaminantes umbral fueron determinados usando las fórmulas definidas por la USEPA en sus documentos *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III – Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment* (USEPA, 2001)<sup>19</sup> y *Risk Assessment Guidance for Superfund (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment)* (USEPA, 2009)<sup>20</sup>. Se incluyó para la vía de inhalación la fórmula contemplada por la metodología de Australia (National Environmental Protection Council (NEPC), 2013), ya que se consideró más completa al incluir inhalación de polvo interior. La excepción de esto es el mercurio para el cual se utilizó el modelo *Risk Based Corrective Action Tool Kit for Chemical Releases* (llamado RBCA de aquí en adelante) con el fin de incluir volatilización de este elemento en aire

---

<sup>16</sup> Bruce, S., Noller, B., Vitukawalu, M., & Ng, J. (2007). In Vitro Physiologically Based Extraction Test (PBET) and Bioaccessibility of Arsenic and Lead from Various Mine Waste Materials. *Journal of Toxicology and Environmental Health*.

<sup>17</sup> Ahumada, I., Escudero, P., Ascar, L., Mendoza, J., & Richter, P. (2004). *Extractability of Arsenic, Copper, and Lead in Soils of a Mining and Agricultural Zone in Central Chile. COMMUNICATIONS IN SOIL SCIENCE AND PLANT ANALYSIS*, Vol. 35, Nos. 11 & 12, pp. 1615–1634.

<sup>18</sup> CITUC. (2014). *Determinación del Nivel de Riesgo Aceptable de Protección de Salud Humana, para los Contaminantes de Interés en la Comuna de Arica por la Presencia de Polimetales en la Matriz Suelo*. Santiago: Facultad de Medicina de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

<sup>19</sup> USEPA. (2001). *Risk Assessment Guidance for Superfund*. Washington : U.S. Environmental Protection Agency .

<sup>20</sup> USEPA. (2009). *Risk Assessment Guidance for Superfund (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment)*. Washington.

exterior por la complejidad de los procesos físicos involucrados. En cuanto a plomo, la metodología USEPA recomienda el uso del modelo *Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children* (IEUBK)<sup>21</sup> de la misma entidad, sin embargo, este modelo requiere de datos que no están definidos aún para las condiciones chilenas tales como valores típicos de plomo en aire exterior, consumo de alimentos (dieta) y agua potable los que no han sido definidos para condiciones chilenas.

Para los contaminantes no umbral, los valores objetivos determinados corresponden al valor más conservador (mínimo) entre las metodologías evaluadas. La excepción a lo anterior fue el arsénico, el cual fue evaluado utilizando el modelo *Risk Based Corrective Action Tool Kit for Chemical Releases* (llamado RBCA de aquí en adelante) dada su importancia y prevalencia en los suelos especialmente en el norte de Chile.

Como ya se mencionó anteriormente, se definieron valores objetivo para dos escenarios específicos. Estos corresponden a los usos de suelo “residencial” e “industrial”. En cuanto a estos escenarios se consideraron las vías de exposición más importantes, las que corresponden a ingestión, contacto dérmico e inhalación. Se reconoce que algunas legislaciones (ej. Australia, Canadá) incluyen la ingesta de alimentos desde el mismo sitio contaminado como vía relevante, sin embargo, esta vía se desestimó ya que no existen datos para la sociedad chilena. No obstante, esto (y muchos otros factores) debiesen ser objeto de discusión por parte de un panel experto para evaluar objetivamente su aplicabilidad.

Se debe recalcar también que, desde el punto de vista científico, siempre será mejor realizar una evaluación sitio-específica Tier 2 (o Tier 3 de ser requerida) que aplicar los valores objetivos para la evaluación de riesgo de un sitio. No obstante, se reconoce su utilidad, practicidad y uso extendido dentro de la práctica de evaluación de suelos contaminados internacionalmente.

### **Formula general de valor objetivo considerando vías de exposición ingestión, dermal e inhalación**

A continuación, se presenta la fórmula general para el cálculo del Valor Objetivo (VO) por la suma de la exposición a las 3 vías consideradas: ingestión, dermal e inhalación

$$VO(mg/kg) = \left( \frac{1}{VO_{ingestión}} + \frac{1}{VO_{dermal}} + \frac{1}{VO_{inhalación}} \right)^{-1}$$

Ecuación 1 – Formula general VO

Donde:

- VO<sub>ingestión</sub>: Valor objetivo calculado para la ingestión de suelo contaminado
- VO<sub>dermal</sub>: Valor objetivo calculado para el contacto dermal con suelo contaminado
- VO<sub>inhalación</sub>: Valor objetivo calculado para la inhalación de suelo contaminado como polvo

Para poder entender correctamente el uso de la fórmula general será necesario desarrollar los valores objetivos por cada una de las vías de exposición

---

<sup>21</sup> Disponible en: <https://www.epa.gov/superfund/lead-superfund-sites-software-and-users-manuals>

## Valor objetivo ingestión

A continuación, se presenta la ecuación para el cálculo de los valores objetivo por ingestión del suelo.

$$VO_{\text{ingestión}}(\text{mg/kg}) = \frac{(THQ \times RfD_o \times BW \times AT_n \times 365 \text{ días /año})}{EF \times ED \times IR_s \times RBAF \times 10^{-6} \text{ kg /mg}}$$

Ecuación 2 – Formula para el cálculo del valor objetivo por ingestión

Los factores de exposición y significado de las siglas se encuentran en la Tabla 1 para escenarios residenciales y Tabla 2 para escenarios Industriales.

Tabla 1 – Factores de exposición por ingestión para escenario residencial con receptor sensible (niño de 5 años)

Factor		Valor	Unidad	Referencia
THQ	Cociente de peligro objetivo	1	-	-
RfDo	Dosis de referencia oral crónica	-	mg/kg/d	Base de datos de la EPA para cada uno de los metales analizados <sup>22</sup>
BW	Peso corporal niños de 5 años	18	Kg	Gráfico 5, peso esperado de un niño (valor próximo a la media) <sup>23</sup>
ATn	Tiempo promedio	ED*365	Años	-
EF	Frecuencia de exposición	365	días/años	Al ser un escenario residencial se consideran los 365 días del año
ED	Duración de la exposición	6	Años	Se suponen los primeros 6 años de vida de un niño.
IRs	Tasa de ingestión para niños de 0-5 años	100	mg/día	Exposure Factors Handbook <sup>24</sup>
RBAF	Factor de biodisponibilidad relativo	100	%	Al carecer de datos sobre la biodisponibilidad se consideró 100% como valor conservador

Tabla 2 – Factores de exposición por ingestión para escenario Industrial con receptor adulto

Factor		Valor	Unidad	Referencia
THQ	Cociente de peligro objetivo	1	-	-
RfDo	Dosis de referencia oral crónica	-	mg/kg/d	Base de datos de la EPA para cada uno de los metales analizados <sup>25</sup>

<sup>22</sup> <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>

<sup>23</sup> <http://www.crececontigo.gob.cl/tema/desarrollo-del-nino-y-la-nina/>

<sup>24</sup> <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252> (Table ES-1. Summary of Exposure Factor Recommendations (General Population Central Tendency mg/day)

<sup>25</sup> <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>



BW	Peso corporal Adultos	72,3	Kg	Encuesta nacional de salud tabla 2.3.1. Descripción de mediciones antropométricas. Chile 2009 - 2010 <sup>26</sup> .
ATn	Tiempo promedio	ED*365	Años	
EF	Frecuencia de exposición	240	días/años	Al ser un escenario industrial se consideran únicamente los días laborables
ED	Duración de la exposición	30	Años	Se supone como tiempo medio de un trabajador en una empresa
IRs	Tasa de ingestión para adultos	50	mg/día	Exposure Factors Handbook Table ES-1. Summary of Exposure Factor Recommendations (General Population Central Tendency mg/day)
RBAF=	Factor de biodisponibilidad relativo	100	%	Al carecer de datos sobre la biodisponibilidad se consideró 100% como valor conservador

### Valor objetivo dermal

A continuación, se presenta la ecuación para el cálculo de los valores objetivo por contacto dermal con suelo contaminado.

$$VO_{dermal}(mg/kg) = \frac{(THQ \times RfD_d \times BW \times AT_n \times 365 \text{ días/año})}{EF \times ED \times SA \times M \times RAF_d \times 10^{-6} \text{ kg/mg}}$$

Ecuación 3 – Fórmula para el cálculo del valor objetivo por contacto dermal

Los factores de exposición y significado de las siglas se encuentran en la Tabla 3 para escenarios residenciales y Tabla 4 para escenarios Industriales.

Tabla 3 – Factores de exposición por contacto dermal para escenario residencial con receptor sensible (niño de 5 años)

	Factor	Valor	Unidad	Referencia
THQ	Cociente de peligro objetivo	1	-	-
RfDo	Dosis de referencia oral crónica	-	mg/kg/d	Base de datos de la EPA para cada uno de los metales analizados
BW	Peso corporal niños de 5 años	18	Kg	Gráfico 5, peso esperado de un Niño (valor próximo a la media) <sup>27</sup>
ATn	Tiempo promedio	ED*365	Años	Se suponen 6 años de exposición hasta la adultez
EF	Frecuencia de exposición	365	días/años	Al ser un escenario residencial se consideran los 365 días del año

<sup>26</sup> <https://www.minsal.cl/portal/url/item/bcb03d7bc28b64dfe040010165012d23.pdf>

<sup>27</sup> <http://www.crececontigo.gob.cl/tema/desarrollo-del-nino-y-la-nina/>

ED	Duración de la exposición	6	Años	Se suponen los primeros 6 años de vida de un niño.
M	Factor de adherencia suelo-piel	0,2	mg/cm <sup>2</sup> /d	Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual <sup>28</sup>
RAF <sub>d</sub>	Factor de absorción dermal	-	-	Base de datos de la EPA para cada uno de los metales analizados
SA	Superficie de la piel por contacto dérmico con el suelo niño	3495	cm <sup>2</sup>	Exposure Factors Handbook <sup>29</sup>

Tabla 4 – Factores de exposición por contacto dermal para escenario industrial con receptor adulto

Factor		Valor	Unidad	Referencia
THQ	Cociente de peligro objetivo	1		
RfDo	Dosis de referencia oral crónica	-	mg/kg/d	Base de datos de la EPA para cada uno de los metales analizados
BW	Peso corporal adulto	72,3	Kg	Encuesta nacional de salud tabla 2.3.1. Descripción de mediciones antropométricas. Chile 2009 -2010 <sup>30</sup> .
AT <sub>n</sub>	Tiempo promedio	ED*365	Años	-.
EF	Frecuencia de exposición	240	días/años	Al ser un escenario industrial se consideran únicamente los días laborables
ED	Duración de la exposición	30	Años	Se supone como tiempo medio de un trabajador en una empresa
M	Factor de adherencia suelo-piel	0,2	mg/cm <sup>2</sup> /d	Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual <sup>31</sup>
RAF <sub>d</sub>	Factor de absorción dermal	-	-	Base de datos de la EPA para cada uno de los metales analizados
SA	Superficie de la piel por contacto dérmico con el suelo adulto	5570	cm <sup>2</sup>	Exposure Factors Handbook <sup>32</sup>

<sup>28</sup> (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) “3.2.2.3 Recommended Soil Adherence Factors”

<sup>29</sup> Table ES-1. Summary of Exposure Factor Recommendations, Surface Area of Body Parts (suma de cabeza, manos, media pierna, pies y brazos)

<sup>30</sup> <https://www.minsal.cl/portal/url/item/bcb03d7bc28b64dfe040010165012d23.pdf>

<sup>31</sup> [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/part\\_e\\_final\\_revision\\_10-03-07.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/part_e_final_revision_10-03-07.pdf) ((Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) “3.2.2.3 Recommended Soil Adherence Factors”)

<sup>32</sup> Table ES-1. Summary of Exposure Factor Recommendations, Surface Area of Body Parts (suma de cabeza, manos y brazos)

### Valor objetivo inhalación

A continuación, se presenta la ecuación para el cálculo de los valores objetivo por inhalación de suelo contaminado en forma de polvo.

$$VO_{Inhalación}(mg/kg) = \frac{THQ \times RfC \times AT_n}{\left[ \frac{1}{PEF_0} \times ET_{00} \right] + \left[ \frac{1}{PEF_i} \times TF \times ET_{ci} \right]} \times EF \times ED_c$$

Los factores de exposición y significado de las siglas se encuentran en la Tabla 5 para escenarios residenciales y Tabla 6 para escenarios Industriales.

Tabla 5 – Factores de exposición por inhalación para escenario residencial con receptor sensible (niño de 5 años)

Factor		Valor	Unidad	Referencia
THQ	Cociente de peligro objetivo	1		
RfC	Dosis de referencia	-	mg/m <sup>3</sup>	Base de datos de la EPA para cada uno de los metales analizados
ATn	Tiempo promedio	ED*365	Años	-
PEF <sub>0</sub>	Factor de emisión de partículas	1,1 x10 <sup>9</sup>	(m <sup>3</sup> /kg)	El facto de Emisión de partículas se calcula en base a la (Ecuación 4)
ET <sub>00</sub>	Tiempo de exposición aire exterior	4	Horas	Tiempo transcurrido en el exterior
PEF <sub>i</sub>	Factor de polvo interior	2,6E+07	m <sup>3</sup> /kg	Por defecto
ET <sub>ci</sub>	Tiempo de exposición interior	20	Horas	Tiempo transcurrido en el interior
TF	Fración de polvo interior compuesta de suelo exterior	50	%	Por defecto
ED	Duración de la exposición	6	Años	Se suponen los primeros 6 años de vida de un niño
EF	Frecuencia de exposición	365	Días/años	Al ser un escenario residencial se consideran los 365 días del año

Tabla 6 – Factores de exposición por inhalación para escenario industrial con receptor adulto

Factor		Valor	Unidad	Referencia
THQ	Cociente de peligro objetivo	1		
RfC	Dosis de referencia	-	mg/m <sup>3</sup>	Base de datos de la EPA para cada uno de los metales analizados
ATn	Tiempo promedio	ED*365	Años	-

PEF <sub>0</sub>	Factor de emisión de partículas	1,1 x10 <sup>9</sup>	(m <sup>3</sup> /kg)	El facto de Emisión de partículas se calcula en base a la (Ecuación 4)
ET <sub>00</sub>	Tiempo de exposición aire exterior	1	Horas	Tiempo de descanso de un trabajador
PEF <sub>i</sub>	Factor de polvo interior	2,6E+07	m <sup>3</sup> /kg	Por defecto (Australia)
ET <sub>ci</sub>	Tiempo de exposición interior	9	Horas	Horas de un horario laboral en Chile
TF	Fracción de polvo interior compuesta de suelo exterior	50	%	Por defecto
ED	Duración de la exposición	30	Años	Se supone como tiempo medio de un trabajador en una empresa
EF	Frecuencia de exposición	240	Días/años	Al ser un escenario industrial se consideran únicamente los días laborables

### Particulate emission factor (Factor de emisión de partículas)

A continuación, se encuentran los valores para el cálculo del factor de emisión de partículas, y en la Tabla 7 los factores utilizados para calcularlo. Para el cálculo de Q/C se utilizaron factores de Albuquerque Estados Unidos, la cual es equivalente en cuanto a su clasificación de clima Koppen (Bwk) a la ciudad de Calama (tomada como un caso representativo de alta generación de polvo).

$$PEF \frac{(mg/m^3 \text{ aire})}{(mg/kg \text{ suelo})} = \frac{(1 - V) \left(\frac{U_m}{U_t}\right) F(x)}{Q/C} \times 10^{-5}$$

Ecuación 4 – Ecuación para el cálculo del factor de emisión de partículas

$$Q/C \frac{(g/m^2/s)}{(kg/m^3)} = A \times \exp\left(\frac{(\ln A_c - B)^2}{C}\right)$$

Ecuación 5 – Ecuación para el cálculo de factor de dispersión de aire

Tabla 7 – Factores para el cálculo del PEF y Q/C

Factor		Unidad	Valor	Referencias
A	Área del sitio (acres)	Acres	0,50	Mínimo asumido (EPA) <sup>33</sup>
A <sub>c</sub>	Factor Cowherd A <sub>c</sub>	-	14,9421	Valor para Albuquerque USA
B	Factor de Cowherd B	-	17,9869	Valor para Albuquerque USA

<sup>33</sup> <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide>

C	Factor de Cowherd B	-	205,1782	Valor para Albuquerque USA
V	Fracción de cobertura vegetal	%	0,18	Corporación Ciudades <sup>34</sup>
U <sub>m</sub>	Velocidad promedio del viento	m/s	4,5	Velocidad media anual (2019) a 10 m 8,8 nudos <sup>35</sup>
U <sub>t</sub>	Valor umbral equivalente	m/s	11,3	Valores tomados de la EPA <sup>36</sup>
x	Constante basada en Cowherd et al. (1985)	-	2,2	Valor tomado de la EPA
F <sub>x</sub>	Función de la distribución de la velocidad del viento	-	0,144	Calculado en base a U <sub>t</sub> y U <sub>m</sub>

Cabe agregar, que previo a la definición de los valores objetivo, se realizaron entrevistas con profesionales expertos en el tema para discutir la lista preliminar de contaminantes a normar y aspectos relacionados con la metodología de cálculo de valores de referencia. Un resumen de los aspectos relevantes conversados en las entrevistas se presenta en la Tabla 8. Además, en el Anexo 1 se presentan las preguntas realizadas a los entrevistados acerca de aspectos de metodología de cálculo de valores de referencia.

Tabla 8 – Resumen de aspectos relevantes conversados en entrevistas

Profesional experto	Cargo e institución	Comentario
Inés Ahumada	Prof. Asociado(O)  Departamento de Química Inorgánica y Analítica – Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas  Universidad de Chile	Feedback por comunicación electrónica 16 de febrero 2021.  <i>Adecuada inclusión de todos los contaminantes seleccionados.</i>  <i>Respecto de los metales pesados como Cu, Cr, Zn, Pb entre otros, sobre todo de Cu podemos encontrar que nuestros suelos tienen muy alta concentración de Cu, más que lo que muestran suelos de otros países. Se ha encontrado que en suelos de nuestro país un alto contenido de Cu por sobre la norma internacional, pero al determinar la forma en que se encuentra este metal en el suelo a través de un procedimiento de fraccionamiento químico, este metal no está disponible, ya que se encuentra en formas estables, lo cual está relacionado al pH y contenido de materia orgánica y óxidos de Fe, Mn y Al.</i>  <i>Por otra parte, no sé si se considerarán las distintas zonas de nuestro país; ya que tenemos un país geológicamente diverso. Estos aspectos son difíciles</i>

<sup>34</sup> <http://corporacionciudades.cl/wp-content/uploads/2019/04/ATLAS-CALAMA.pdf>

<sup>35</sup> <https://climatologia.meteochile.gob.cl/application/informacion/inventarioComponentesPorEstacion/220002/28/60>

<sup>36</sup> <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide>

Profesional experto	Cargo e institución	Comentario
		<i>de llevarlos a una norma general, pero se debe empezar por algo que proteja a nuestros suelos.</i>
Daniel Rebolledo	Coordinador de Proyectos de Investigación  CITUC	Reunión virtual sostenida 18 febrero 2021.  - Adecuada cobertura de contaminantes - Se sugiere inclusión de pentaclorofenol dada su experiencia profesional en aserraderos en el sur de Chile
Roxana Tessada	Profesional - Departamento Salud Ambiental/DIPOL  Ministerio de Salud	Reunión virtual sostenida 18 febrero 2021.  Se sugiere la revisión de referencias usadas actualmente por autoridad sanitaria para la determinación de contaminantes de interés, en específico estudios realizados en Chile y directrices de la OMS.
Orlando Negrón	Médico Toxicólogo del Departamento de Salud Ambiental  Ministerio de Salud	Se indica que el nivel de riesgo aceptable para determinación de valores objetivo para contaminantes no umbral es un tema complejo que requiere de revisión por parte de la autoridad sanitaria.
Roberto Villablanca	Encargado Recursos Naturales, Región de Antofagasta  Ministerio del Medio Ambiente	Reunión virtual sostenida 3 de marzo 2021.  Se discute sobre método de tratamiento de sectores mineralizados, en particular con referencia a las altas concentraciones encontradas de arsénico en el norte de Chile.
Mirna Aguilar	Profesional Recursos Naturales, Región de Antofagasta  Ministerio del Medio Ambiente	Se plantean problemáticas que surgen en cuanto al nivel de riesgo aceptable para contaminantes cancerígenos si este se deja en un valor de $10^{-6}$ .

## 2.3 Presentación de valores objetivo

A continuación, se presentan los valores objetivos. Tal y como se mencionó anteriormente, el cálculo de los valores se realizó únicamente para los metales. Los valores que se presentan para el resto de los grupos de contaminantes están basados en los valores de las normativas internacionales revisadas.

### 2.3.1 Valores objetivo para los metales

A continuación, en la Tabla 9, se presentan los valores objetivo calculados para Chile para los metales seleccionados como contaminantes de interés.

Tabla 9 – Valores objetivos para metales

Contaminante	Numero Cas	Residencial (mg/kg)	Industrial (mg/kg)
Antimonio	7440-36-0	49	354
Arsénico*	7440-38-2	1,6	4,2
Berilio	7440-41-7	32	130
Cadmio	7440-43-9	114	744
Cobre	7440-50-8	5803	48438
Plomo**	7439-92-1	65	90
Níquel	7440-02-0	1058	4924
Selenio	7782-49-2	789	7592
Zinc	7440-66-6	40015	312080
Cromo VI	18540-29-9	139	645
Mercurio	7439-97-6	13	18
Talio	7440-28-0	2	18

Fuente: Elaboración propia

Notas: \* Valor calculado utilizando modelo RBCA; \*\* Valor tomado de normativa brasileña

El valor calculado mediante el uso del RBCA para arsénico fue de 1,6 mg/kg para escenario residencial y 4,2 mg/kg para escenario industrial. Se utilizaron los mismos parámetros que para los otros contaminantes, salvo que se incorporó una biodisponibilidad de 50% de acuerdo a los estudios revisados en la Sección 2.2.4. Estos niveles son considerablemente menores que muchos de los naturalmente encontrado en los suelos de Chile en particular en la zona norte.

Cabe notar que el nivel de riesgo adicional cancerígeno utilizado fue de  $10^{-6}$ . De utilizarse un nivel de  $10^{-5}$ , estos valores subirían en un orden de magnitud (16 mg/kg y 42 mg/kg para residencial e industrial respectivamente).

La planilla de cálculo de los valores de referencia de los contaminantes listados anteriormente se presenta en el Anexo 2. Además, en el Anexo 3, se encuentran las impresiones de pantalla del software RBCA Tool Kit, mediante el cual fueron obtenidos los valores de referencia para arsénico y mercurio.

### 2.3.2 Valores objetivo para otros grupos de contaminantes

Como mencionado anteriormente, se requiere evaluar una serie de factores y tomar decisiones con respecto a aspectos pertinentes a cada contaminante para la definición de valores objetivo finales (esto se discute en la Sección 2.3.4). Por lo tanto, se optó como punto de partida para los contaminantes de los grupos TPH, BTEXN, pesticidas clorados, organoclorados, fenoles y PAH, la definición de valores objetivo preliminares basados en una revisión de los valores de la norma para su uso residencial e industrial de las distintas normas revisadas. En la Tabla 10 se encuentran los valores mínimos y máximos para cada uno de los escenarios, y la norma a la que pertenecen. Así se puede ver, que la norma de Canadá es menos restrictiva en general, y que la norma italiana, junto con la del País Vasco, son más restrictivas en general. La tabla con los valores de todas las normas para los contaminantes seleccionados se encuentra en el Anexo 4.

Tras el análisis realizado, y de manera conservadora, se recomienda el uso de los valores mínimos de las normas como posible valor objetivo preliminar para una futura norma primaria de suelos.

Tabla 10 – Valores objetivo para otros grupos de contaminantes

Contaminante	Residencial				Industrial			
	Máximo (mg/kg)		Mínimo (mg/kg)		Máximo (mg/kg)		Mínimo (mg/kg)	
<b>TPH</b>								
F1 C <sub>6</sub> -C <sub>10</sub>	200	Canadá	<u>30</u>	Canadá	215	Australia	<u>180</u>	Australia/Canadá
F2 >C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	1000	Canadá	<u>120</u>	Australia	2000	Canadá	<u>170</u>	Australia
F3 >C <sub>16</sub> -C <sub>34</sub>	13000	Canadá	<u>300</u>	Australia	30000	Canadá	<u>1700</u>	Australia
F4 >C <sub>34</sub> -C <sub>40</sub>	25000	Canadá	<u>2800</u>	Australia	30000	Canadá	<u>3300</u>	Australia
Cianuro	50	Alemania	<u>1</u>	Italia	150	EEUU	<u>25</u>	País Vasco
PCB	5	Canadá	<u>0,03</u>	Brasil	40	Alemania	<u>0,12</u>	Brasil
<b>BTEXN</b>								
Benceno	1000	Canadá	<u>0,08</u>	Brasil	4000	Canadá	<u>0,15</u>	Brasil
Etilbenceno	3500	Canadá	<u>0,5</u>	Italia	10000	Canadá	<u>25</u>	EEUU
Naftaleno	60	Brasil	<u>2</u>	EEUU	90	Brasil	<u>8,6</u>	EEUU
Tolueno	40000	Canadá	<u>0,5</u>	Italia	100000	Canadá	<u>32</u>	PB
Xilenos	65000	Canadá	<u>0,5</u>	Italia	200000	Canadá	<u>17</u>	PB
<b>PESTICIDAS CLORADOS</b>								
Clordano	50	Australia	<u>0,01</u>	País vasco/Italia	530	Australia	<u>0,1</u>	Italia
DDT, DDE, DDD (*2)	240	Australia	<u>0,01</u>	Italia	3600	Australia	<u>0,1</u>	Italia
Dieldrin	0,6	Brasil	<u>0,01</u>	País vasco	1,3	Brasil	<u>0,14</u>	EEUU
Pentaclorofenol	100	Canadá	<u>0,01</u>	País vasco/ Italia	660	Australia	<u>1</u>	País Vasco
Endrina	19	EEUU	<u>0,01</u>	País vasco/ Italia	250	EEUU	<u>1</u>	País Vasco
Epóxido de heptacloro	4	PB	<u>0,01</u>	País vasco	4	PB	<u>0,33</u>	EEUU
Hexaclorobenceno	10	Australia	<u>0,01</u>	País vasco	200	Alemania	<u>0,96</u>	EEUU
Lindano	10	Alemania	<u>0,01</u>	Italia	400	Alemania	<u>0,5</u>	Italia
<b>ORGANOCLORADOS</b>								
Tetracloruro de carbono	0,7	PB/Brasil	<u>0,05</u>	País Vasco	2,9	EEUU	<u>0,7</u>	PB
1,2-dicloroetano	6,4	PB	<u>0,05</u>	País Vasco	6,4	PB	<u>0,5</u>	Brasil
Cloroformo	5,6	PB	<u>0,1</u>	Italia	8,5	Brasil	<u>1,4</u>	EEUU
Cloruro de metileno	57	EEUU	<u>0,1</u>	Italia	1000	EEUU	<u>3,9</u>	PB



Contaminante	Residencial				Industrial			
	Máximo (mg/kg)		Mínimo (mg/kg)		Máximo (mg/kg)		Mínimo (mg/kg)	
Tetracloroetileno	1000	Canadá	<u>0,1</u>	País Vasco	3500	Canadá	<u>8,8</u>	PB
Tricloroetileno	200	Canadá	<u>0,7</u>	País Vasco	600	Canadá	<u>2,5</u>	PB
Cloruro de vinilo	0,1	Real Decreto	<u>0,003</u>	Brasil	1,7	EEUU	<u>0,008</u>	Brasil
<b>FENOLES</b>								
Fenol	19000	EEUU	<u>1</u>	Italia	250000	EEUU	<u>14</u>	PB
<b>PAH</b>								
Benz [a] antraceno	20	Brasil	<u>0,2</u>	País Vasco	65	Brasil	<u>10</u>	Italia
Benzo [a] pireno	5	Canadá	<u>0,1</u>	Italia	15	Canadá	<u>0,7</u>	Australia
Benzo [b] fluoranteno	2	Real Decreto	<u>0,2</u>	País Vasco	21	EEUU	<u>10</u>	Italia
Benzo [k] fluoranteno	20	Real Decreto	<u>0,5</u>	Italia	210	EEUU	<u>10</u>	Italia
Dibenzo [a,h] antraceno	2	Brasil	<u>0,03</u>	País vasco	10	Italia	<u>1,3</u>	Brasil
Indeno [1,2,3-cd] pireno	25	Brasil	<u>0,1</u>	Italia	130	Brasil	<u>5</u>	Italia
Criseno	110	EEUU	<u>5</u>	Italia	2100	EEUU	<u>50</u>	Italia

Fuente: elaboración propia

PB: Países Bajos

### 2.3.3 Comparación de los valores propuestos

En Chile se han realizado varios trabajos en los que se han propuesto valores de referencia o se han calculado valores específicos para distintas zonas donde se identificaron suelos contaminados.

El objetivo de este capítulo es comparar los valores propuestos en el presente informe con los valores en algunos trabajos realizados en Chile en los que han propuesto valores de referencia o se han calculado concentraciones de contaminantes basados en riesgo:

#### Preparación de antecedentes para la elaboración de la “norma de calidad primaria de suelos” MMA, Ingeniería Alemana (Julio 2011) (1588-79-LE10)

Este informe realiza un análisis de la normativa existente en Chile y propone la manera de insertar la norma primaria de suelo en la legislación chilena. Además, realiza una propuesta de los contaminantes de interés y valores de referencia a usar.

En la Figura 3 se puede observar los propuestos por Ingeniería Alemana. En este caso, se propusieron valores de intervención y valores de alerta (el 50% de los valores de intervención). En este caso, tras el análisis de varios factores, ingeniería alemana propone utilizar los valores de límites regionales de screening (Regional Screening Levels – RSL) que se usan en el programa de sitios contaminados “Superfund” de EE.UU. (USEPA).

Parámetro	Unidad	Valores de Alerta (50% de los Valores de Intervención) <sup>1)</sup>		Valores de Intervención <sup>2)</sup>	
		I.	II.	I.	II.
Arsénico	mg/kg MS	0,195	0,8	0,39	1,6
Cadmio	mg/kg MS	18,5	225	70	800
Cobre	mg/kg MS	1.550	20.500	3.100	41.000
Cromo	mg/kg MS	105	225	210 <sup>3)</sup>	450 <sup>3)</sup>
Mercurio	mg/kg MS	11,5	155	10	43
Molibdeno	mg/kg MS	195	2.550	390	5.100
Niquel	mg/kg MS	800	10.000	1.500	20.000
Plomo	mg/kg MS	200	400	400	800
Selenio	mg/kg MS	195	2.550	390	5.100
Zinc	mg/kg MS	11.500	50.000	23.000	310.000
Benceno	mg/kg MS	0,305	0,7	1,1	5,4
Tolueno	mg/kg MS	260	260	5.000	45.000
Etilbenceno	mg/kg MS	200	200	5,4	27
Xileno	mg/kg MS	135	210	630	2.700
Aldrin	mg/kg MS	0,0145	0,05	0,029	0,1
PCB	mg/kg MS	1,95	10,5	0,22	0,74
PCP	mg/kg MS	0,195	0,85	0,89	2,7

Nota:

1) En el caso de suelos con niveles naturales elevados de los parámetros contaminantes, la autoridad puede establecer valores de alerta mayores a los señalados (hasta un 200% de los niveles basales).

2) Para riesgos de exposición directa (“direct exposure pathway”) de usos residenciales (I) e industriales (II), según Region 9 Soil Screening Levels, USEPA (2011); Fuente: [http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration-table/Generic\\_Tables/index.htm](http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration-table/Generic_Tables/index.htm)

3) Preliminary Remediation Goals, USEPA (2004)

Figura 3 – Valores de referencia propuestos por Ingeniería Alemana

**Determinación del nivel de riesgo aceptable de protección de salud humana, para los contaminantes de interés en la comuna de Arica por la presencia de polimetales en la matriz suelo. (CITUC, 2014)<sup>37</sup>**

Este informe tiene como objetivo proveer al MMA de antecedentes que permitan determinar el nivel de riesgo aceptable para la población de Arica debido a la exposición a contaminantes en el suelo.

Principalmente, cabe destacar que este trabajo se ha realizado estableciendo un nivel de riesgo aceptable de  $10^{-5}$  para contaminantes cancerígenos y genotóxicos en suelos, además, aclara que este valor de riesgo permitiría mantener una coherencia y proporcionalidad en la definición de niveles guía o de referencia en las políticas adoptadas para contaminantes en agua potable. Por otro lado, el texto especifica que la recomendación de riesgo realizada en este trabajo no puede asignarse linealmente a otros escenarios de exposición diferentes a los registrados en Arica.

Por otro lado, para la determinación de los valores inhalados, se tomaron mediditas de polvo, por lo que no considera el valor del polvo “levantado” desde el suelo, si no valores reales. Esta metodología, es distinta a la planteada para el cálculo de los valores de referencia de este informe, que valora el riesgo por inhalación de polvo “levantado” desde el suelo contaminado.

Para los valores de ingestión, cabe destacar que se consideraron valores de biodisponibilidad para los metales estudiados. En el presente estudio únicamente se consideró el valor de biodisponibilidad del arsénico.

Por otro lado, para el valor de riesgo de arsénico se le sumo el valor de background, por lo que el valor obtenido es válido únicamente en el lugar de estudio. El sumar el valor de background al valor de referencia, implica que únicamente se considera riesgo aquellos valores que sobre los niveles naturales del terreno generen un riesgo, y por tanto no se considera el riesgo que se genera por las concentraciones naturales.

**“Diagnóstico y evaluación de potenciales riesgos en las comunas de Chañaral y Diego de Almagro”- MMA, CENMA (diciembre 2016) y Determinación del nivel de riesgo aceptable de protección de salud humana, para los contaminantes de interés en la comuna de Arica por la presencia de polimetales en la matriz suelo. (CITUC diciembre 2014)**

En ambos casos, se utilizaron los Valores Guía para Evaluación de Medios Ambientales (EMEG) incluyendo en el cálculo las dosis de referencia para efecto intermedio (exposición entre 15 y 364 días). Esta metodología es similar a la utilizada por USEPA, pero únicamente considera la ingestión

$$EMEG\left(\frac{mg}{kg}\right) = \frac{\left(MRL \text{ ó } RfD\left(\frac{mg}{kg \cdot día}\right)\right) * PC(kg)}{TI\left(\frac{kg}{día}\right)}$$

Donde:

- MRL es la concentración de mínimo riesgo según ASTDR (mg/kg/día).

<sup>37</sup> <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/10/Estudio-Riesgo-Arica.pdf>

- RfD es la dosis de referencia según la USEPA (mg/kg/día). Se utilizó el valor para exposición intermedia, entre 14 y 364 días.
- PC es el peso corporal (kg); para infantes se considera 10 kg, para niños 14 kg y para adultos 70 kg.
- TI es la tasa de ingesta (kg/día); para la ingesta accidental de suelo en infantes y niños es de 350 mg/día y para adultos es 50 mg/día

Por tanto, esta metodología no considera otras vías de exposición que podrían ser relevantes dependiendo del contaminante que se esté analizando.

#### 2.3.4 Factores y aspectos a evaluar para definición final de valores objetivo

Algunos de los factores y aspectos que se deben evaluar para la definición final de valores objetivo se discuten a continuación.

##### **Inclusión de exposición background (dieta, agua potable, aire) para cálculo de valores objetivo**

Las ecuaciones utilizadas para el cálculo de valores objetivo utilizadas por Canadá y Australia, si bien basadas en aquellas de la USEPA, consideran que una proporción de la dosis tolerable (o del riesgo en el caso de los contaminantes cancerígenos) ya está siendo “utilizada” por los contaminantes presentes continuamente en otras fuentes de consumo masivo tales como alimentos y agua potable, o inhaladas del aire exterior. Vale decir que las normas de estos países no asumen que el riesgo está asociado solo a los contaminantes presentes en un suelo en particular, si no que corresponde a la suma de este más otros factores externos, como por ejemplo, la cantidad de arsénico o mercurio presente comúnmente en productos del mar, cobre en el agua potable o plomo en el aire exterior. Cabe notar que estos países realizan estudios periódicos de las concentraciones de elementos y compuestos en estos medios para definir esta exposición base. Esto no se utilizó en el cálculo de los valores objetivos al no estar esta información disponible en Chile.

##### **Definición de valor de riesgo añadido para contaminantes cancerígenos**

Cabe notar que en Chile no se ha definido el nivel de riesgo aceptable, y que por defecto la autoridad sanitaria (en conversaciones con el equipo consultor) ha recomendado un factor de  $10^{-6}$ . Esto, no obstante que las normas para calidad para agua potable en Chile están basadas en las normas de la OMS que a su vez incorporan un nivel de riesgo aceptable de  $10^{-5}$ . Más aún, el estudio de polimetales (CITUC, 2014), que derivó en nuevas zonas de riesgo cubiertas por la Ley de Polimetales para Arica, utilizó también un nivel de riesgo aceptable de  $10^{-5}$ . Como mencionado anteriormente (Capítulo 2), muchos de los países revisados utilizan un factor de riesgo de  $10^{-5}$  (ej. Australia, España, Alemania) e incluso  $10^{-4}$  (Países Bajos). Este tema es de vital importancia y debiese ser definido por la autoridad sanitaria ya que afecta en un orden de magnitud al cálculo de valores de referencia pudiendo llevar estos a niveles inalcanzables como en el caso del arsénico.

##### **Consistencia entre valores objetivo para suelo y otros medios**

Se debe evaluar que los valores objetivo y normas existentes para otros medios “conversen” entre sí, asegurando la consistencia entre los valores definidos para suelo y las concentraciones máximas permisibles en alimentos, aire y agua potable. De tal manera que el llegar a los máximos valores permisibles no generen un riesgo per se o indiquen valores inalcanzables para suelos.

Un ejemplo que puede ilustrar lo anterior (donde falta consistencia), es el valor permisible para plomo de 50  $\mu\text{g/L}$  de acuerdo a la norma NCh409 para agua potable que es 5 veces mayor que el dictado por la OMS de 10  $\mu\text{g/L}$ . Este valor (50  $\mu\text{g/L}$ ) insertado en el software IEUBK como valor típico representativo del agua potable (en conjunto con un valor de 0,5  $\mu\text{g/m}^3$  en plomo en el aire según máximo permisible por Decreto 136) indica un valor objetivo en suelos de solo 30 mg/kg para este elemento para asegurar que la concentración de plomo en la sangre no se eleve por sobre los 10  $\mu\text{g/dl}$  en niños. Es más, lo anterior asume

una ingesta de plomo por alimentos inexistente, lo que no correspondería a la realidad ya que si se utilizan valores por defecto de Estados Unidos el programa no es capaz de calcular valores objetivos indicando un error (“concentraciones en los medios background muy altas”).

#### **Inclusión de valores background de suelo para cálculo de valores objetivo**

La metodología para cálculo de niveles objetivo utilizada por Canadá (tanto a nivel federal como en la Provincia de British Columbia) incorpora en sus ecuaciones las concentraciones background de suelos sumando estas al valor calculado para riesgo, vale decir:

$$\text{Valor objetivo: Valor calculado por riesgo} + \text{background geológico}$$

De esta manera, se intenta evitar mayormente el problema de las zonas mineralizadas. Esta metodología no se estima conveniente ya que mezcla temas de riesgos a la salud con condiciones naturales, sin embargo, se debe evaluar en mayor profundidad como una solución o no para el contexto chileno.

#### **Tratamiento de contaminantes mutagénicos**

La metodología de la USEPA indica un tratamiento especial para contaminantes mutagénicos (tales como TCE, cloruro de vinilo, benzo(a)pireno entre otros) ya que estos tendrían un mayor efecto alterador del DNA en edades tempranas versus más tarde en la vida de un receptor. En este sentido se evalúan exposiciones con efectos mutagénicos en diferentes periodos de vida (ej. en el caso del TCE de 0-2 años, 2-6 años, 6-16 años, 16-26 años) y luego estos se sumarían a los efectos cancerígenos no mutagénicos. La fórmula genérica para la evaluación de los mutagénicos de la USEPA por ingestión<sup>38</sup> se indica en la Figura 4 abajo, sin embargo, este es un tema complejo para el cual existen diferentes metodologías por cada contaminante identificado como mutagénico.

---

<sup>38</sup> <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-equations>

o **Mutagenic**  
▪ **Ingestion**

$$SL_{\text{res-soil-mu-ing}} (\text{mg/kg}) = \frac{TR \times AT_{\text{res}} \left( \frac{365 \text{ days}}{\text{year}} \times LT (70 \text{ years}) \right)}{CSF_o \left( \frac{\text{mg}}{\text{kg-day}} \right)^{-1} \times RBA \times IFSM_{\text{res-adj}} \left( \frac{166,833 \text{ mg}}{\text{kg}} \right) \times \left( \frac{10^{-6} \text{ kg}}{\text{mg}} \right)}$$

where:

$$IFSM_{\text{res-adj}} \left( \frac{166,833 \text{ mg}}{\text{kg}} \right) = \left( \frac{EF_{0-2} \left( \frac{360 \text{ days}}{\text{year}} \right) \times ED_{0-2} (2 \text{ years}) \times IRS_{0-2} \left( \frac{200 \text{ mg}}{\text{day}} \right) \times 10}{BW_{0-2} (15 \text{ kg})} + \frac{EF_{2-6} \left( \frac{360 \text{ days}}{\text{year}} \right) \times ED_{2-6} (4 \text{ years}) \times IRS_{2-6} \left( \frac{200 \text{ mg}}{\text{day}} \right) \times 3}{BW_{2-6} (15 \text{ kg})} + \frac{EF_{6-16} \left( \frac{360 \text{ days}}{\text{year}} \right) \times ED_{6-16} (10 \text{ years}) \times IRS_{6-16} \left( \frac{100 \text{ mg}}{\text{day}} \right) \times 3}{BW_{6-16} (80 \text{ kg})} + \frac{EF_{16-26} \left( \frac{360 \text{ days}}{\text{year}} \right) \times ED_{16-26} (10 \text{ years}) \times IRS_{16-26} \left( \frac{100 \text{ mg}}{\text{day}} \right) \times 1}{BW_{16-26} (80 \text{ kg})} \right)$$

Figura 4 – Ecuación genérica de la USEPA para evaluación de contaminantes mutagénicos

**Otros factores técnicos a definir**

Existe una multitud de otros aspectos técnicos que debiesen evaluarse, entre estos se encuentran:

- Tratamiento de contaminantes volátiles: Se deben definir métodos de tratamiento de contaminantes volátiles en cuanto a si para estos se consideraran vías de inhalación interior o solo exterior, si se incluye interior que tipo de construcción se asumirá (con subterráneo o sin subterráneo), si estos se evaluarán derivando concentraciones objetivo para gas en el suelo ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) o se asumirá un modelo de volatilización, qué textura de suelo se asumirá, a qué profundidad se encontrarían los volátiles, entre otros factores.
- Vías de exposición: Se debe evaluar también por cada contaminante también si se deben considerar vías dermal e inhalación para algunos contaminantes o solo asumir ingestión.
- Toxicidad: Si un contaminante es o no cancerígeno (ej. arsénico en suelos no lo es dentro de la metodología australiana), que valores de toxicidad utilizar ya que existe variabilidad entre los valores utilizados por los países.
- Tiempos de exposición: Se han definido para este estudio en general aquellos indicados por la USEPA pero se reconoce ciertas diferencias con otros países. Por ejemplo, USEPA indica 350 días de exposición para escenario residencial (con 15 días fuera de casa) mientras que Australia indica 365 días (este último fue elegido para este estudio de manera conservadora, pero esto se debiese reevaluar).

La lista anterior no es completa pudiendo haber otros factores que deben ser evaluados dentro del proceso de definición final de valores objetivo. Muchos de estos factores deben de ser definidos por el Ministerio

de Salud (en particular lo pertinente a niveles de toxicidad de un contaminante), sin embargo, se piensa que un esfuerzo en conjunto con el Ministerio de Medio Ambiente y expertos especialistas del ámbito público y privado sería el modo óptimo para avanzar en esta materia.

## 2.4 Conclusiones

Se realizó un análisis FODA para determinar vacíos, brechas y oportunidades de normar los contaminantes prioritarios identificados en el Capítulo 3. Este análisis identificó como uno de los vacíos la ausencia de valores de referencia y como una brecha o dificultad la manera en que se definen las normas ambientales de calidad en Chile.

Posteriormente se definieron los probables valores objetivo para los contaminantes prioritarios identificados como parte del Capítulo 3 del estudio, los que incluyen hidrocarburos totales por fracciones (TPH), metales y metaloides, benceno, etilbenceno, naftaleno, tolueno y xilenos (BTXN), pesticidas clorados, compuestos organoclorados (en particular relacionados al tricloroetileno y cloruro de vinilo), hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs), y otros (fenoles, cianuro y PCBs).

Los valores objetivo preliminares fueron definidos calculando estos utilizando fórmulas de la USEPA para los metales y metaloides, y definiendo el valor objetivo como aquel más conservador de entre los países revisados para los contaminantes orgánicos. La razón de esta diferencia en la metodología corresponde principalmente a que el proceso de definición de valores objetivo es algo muy complejo que requiere de la evaluación y toma de decisiones con respecto a una multitud de aspectos tanto técnicos como políticos en particular para los contaminantes orgánicos. Dadas estas condiciones, se consideró esta metodología para la derivación de valores objetivo preliminares apropiada como punto de partida, considerando la virtual ausencia de normativa en la materia.

Se reconoce Chile como el único país de la OECD carente de normativa en este respecto, incluso quedando atrás de sus pares latinoamericanos (ej. Perú, Argentina, Brasil) que sí poseen algún tipo de normativa al respecto. Es de vital importancia que se avance en dos temas fundamentales que corresponden a la definición del marco normativo y forma de insertar una futura norma de suelos, y la discusión de materias técnicas para la definición de valores objetivo ajustados a la realidad nacional.

Con respecto a este último tema se estima que hay factores que dependen en particular de la autoridad sanitaria, sin embargo, es evidente que el proceso se beneficiaría de un esfuerzo conjunto interministerial (con el Ministerio del Medio Ambiente), además de expertos de áreas ambientales y ciencias básicas.

## 3 Actividad 3.5 Difusión de los resultados del estudio

Esta actividad consiste en difundir los resultados del estudio, mediante el presente informe final, un tríptico de difusión, que se presenta en el Anexo 5 (versión color) y Anexo 6 (versión para imprimir), y la presentación a la contraparte técnica en una reunión el día 25 de marzo de 2021. La presentación en formato PDF se incluye en el Anexo 7.