

MINISTERIO DEL AMBIENTE
Vice Ministerio de Gestión Ambiental
Dirección General de Calidad Ambiental

GUÍA PARA LA ELABORACIÓN DE ESTUDIOS DE EVALUACIÓN
DE RIESGOS A LA SALUD Y EL AMBIENTE (ERSA) EN SITIOS CONTAMINADOS

En el marco del D.S. N° 002-2013-MINAM, que aprueba los
Estándares de Calidad Ambiental para Suelo

2015

**Guía para la elaboración de estudios de
Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente (ERSA)
en sitios contaminados**

© MINISTERIO DEL AMBIENTE

Av. Javier Prado Oeste N° 1440 - San Isidro, Lima, Perú

Teléfono: (511) 611-6000

Manuel Pulgar-Vidal Otálora
Ministro del Ambiente

Mariano Castro Sánchez-Moreno
Viceministro de Gestión Ambiental

Juan Narciso Chávez
Director General de Calidad Ambiental

Vilma Morales Quillama
Coordinadora en Ecoeficiencia

Achim Constantin
Experto Integrado CIM

Daniel Calagua Chévez
Especialista en Cuencas Hidrográficas

Franco Fernández Santa María
Especialista en Gestión de la Calidad Ambiental

Jennifer Luque
Especialista en Sustancias Químicas

Agradecimiento a Oswald Eppers
Asesor Internacional, Cooperación Alemana (GIZ)

ÍNDICE

LISTA DE TABLAS.....	4
LISTA DE ILUSTRACIONES	5
LISTA DE ABREVIATURAS.....	6
I. INTRODUCCIÓN	8
II. FINALIDAD DE LA GUÍA	9
III. OBJETIVO DE LOS ESTUDIOS DE EVALUACIÓN DE RIESGOS A LA SALUD Y EL AMBIENTE (ERSA)	9
IV. INSTRUCCIONES GENERALES.....	11
V. CONTENIDO DE UN ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS A LA SALUD HUMANA Y EL AMBIENTE	12
1. DATOS GENERALES DEL ESTUDIO	15
2. ANTECEDENTES GENERALES E INFORMACIÓN RELEVANTE DEL SITIO	15
2.1. Resumen de los estudios disponibles del sitio contaminado	15
2.2. Evaluación de la información.....	18
2.3. Determinación de las necesidades de información complementaria	18
3. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA.....	18
3.1. Determinación de contaminantes de preocupación	19
3.2. Modelo conceptual inicial del Sitio.....	22
4. EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD.....	22
4.1. Evaluación de la toxicidad para seres humanos	22
4.2. Evaluación de la toxicidad para ecosistemas	25
5. EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN.....	26
5.1. Identificación de las rutas y vías de exposición	26
5.2. Caracterización de los receptores y escenarios de exposición	28
5.3. Modelo conceptual detallado del sitio	31
5.4. Cálculo de la dosis de exposición en seres humanos	33
6. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO PARA SERES HUMANOS	38
6.1. Caracterización del Riesgo no Cancerígeno.....	39
6.2. Caracterización del Riesgo Cancerígeno.....	41
6.3. Toxicidad por Mezclas Químicas	44
6.4. Análisis de sensibilidad y análisis probabilístico.....	45
7. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO	46
8. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO PARA RECURSOS NATURALES ABIÓTICOS.....	49

8.1.	Riesgos para el suelo como recurso natural.....	49
8.2.	Riesgos para cuerpos de aguas.....	50
9.	ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRES.....	51
9.1.	Incertidumbres asociadas al modelo conceptual.....	52
9.2.	Incertidumbres asociadas a la caracterización del SITIO.....	52
9.3.	Incertidumbres sobre los efectos de los contaminantes	53
9.4.	Incertidumbres relativas al análisis de la exposición	54
10.	RESUMEN DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS.....	56
11.	DETERMINACIÓN DE LOS NIVELES DE REMEDIACIÓN ESPECÍFICOS.....	56
11.1.	Niveles de remediación específicos para el escenario humano.....	56
11.2.	Niveles de remediación para el escenario ecologico	59
11.3.	Niveles de remediación para proteger recursos naturales abióticos.....	59
12.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	60
12.1.	Conclusiones.....	60
12.2.	Recomendaciones.....	60
VI.	ANEXOS.....	61
ANEXO A	GLOSARIO	61
ANEXO B	DIAGRAMA DE FLUJO DE LAS ETAPAS EN LA EVALUACIÓN DE RIESGOS A LA SALUD Y EL AMBIENTE	71
ANEXO C	TABLAS DE DATOS PARA EL CÁLCULO DE LA EXPOSICIÓN	73
ANEXO D	MÉTODO PARA ESTIMAR LOS VALORES DE EVALUACIÓN DE MEDIOS AMBIENTALES (VEMA).....	77
ANEXO E	DESCRIPCIÓN DEL ESCENARIO HUMANO Y ECOLÓGICO.....	78
ANEXO F	EJEMPLOS DE MODELOS CONCEPTUALES DE SITIOS CONTAMINADOS.....	82
ANEXO G	MÉTODOS DE PRUEBA PARA LA DETERMINACIÓN DE LA LIXIVIACIÓN DE CONTAMINANTES EN EL SUELO	84
ANEXO H	EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD DE LOS CONTAMINANTES EN SUELOS	87
ANEXO I	HERRAMIENTAS PARA LA DETERMINACIÓN DE EFECTOS ADVERSOS.....	130
ANEXO J	EJEMPLOS DE BIOMARCADORES.....	137
ANEXO K	BIBLIOGRAFÍA	140

LISTA DE TABLAS

Tabla N° V-1: Contenido sugerido de un estudio de ERSA	13
Tabla N° V-2: Criterios de selección adicionales para contaminantes de preocupación	22
Tabla N° V-3: Bases de datos con valores de toxicidad de referencia	25
Tabla N° V-4: Vías potenciales de exposición para los distintos medios de contacto	28
Tabla N° V-5: Parámetros más sensibles al cálculo de la exposición por diferentes rutas	34
Tabla N° V-6: Ejemplo de Cuantificación del Riesgo no Cancerígeno	40
Tabla N° V-7: Ejemplo de Cuantificación del Riesgo Cancerígeno	42
Tabla N° VI-1: Valores por defecto para la ingestión de suelo y polvo	73
Tabla N° VI-2: Valores de referencia para el cálculo de DE_{INH} por grupo poblacional	74
Tabla N° VI-3: Valores de referencia para el cálculo de DE_{INH} por grupo poblacional	74
Tabla N° VI-4: Valores de referencia para el cálculo de DE_{INH} por grupo poblacional	75
Tabla N° VI-5: Factores de volatilización calculados para hidrocarburos	75
Tabla N° VI-6: Valores de referencia para el cálculo de la exposición dérmica	76
Tabla N° VI-7: Valores de referencia para el cálculo de la exposición dérmica por grupo poblacional	76
Tabla N° VI-8: Valores de referencia para la Fracción de Absorción dermal (FA_{DER}).....	76
Tabla N° VI-9: Propiedades físico-químicas de los BTEX	89
Tabla N° VI-10: Propiedades físico-químicas de algunos hidrocarburos de petróleo.....	90
Tabla N° VI-11: Propiedades físico-químicas de algunos hidrocarburos halogenados volátiles.	92
Tabla N° VI-12: Propiedades físico-químicas de algunos hidrocarburos poliaromáticos	93
Tabla N° VI-13: Propiedades físico-químicas de algunos bifenilos policlorados.....	94
Tabla N° VI-14: Solubilidad en agua de algunas especies químicas de metales pesados y complejos de distintos metales pesados.....	98
Tabla N° VI-15: Movilidad de metales pesados de acuerdo al pH (considerando condiciones geoquímicas comúnmente presentes en las aguas subterráneas).	99
Tabla N° VI-16: Permeabilidad de distintos tipos de suelos.....	107
Tabla N° VI-17: Límites de las fracciones finas del suelo (diámetro en micrómetros).	113
Tabla N° VI-18: Escenarios de evaluación de la función de protección de la zona no saturada del suelo en dependencia de las características del sitio después de la caracterización.....	115
Tabla N° VI-19: Escenarios de evaluación de la función de protección de la zona no saturada del suelo en dependencia de las características del sitio, después de la caracterización, en la cercanía de cuerpos de agua o en franjas costeras.....	116
Tabla N° VI-20: Evaluación básica de la movilidad y riesgo para aguas subterráneas	117
Tabla N°VI-21: Valores referenciales de contaminantes para lixiviados de suelo y aguas subterráneas.....	124
Tabla N° VI-22: Biomarcadores de exposición y de efecto	137

LISTA DE ILUSTRACIONES

Ilustración III-1: Componentes del riesgo ambiental	10
Ilustración V-1: Pasos básicos de la evaluación de riesgos a la salud y el ambiente	12
Ilustración V-2: Esquema genérico y conceptual de rutas de exposición	27
Ilustración V-3: Ejemplo de elementos de un Modelo Conceptual para un Sitio Contaminado	31
Ilustración VI-1: Estrategia para la evaluación de la lixiviación de contaminantes en suelos	85
Ilustración VI-2: Posibles efectos y riesgos que pueden generar contaminantes lixiviables sobre los bienes a proteger (receptores humanos y ecológicos, aguas subterráneas)	87
Ilustración VI-3: Estrategia para la evaluación de la movilidad de contaminantes en suelos.	88
Ilustración VI-4: Principales procesos que controlan la concentración libre de metales en las soluciones del suelo (Mattigod, et. al. 1981, adaptado).	97
Ilustración VI-5: Diagrama Eh-pH que muestra la predominancia de especies de cromo (Cr) en agua a 25 °C y para una concentración total de Cr de 1 µM.	102
Ilustración VI-6: Triángulo de clasificación por contenido de arena, limo y arcilla	112
Ilustración VI-7: Triángulo de clasificación por contenido de arena (sand), limo (silt) y arcilla (clay), migajón (loam).	113
Ilustración VI-8: Escenario de contaminación del suelo con peligro de impactar a las aguas subterráneas mediante lixiviados contaminados.....	126
Ilustración VI-9: Respuestas biológicas de los organismos a los contaminantes y su relación con el tiempo de respuesta y su relevancia ecológica; modificado de Adams et al., 1989 (con autorización de la Dra. Cecilia Vanegas. Facultad de Ciencias, UNAM)	132
Ilustración VI-10: Tipos de pruebas de toxicidad o bioensayos (con autorización de la Dra. Cecilia Vanegas. Facultad de Ciencias, UNAM).....	135

LISTA DE ABREVIATURAS

C _A	Concentración de contaminante en aire (mg/L)
C _L	Concentración de contaminante en el lixiviado del suelo en campo (µg/L)
Ca	Concentración del contaminante en alimento (mg/Kg) o (mg/L)
CE	Concentración de exposición (mg/Kg) o (mg/L)
CEB	Concentración con una probabilidad de efecto tóxico bajo
CS	Concentración de contaminante en suelo (mg/Kg)
CPP	Contaminante de Preocupación Potencial
CP	Contaminante de Preocupación
CW	Concentración de la sustancia contaminante disuelta en agua (mg/L)
DA	Difusividad aparente (cm ² /seg)
DdR	Dosis de Referencia (mg/Kg-día)
DE	Dosis de Exposición (mg/Kg-día)
Di	Coeficiente de difusión en aire (cm ² /seg)
DuE	Duración de la exposición (años)
D _w	Coeficiente de difusión en agua (cm ² /seg)
ECA	Estándar de Calidad Ambiental
Eh	Potencial de voltaje con respecto al electrodo estándar de hidrógeno (V)
E ⁰	Potencial en condiciones estándar (V)
E _T	Evapotranspiración anual promedio (mm/año)
ERSA	Evaluación de Riesgos a la Salud y al Ambiente.
FAP	Factor de adherencia a la piel (mg /cm ²)
FBA	Factor de bioacumulación (-)
FBC	Factor de bioconcentración (-)
FBD _{DER}	Factor de biodisponibilidad o tasa de absorción en piel del contaminante (%)
FBD _{ING}	Factor de biodisponibilidad o tasa de absorción gastrointestinal (%)
FBD _{INH}	Factor de biodisponibilidad o tasa de absorción por inhalación (%)
FCE	Factor de exposición (-)
FEP	Factor de emisión de partículas (Particle Emission Factor)
FDA	Factor de Dilución-Atenuación (-)
fOC	Contenido de carbón orgánico en suelo (%)
FPC	Factor de pendiente de cáncer (Cancer Slope Factor)
FrE	Frecuencia de exposición (días/año)
FV	Factor de volatilización (m ³ /Kg)
FVC	Factor volumétrico de conversión =1 x10 ⁻⁶
H	Constante de la ley de Henry (Pa m ³ /moles)
I	Tasa de infiltración (mm/año)
i	Gradiente hidráulico (-)
I _E	Intervalo de exposición (s)
INDECOP	Instituto Nacional de Defensa de la Competencia y de la Protección de la Propiedad Intelectual
IP	Índice de peligro no cancerígeno
IP _i	Índice de peligro individual de la sustancia i
IR	Índice de riesgo cancerígeno
IR _i	Índice de riesgo individual de la sustancia i
IR _T	Índice de riesgo total
K	Conductividad hidráulica del acuífero (m/s)
K _d	Coeficiente de distribución suelo – agua (cm ³ /g)
K _{OC}	Coeficiente de distribución de carbón orgánico en suelos (cm ³ /g) o (L/Kg)
K _{ow}	Constante de partición octanol-agua

LOAEL	Nivel más bajo de efecto adverso observado (Lowest Observed Adverse Effect Level)
MD	Muestreo detallado
MF	Muestreo de Fondo
MI	Muestreo de Identificación (o Exploratorio)
MINAM	Ministerio del Ambiente
N	Porosidad total del suelo $n = 1 - (r_B/r_S)$ (V poros/V suelo)
nA	Porosidad del suelo rellena de aire $n_A = n - n_W$ (V aire/ V suelo)
NOAEL	Nivel de efecto adverso no observado (Non Observed Adverse Effect Level)
NRE	Nivel de Remediación Específico
nW	Porosidad del suelo rellena de agua (V agua/ V suelo)
pH	Potencial de hidrógeno (-)
P _a	Precipitación anual promedio (mm/año)
P ₀	Presión de vapor el punto de saturación (Pa)
PC	Peso corporal (Kg)
PDS	Plan de Descontaminación de Suelos.
PM	Peso molecular
PPE	Porcentaje de área de la piel expuesta (%)
PTE _M	Promedio del tiempo de exposición (d)
R	Constante general de gases (J/(mol.K))
ρ _B	Densidad aparente del suelo seco (g/cm ³)
RECV	Riesgo Extra de Cáncer de por Vida
RC	Riesgo crónico
ρ _Σ	Densidad del suelo por partícula (g/cm ³)
RSC	Riesgo subcrónico
S	Solubilidad en agua (mol/L)
SISCO	Sistema de Información sobre Sitios Contaminados
SP	Superficie de la piel del grupo poblacional (cm ² /evento)
SPD _{DER}	Superficie de la piel expuesta (cm ² /evento) = SP*PPE
T	Temperatura (K)
T _{Es}	Tasa de escorrentía subterránea (%)
TI	Tasa de ingestión (mg/d)
TI _{ING}	Tasa de ingestión de suelos (mg/d)
TI _{INH}	Tasa de inhalación de vapores o gases (m ³ /h)
TM _s	Tiempo de vida media en suelo (d)
TSA	Total de suelo adherido (mg)
US EPA	United States-Environmental Protection Agency
UTM	Universal Transverse Mercator
VO _{LIX}	Valores orientativos para los lixiviados del suelo (μg/l)
VEMA	Valores de evaluación de medios ambientales
VRAS	Valor de Referencia para Aguas Subterráneas
VRT	Valor de Referencia de Toxicidad

I. INTRODUCCIÓN

En un sitio contaminado pueden estar involucrados diversos contaminantes, cada uno con diferentes propiedades fisicoquímicas, que aunadas a las condiciones físicas del sitio, hacen que se comporten e incidan de distinta manera en el ambiente.

Por este motivo, los estudios de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente (ERSA) involucran metodológicamente distintos tipos de información y hacen necesaria la participación de profesionales de distintas áreas de las ciencias y humanidades (geólogos, médicos, químicos, biólogos, toxicólogos e ingenieros) con la finalidad de entender y predecir la relación entre el contaminante, las rutas de exposición y los efectos toxicológicos observados o potenciales.

Esta herramienta es muy útil en la gestión de un sitio contaminado toda vez que ayuda a conocer como la contaminación se convierte en un riesgo a la salud humana y el ambiente.

Así mismo, el estudio de ERSa permite la “toma de decisiones” en casos en que por la complejidad y la extensión de la contaminación, así como por los elevados costos de remediación, se torna difícil elegir la estrategia más adecuada que garantice la reducción del riesgo a niveles aceptables en el marco de la factibilidad económica.

Si bien la protección de la salud humana debe ser el primer objetivo de cualquier remediación, no debe descuidarse la protección del ambiente, mas aun en un país como Perú, poseedor de una amplia variedad de regiones geográficas, diversidad genética, paisajes, especies y ecosistemas; para lo cual es de suma importancia contar con un método para determinar los efectos adversos de la contaminación y sus consecuencias en el ambiente.

Por ello, la presente guía técnica se enfoca en la determinación de los riesgos para la salud y el ambiente, provocados a consecuencia de un sitio contaminado.

II. FINALIDAD DE LA GUÍA

El Ministerio del Ambiente, conforme lo establecido en el artículo 8° y Segunda Disposición Complementaria Final del Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM, así como el artículo 11° del Decreto Supremo N° 002-2014-MINAM publica la “Guía para la Elaboración de Estudios de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente”, la cual tiene por finalidad proporcionar una herramienta práctica para facilitar y orientar la elaboración de los estudios de ERSA en sitios contaminados.

Los estudios de ERSA se basan en los datos y resultados obtenidos en la fase de identificación y caracterización de un sitio contaminado con el fin de entender las relaciones y causalidades entre la presencia de los contaminantes, las distintas rutas y vías de exposición y los efectos adversos observados en el ambiente o los efectos potenciales que puedan presentarse, considerando lo establecido en las guías de muestreo de suelo y de elaboración de Planes de Descontaminación de Suelos.

La presente guía, a su vez, proporciona directrices y elementos técnicos básicos para mejorar el nivel de calidad de los estudios a realizar y uniformizar el contenido de información de los mismos, basándose en lo establecido por las normas que aprueban los Estándares de Calidad Ambiental para Suelo.

III. OBJETIVO DE LOS ESTUDIOS DE EVALUACIÓN DE RIESGOS A LA SALUD Y EL AMBIENTE (ERSA)

Los estudios de ERSA tienen como objetivo definir si la contaminación existente en un sitio representa un riesgo tanto para el ambiente como para la salud humana, así como los niveles de remediación específicos del sitio en función del riesgo aceptable.

La evaluación de riesgos se entiende como la determinación cualitativa y cuantitativa de un riesgo a la salud humana y el ambiente generado por la presencia actual de contaminantes o su dispersión potencial. La evaluación de riesgos involucra la naturaleza, magnitud y la probabilidad de efectos adversos a la salud humana y/o ecosistemas como resultados de la exposición a contaminantes por diferentes rutas y vías de exposición.

En este sentido, la evaluación de riesgos debe abarcar dos aspectos:

- La evaluación de riesgos a la salud humana. El proceso de determinar la naturaleza y probabilidad de efectos adversos en seres humanos que pueden ser expuestos a químicos en medios ambientales contaminados actualmente o en el futuro.
- La evaluación del riesgo ecológico. El proceso de estimar la probabilidad de que el ambiente pueda sufrir impactos adversos como resultado de la exposición a uno o más estresantes, tales como sustancias químicas, cambios en el uso de suelo, entre otros.

La evaluación de riesgos es un proceso sistemático que involucra el análisis de la interacción de los siguientes componentes:

- **Contaminantes:** Cualquier sustancia química que no pertenece a la naturaleza del suelo o cuya concentración excede la del nivel de fondo, susceptible de causar efectos nocivos para la salud de las personas o el ambiente.
- **Rutas y vías de exposición:** Es el camino que sigue un agente químico en el ambiente desde el lugar donde se emite hasta que llega a establecer contacto con seres humanos (individuos o población) o receptor ecológico.
- **Receptores:** Organismo de origen humano, animal o vegetal, población o comunidad que está expuesta a contaminantes.

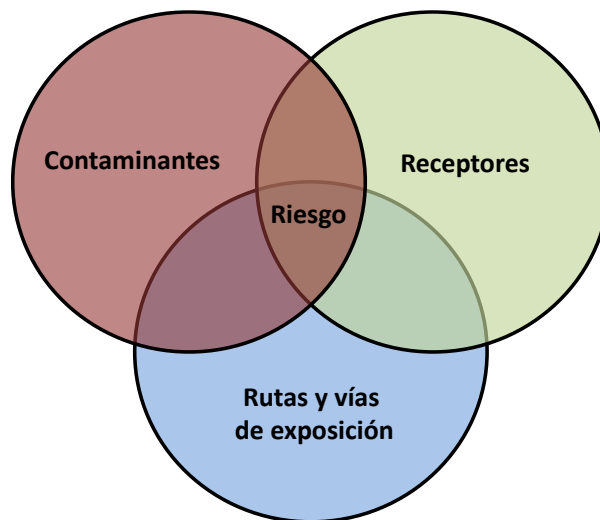


Ilustración III-1: Componentes del riesgo ambiental

La Ilustración III-1 representa el riesgo ambiental (a la salud y el ambiente) como el área de traslape entre contaminantes, rutas y vías de exposición, y receptores. El riesgo es expresado como la probabilidad de que los tres componentes traslapen. En caso el riesgo se considere probable, se pueden eliminar los efectos que resultan de la exposición, al reducir la concentración de los contaminantes a un nivel aceptable.

Generalmente, el riesgo que presentan sustancias potencialmente peligrosas se puede estimar como el producto de la concentración del compuesto químico en el ambiente, las tasas de ingesta de los receptores para cada medio (suelo, aire, agua) y la toxicidad del agente químico de interés:

$$\text{Riesgo} = [\text{Concentración en el Medio}] \cdot [\text{Dosis}] \cdot [\text{Toxicidad}]$$

Para estimar el riesgo que significa la presencia de un contaminante en un sitio determinado es necesario conocer su toxicidad, la cantidad del contaminante que entra en contacto con la población u otros organismos y las condiciones en las que se da este contacto.

La evaluación de riesgos determina si el riesgo que enfrentan potenciales receptores por estar expuesto a ciertos tóxicos en el ambiente de un sitio contaminado es tolerable o no.

IV. INSTRUCCIONES GENERALES

- El estudio de ERSA debe contener un título adecuado que indique claramente el sitio de estudio, un índice que refleje el orden como fue realizado el estudio y un resumen ejecutivo.
- En caso el ERSA se elabore como un informe separado al informe del Plan de Descontaminación de Suelos (PDS), es necesario que éste (ERSA) incluya un resumen de los hallazgos de las investigaciones ambientales realizadas durante la fase de identificación y de caracterización en el sitio.
- Si a través del ERSA se concluye que no existe riesgo para los escenarios definidos, se debe justificar en la sección 4 (Propuestas de Acciones de Remediación) del *Plan de Descontaminación de Suelos* (PDS) la no necesidad de tomar medidas correctivas. Además, se debe evaluar, a nivel conceptual, si cambios en el uso de suelo (por ejemplo, remoción de pavimentación o de edificaciones) pueden requerir una reevaluación del riesgo. Cuando corresponda, la sección 4 debe contener una propuesta de monitoreo (por ejemplo, el control periódico de la calidad de las aguas subterráneas en el sitio y/o aguas abajo).
- El estudio de ERSA debe ser presentado en versión impresa de buena calidad y en archivos electrónicos editables y en formatos estándares, tales como MS Word, tablas en formato MS Excel, imágenes y fotografías en formato *.JPG o *.TIF, planos en formato AutoCAD o archivos compatibles a un sistema de información geográfico (por ej. *.shp). Cuando se trata del documento completo para impresión se recomienda el formato PDF.
- La memoria de cálculo de los datos y ecuaciones utilizados en el análisis de riesgo deben ser presentadas en forma digital. Esta información es necesaria para la evaluación del estudio ERSA por la autoridad competente.
- El análisis de las muestras deberá ser realizado en laboratorios acreditados ante el Instituto Nacional de Defensa de la Competencia y de la Protección de la Propiedad Intelectual (INDECOPI), o la entidad que haga sus veces, en el caso de laboratorios nacionales, u organizaciones equivalentes en el caso de laboratorios del exterior.
- Para agilizar y acotar el alcance del estudio en aquellos supuestos donde se vean afectadas áreas naturales protegidas se recomienda solicitar una reunión previa al inicio de la ejecución del estudio con el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP), para establecer acuerdos sobre los alcances, la amplitud, los métodos e indicadores del estudio de riesgo ecológico.
- Para consultas respecto de la elaboración de un estudio de ERSA, puede comunicarse con la Autoridad Competente y el Ministerio del Ambiente – Dirección General de Calidad Ambiental. Para preguntas acerca de la evaluación del riesgo a la salud humana se debe consultar con la Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA) del Ministerio de Salud.

V. CONTENIDO DE UN ESTUDIO DE EVALUACIÓN DE RIESGOS A LA SALUD HUMANA Y EL AMBIENTE

La evaluación de riesgos a la salud y el ambiente involucra cuatro pasos básicos:

- 1) Definición del problema
- 2) Evaluación de la toxicidad
- 3) Evaluación de la exposición
- 4) Caracterización del riesgo

Los cuatro pasos de la evaluación de riesgos a la salud y el ambiente, deben ir acompañado por un análisis de incertidumbres que va dirigido a identificar y evaluar los aspectos que, relacionados con las hipótesis asumidas en las etapas anteriores, introducen incertidumbres en la validez de los resultados de la evaluación de riesgos. Las consideraciones efectuadas en el análisis de incertidumbres deben tenerse en cuenta en la formulación de las conclusiones de la evaluación de riesgos.

Este capítulo presenta los ítems que debe contener un estudio de ERSA que será sometido a evaluación por las autoridades competentes. Cada apartado contiene una explicación de los aspectos incluidos en el mismo e información adicional considerada en las guías ya publicadas¹.



Ilustración V-1: Pasos básicos de la evaluación de riesgos a la salud y el ambiente

Aunque el estudio de ERSA forme parte del Plan de Descontaminación de Suelo (PDS), el documento debe ser independiente y contar con una descripción del emplazamiento que aporte suficiente información para justificar y sustentar las argumentaciones que forman parte del modelo conceptual y la asignación del valor de los parámetros considerados en la evaluación cuantitativa del riesgo.

En función a los receptores potenciales, el contenido de la presente guía podrá ser adaptado para dar mayor énfasis en los ítems de interés.

¹ Guía sobre la Elaboración de Planes de Descontaminación (PDS): http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/04/GUIA-PDS-SUELO_MINAM2.pdf y Guía para Muestreo de Suelos: http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/04/GUIA-MUESTREO-SUELO_MINAM1.pdf

En la elaboración de los estudios de ERSA, se incluye sin excepción lo siguiente:

Listado de documentos y referencias utilizadas durante la elaboración de los estudios de ERSA que incluya título, autor, año de publicación, institución que publica, dirección de Internet en caso de documentos accesibles y otras informaciones pertinentes. La Tabla N° V-1 presenta el contenido sugerido de un ERSA que debería ser complementado de acuerdo a las características de cada proyecto, según sea pertinente.

Los datos geográficos del estudio de ERSA, tales como áreas de diferentes niveles de contaminación, deben ser representados en Sistemas de Información Geográficos, cuyos archivos digitales sean entregados a las autoridades competentes para su evaluación. Mayor detalle se encuentra en el Anexo N°6 de la Guía de Elaboración de Planes de Descontaminación de Suelos (MINAM, 2014b).

Tabla N° V-1: Contenido sugerido de un estudio de ERSA

CONTENIDO
1. DATOS GENERALES DEL ESTUDIO
1.1. Nombre y/o Razón Social del que presenta el estudio ERSA
1.2. Nombre y firma del representante legal (en su caso)
1.3. Domicilio para recibir notificaciones
1.4. Datos de las empresas (consultoras, laboratorios, etc.) de la elaboración del estudio ERSA
2. ANTECEDENTES GENERALES E INFORMACIÓN RELEVANTE DEL SITIO
2.1. Resumen de los estudios disponibles del sitio contaminado
2.1.1. Investigación histórica del sitio
2.1.2. Descripción e información del sitio
2.1.3. Características generales naturales del sitio
2.1.4. Caracterización de la contaminación
2.2. Evaluación de la información
2.3. Determinación de las necesidades de información complementaria
3. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA
3.1. Determinación de los contaminantes de preocupación
3.2. Modelo conceptual inicial del sitio
4. EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD
4.1. Evaluación de la toxicidad para seres humano
4.2. Evaluación de la toxicidad para ecosistemas
5. EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN
5.1. Identificación de las rutas y vías de exposición
5.2. Caracterización de los receptores y escenarios de exposición
5.3. Modelo conceptual detallado del sitio
5.4. Cálculo de la dosis de exposición en seres humanos (para las vías de exposición relevantes)
6. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO PARA SERES HUMANOS
6.1. Caracterización del riesgo cancerígeno
6.2. Caracterización del riesgo no cancerígeno
7. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO
7.1. Descripción de la metodología
7.2. Estimación del riesgo para ecosistemas
8. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO PARA RECURSOS NATURALES ABIÓTICOS

CONTENIDO
8.1. Riesgos para el suelo y sedimentos
8.2. Riesgos para cuerpos de aguas
8.3. Riesgos para la atmósfera
9. ANÁLISIS DE DE INCERTIDUMBRES
9.1. Incertidumbres asociadas al modelo conceptual
9.2. Incertidumbres asociadas a la caracterización del sitio
9.3. Incertidumbres sobre los efectos de los contaminantes
9.4. Incertidumbres relativas al análisis de la exposición
10. RESUMEN DEL ANÁLISIS DE RIESGOS
11. DETERMINACIÓN DE NIVELES DE REMEDIACIÓN
11.1. Niveles de remediación para el escenario humano
11.1.1. Sustancia no cancerígenas
11.1.2. Sustancias cancerígenas
11.2. Nivel de remediación para el escenario ecológico
11.3. Nivel de remediación para proteger recursos naturales abióticos
12. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES
12.1. Conclusiones
12.2. Recomendaciones

En adelante se presenta una descripción de cada uno de los ítems del estudio de ERSA.

1. DATOS GENERALES DEL ESTUDIO

Los títulos de los puntos del 1.1 al 1.4 son comprensibles y se explican por sí mismo; no requieren mayor detalle.

2. ANTECEDENTES GENERALES E INFORMACIÓN RELEVANTE DEL SITIO

2.1. RESUMEN DE LOS ESTUDIOS DISPONIBLES DEL SITIO CONTAMINADO

Esta sección debe presentar un resumen de la información recopilada en la fase de identificación, la fase de caracterización y otros estudios disponibles.

2.1.1. Investigación histórica del sitio

Consiste en presentar la información histórica sobre el sitio contaminado y sus actividades, considerando:

- Evolución cronológica de los usos y ocupación del sitio (por ejemplo ampliación o demolición de unidades).
- Tipos de instalaciones y su ubicación (actuales y pasados), en relación a los procesos productivos y operaciones desarrolladas en cada actividad en el sitio (incluye los procesos de soporte y/o auxiliares que involucren el uso de materiales y/o disposición de residuos peligrosos).
- Características y gestión de las emisiones a la atmósfera, efluentes líquidos y residuos sólidos peligrosos generados por cada actividad.
- Eventos significativos ocurridos en el sitio, que pudieran haber provocado un impacto sobre el mismo.

2.1.2. Descripción e información del sitio

La descripción del sitio contendrá la siguiente información:

- a) Ubicación geográfica: Departamento, provincia, municipio, centro poblado, localidad y dirección², coordenadas geo-referenciadas UTM (WGS 84) del área en estudio, colindancias, mapa de localización, lugares de referencia tal como lo señala la Guía para la elaboración del PDS.
- b) Área del predio y área contaminada en m²
- c) Tipo de sitio: descripción lo más cercano a la realidad y de acuerdo a las siguientes clasificaciones:

Clasificación por actividad:

- Disposición de residuos: por ejemplo, depósito no controlado, relleno sanitario, sitios de disposición controlada y botaderos a cielo abierto.
- Área industrial: instalaciones en las cuales se producen, manejan, almacenan y transportan materiales peligrosos y residuos peligrosos, empleados en procesos

²Si está localizado en área rural, nombre de la localidad más cercana. En caso de vía de comunicación: kilómetro en ducto o de carrera.

productivos, por ejemplo: instalación de producción de químicos, curtiembres, entre otros.

- Áreas de extracción y manejo de petróleo y derivados: refinerías, estaciones de transferencia de diesel, combustible y turbosina, estaciones de gasolina y diesel, módulos de mantenimiento de transporte colectivo, estaciones de buses, estaciones de servicio y otros sitios semejantes como son terminal de almacenamiento y distribución (TAD) y campos de explotación.
- Áreas mineras: predios y sitios donde se realizan actividades como la molienda de mineral, fundidoras y áreas afectadas por las emisiones de las chimeneas, relaves mineros, área de almacenamiento de escorias, minas a cielo abierto o socavón.
- Áreas agrícolas de aplicación de herbicidas y plaguicidas: predios y superficies con actividad agrícola donde se han aplicado estos productos y donde se registren concentraciones lo suficientemente altas y que representen un riesgo potencial. También se considerarán aquellos lugares donde la aplicación de plaguicidas sea con fines sanitarios.
- Accidentes (emergencias ambientales): corresponde al predio donde ocurrió la emergencia ambiental y al área afectada por el derrame o fuga de hidrocarburos, materiales y/o residuos peligrosos, los cuales pueden representar un daño para el ambiente.
- Área comercial: predios y áreas donde se manejan, almacenan y transportan residuos sujetos a planes de manejo y otros susceptibles de causar contaminación.
- Otros tipos: se incluyen aquellos predios y sitios donde ocurren cambios negativos del suelo por actividades económicas, por ejemplo: lugares degradados por actividades de pequeña minería y minería artesanal, ladrilleras clandestinas, depósitos clandestinos de residuos para la construcción, pozos cerrados de extracción de hidrocarburos.

d) Origen de la contaminación y proceso contaminante:

- Fuente contaminante principal y/o secundaria
- Procesos que originaron la contaminación en el sitio
- Matrices o medios físicos que son o fueron afectados por la contaminación

e) Barreras de acceso: Tipos y descripción de las restricciones que impidan el ingreso al sitio. Indicar la facilidad de acceso al sitio.

2.1.3. Características generales naturales del sitio

a) Geológica

- Estructura, estratigrafía, litología
- Tipos de suelos

b) Hidrogeológica e Hidrológica

- Cuerpos de agua superficial (arroyo intermitente, zona costera, laguna, esteros, estuarios, manglares, río, lago, entre otros)
- Cuerpos de aguas subterráneas (dirección de flujo, acuífero no confinado, semi-confinado o confinado)

- Localización y antigüedad de pozos, datos de potenciometría, profundidad de nivel de agua, calidad del agua, zonas de recarga y descarga, etc.
- Antecedentes sobre inundaciones en los últimos años de ser el caso.
- Uso del agua, por ejemplo riego, consumo humano, recreación, entre otros.
- Presencia y tipo de descargas, por ejemplo: industriales, agrícolas, urbanas, entre otros.

c) Descripción de la Topografía

d) Datos climáticos

- Precipitación pluvial:
 - Promedio, máximos y mínimos anuales,
 - Promedio en época de lluvia y en época de estiaje,
 - Promedio, máximos y mínimos mensuales,
 - Promedios diarios (en caso de existir),
- Temperatura: promedio mensual, anual y en época de frío y época de calor,
- Vientos: dirección, cambio de dirección y velocidad en temporada de lluvia y no lluvia, de ser el caso.

e) Cobertura vegetal

2.1.4. Caracterización de la contaminación

Se refiere a un resumen de los resultados de campo y analíticos en todos los medios estudiados de la fase de identificación, caracterización y otros estudios disponibles.

Los resultados deben ser presentados en tablas que incluyen mínimamente:

- Identificación/código de la muestra
- Ubicación (coordenadas UTM)
- Tipo del medio muestreado (suelo, agua subterránea, polvo, residuo, etc.)
- Tipo de la muestra
- Profundidad
- Muestras de Control de Calidad
- Resultados analíticos (parámetros, concentraciones)
- Comparación de los resultados con los valores de referencia (ECA o estándares internacionales).

Además se requiere una descripción resumida de los resultados claves y una presentación gráfica de los datos en mapas temáticos. Los mapas deben ser elaborados en escalas adecuadas que permitan identificar claramente los puntos de muestreo, y que contengan además elementos de topografía y de la infraestructura en el sitio (pistas, edificaciones, tuberías, etc.) que ayuden la orientación en los mapas. Mayores detalles sobre la elaboración de mapas se señalan en el Anexo N°6 de la Guía para la *Elaboración de Planes de Descontaminación*.

2.2. EVALUACIÓN DE LA INFORMACIÓN

La información contenida en los estudios de caracterización y en el estudio histórico deberá ser evaluada por rutas de exposición y de acuerdo a las necesidades del Estudio de ERSA. Se evaluará la presencia y consistencia de los datos y resultados de muestreos por ruta de exposición, por ejemplo:

- Suelo – Organismos
- Agua – Organismos
- Suelo – Agua – Organismos
- Suelo – Vapores – Organismos
- Suelo - Polvos – Organismos
- Sedimentos – Organismos acuáticos

Es de remarcar que cada ruta de exposición requiere de muestreos, análisis y pruebas de diversa índole, por ejemplo para determinar polvos solo se muestrean los primeros 5 cm del suelo o solo se toman muestras de polvos sedimentables (por ejemplo de techos).

2.3. DETERMINACIÓN DE LAS NECESIDADES DE INFORMACIÓN COMPLEMENTARIA

Una vez realizada la evaluación de la información disponible se deberá plantear si es necesaria una caracterización o muestreo adicional en orden de obtener información por rutas de exposición no muestreadas o para dilucidar aspectos específicos en la migración de contaminantes en un medio o de un medio físico a otro. En este caso se deberá elaborar un plan de muestreo específico, ejecutarlo e incluir los resultados en el estudio de ERSA.

3. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

La definición y formulación del problema se basa en la evaluación de la información contenida en el Estudio de Identificación, caracterización y de otros estudios disponibles (ver guía para la elaboración de Planes de Descontaminación de Suelo - PDS³).

El planteamiento del problema define los objetivos y el alcance de la evaluación de riesgos, el proceso esta basado en los tres componentes del riesgo ambiental (contaminantes, exposición y receptores), como se muestra en la Ilustración III-1. El problema especifica que aspectos deben ser evaluados. Los parámetros a ser identificados incluyen:

- Una investigación del sitio preliminar para identificar áreas de potencial interés y contaminantes de preocupación potencial.
- Una evaluación cualitativa de la liberación, transportes y destino de los contaminantes.
- Identificación de los contaminantes de preocupación.
- Identificación de los potenciales receptores humanos y ecológicos.
- Identificación de las rutas y vías de exposición

El producto final es el Modelo Conceptual del Sitio que permite identificar la combinación de factores o los vínculos entre factores que pudieran resultar en una vía de exposición humana a

³ http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/04/GUIA-PDS-SUELO_MINAM2.pdf

compuestos químicos de interés procedentes de la(s) fuente(s) identificada(s), como se describe en el ítem 3.2 con más detalle.

3.1. DETERMINACIÓN DE CONTAMINANTES DE PREOCUPACIÓN

La determinación de los contaminantes de preocupación se evalúa para la salud humana, los ecosistemas y recursos a proteger, con los cuales se efectuará la evaluación de riesgos; así mismo se determinan los factores específicos del sitio que influyen en la exposición y dispersión de los contaminantes.

En los sitios contaminados generalmente existe una gran variedad de sustancias o compuestos tóxicos. Sin embargo, debido a los altos costos en tiempo y dinero que implica evaluarlos, es imposible poder abarcar la evaluación de la totalidad de ellos. Por esta razón, debe hacerse una selección o la delimitación de los contaminantes que serán evaluados, y que serán denominados como Contaminantes de Preocupación (CP).

En la selección de los CP se considera el siguiente proceso de selección:

Paso 1: Comparar las concentraciones máximas de contaminantes presentes en las matrices afectadas (agua, suelo y sedimentos) con los niveles de fondo. La selección de los contaminantes de acuerdo a sus concentraciones en el sitio se hará a través de los siguientes criterios:

- Se eliminarán del estudio de ERSA aquellos contaminantes cuya concentración en las matrices sean menores o iguales a los niveles de fondo,
- Si superan los niveles de fondo deberán continuar con los pasos de selección indicados en los pasos 2 y 3.

Paso 2: Comparar las concentraciones de contaminantes presentes en las matrices afectadas (agua, suelo y sedimentos) con las concentraciones establecidas por los Estándares de Calidad Ambiental (ECA)⁴ y en el caso de parámetros no regulados, con valores de referencia internacionales debidamente justificados.

a) Criterio de selección para escenario humano

Según la US EPA⁵, para la definición de los CP se recomienda utilizar el “Límite Superior del Intervalo de Confianza Unilateral del 95 % de la media aritmética” (UCL95) por ser una medida de la “exposición máxima razonable” (US EPA 1989) y por lo tanto un valor más representativo y relevante para describir concentraciones en evaluaciones ambientales. Tanto la US EPA como agencias de otros países (Australia, Canadá) aplican la siguiente metodología:

(1) Contaminantes no cancerígenos

Un contaminante no cancerígeno será considerado en el ERSA si:

- El UCL95 es igual o encima del estándar ambiental adoptado, o
- La concentración encontrada está por encima de 2.5 veces el estándar aplicado.

(2) Contaminantes cancerígenos

⁴ D.S. N°002-2008-MINAM (aguas), D.S. N°002-2013-MINAM (suelos), D.S. N°074-2001-PCM (aire) y .D.S. N°003-2008-MINAM (aire)

⁵ U.S. EPA (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I; Human Health Evaluation Manual, EPA/540/1-89/002. Office of Solid Waste and Emergency Response. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Todos los contaminantes considerados cancerígenos con el UCL95 encima del estándar ambiental aplicado serán considerados en el ERSA.

En otras palabras, un contaminante que fue detectado en algunas muestras pero que tiene un UCL95 por debajo del estándar ambiental adoptado no será considerado en el proceso del ERSA. Cabe aclarar que para un conjunto de datos menores a unas 7-10 muestras, no es apto para calcular el UCL95. En estos casos, se utilizará la concentración más alta en vez del UCL95 para la selección. Concentraciones UCL95 pueden ser calculados utilizando por ejemplo el programa estadístico ProUCL⁶ de la US EPA. Una monografía con una explicación detallada sobre el cálculo del UCL95 fue publicada por la US EPA⁷.

Una dificultad que se da frecuentemente en el cálculo del UCL95 es cómo considerar las concentraciones de contaminantes que se encuentran bajo los límites de detección analíticos (LDA). No se considera pertinente asignarles un valor de cero, puesto que los valores reales puedan variar entre cero y el LDA. Por tal motivo, en el cálculo del UCL95 para los valores < LDA, se recomienda utilizar una concentración que equivale a mitad del LDA, por ejemplo: cuando la concentración del contaminante de una muestra es < 0.1 mg/kg (= LDA), el valor para el cálculo del UCL95 será 0.05 mg/kg.

Luego del proceso de selección, los Contaminantes de Preocupación Potencial (CPP) que son utilizados en el proceso de ERSA se convierten en “Contaminantes de Preocupación (CP)”.

Se consideran como Contaminantes de Preocupación (CP) aquellos cuyas concentraciones sean superiores a los ECA para suelo, agua o aire o valores de referencia internacionales para aquellos que no se encuentren regulados en Perú.

b) Criterio de selección para el escenario ecológico

- Se consideran como CP aquellos contaminantes cuyas concentraciones sean superiores a valores de referencia ecológica (para agua, aire, suelos, sedimentos, etc.), utilizando el UCL95, cuando aplica, según lo señalado en la sección a). En una primera aproximación se considera los ECA establecidos por la legislación nacional, también protector para ecosistemas. En casos de evidencias que se requieran de valores de referencia más exigentes, se debe adoptar los criterios utilizando por ejemplo, resultados de estudios científicos.
- Aquellas sustancias que no cuenten con valores de referencia ecológica, deberán seguir el proceso de selección que se indica en el paso 3.

⁶ <http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/software.htm>

⁷ <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/pdf/ucl.pdf>

Características de los valores de referencia ecológicas:

- Correspondientes de cada medio (agua dulce, agua de mar, sedimentos, suelo, aire),
- Preferentemente deberán basarse en estudios de toxicidad sobre especies de flora o fauna peruanas según las características del lugar,
- Valores que corresponden a la Concentración con una Probabilidad de Efecto Tóxico Bajo (LOAEL*) y la Concentración más Alta de Efecto No Observado (NOAEL*).

*) Por sus siglas en inglés

c) Criterio de selección para recursos naturales abióticos

- Se consideran como CP aquellos contaminantes que ya han afectado algún bien a proteger abiótico (por ej. el agua subterránea, aguas superficiales, aire) y cuyas concentraciones sean superiores a los ECAs correspondientes o valores de referencia internacionales.
- Además se consideran como CP aquellas sustancias presentes en las fuentes, que por sus propiedades físico-químicas tienen el potencial de contaminar, en el futuro, a otros bienes a proteger.

Nota: el recurso natural abiótico que se ve más frecuentemente en peligro por una contaminación del suelo es el agua subterránea. Se debería considerar como Contaminantes de Preocupación aquellas sustancias cuyas concentraciones en el agua subterránea superan valores de referencia nacional, y a falta de éstas, valores de referencia internacionales, como los que señala la Tabla N°VI-21, y que tienen el potencial de migrar hasta la napa freática generando una contaminación del acuífero. Para más detalles sobre la movilidad de contaminantes en el subsuelo ver Anexo H.

Paso 3: Los contaminantes no considerados inicialmente para la evaluación de riesgos bajo los criterios antes señalados, se revisarán considerando los siguientes aspectos:

a) Criterios de selección para escenario humano:

- Considerable importancia de la sustancia según toxicidad, movilidad, persistencia, bioacumulación, carcinogenicidad, mutagenicidad y alteradores endócrinos.
- La sustancia desempeña un papel importante en las rutas de exposición específicas en el área de estudio.
- Toxicidad equivalente de la clase de químicos, por ejemplo dioxinas, furanos, hidrocarburos poliaromáticos.

Si algún contaminante presenta alguna de estas características, se deberá considerar para la evaluación de riesgos.

b) Criterios de selección para el escenario ecológico:

Se considerará como Contaminante de Preocupación (CP), el compuesto que cuente con alguna de las características indicadas en la Tabla N° V-2.

Tabla N° V-2: Criterios de selección adicionales para contaminantes de preocupación

Propiedad	Criterio
Persistencia	Tiempo de vida media en agua (TMA) > 30 días Tiempo de vida media en el suelo o sedimento (TMs) > 60 días
Bioacumulación	Factor de bioacumulación (FBA) o factor de bioconcentración (FBC) para el contaminante de interés > 1000, o logaritmo de la constante de partición octanol-agua (log Kow) > 4.2
Alterador endócrino	Se considerarán como contaminantes de preocupación todos los contaminantes que están clasificados como comprobados y posibles alteradores endócrinos para organismos de vida silvestre. • Usar como referencia las listas establecidas por la Comisión Europea (Categoría 1 y 2) • Instituto Nacional de Ciencias Ambientales de Japón (posibles alteradores endócrinos) Es necesario que se indique la referencia donde se clasificó el compuesto como alterador endócrino y su categoría.
Sinergismo	Si un contaminante es afectado por factores de estrés no químicos que pudieran modificar su comportamiento, aumentando su toxicidad o peligrosidad y así afectar a los receptores, deberá ser considerado como Contaminante de Preocupación. Los factores de estrés deben indicarse.

Fuentes: Corl (2001) y CSF (2001)

NOTA: Los tiempos de vida media bajo condiciones similares al área en estudio, los FBC, FBA y los valores de Log Kow, se podrán obtener de literatura especializada. En todos los casos indicar la fuente bibliográfica.

Cabe mencionar que la evaluación de las propiedades señaladas en esta sección es aplicable solo si existe información previa en la literatura y, por defecto, no se demandan estudios adicionales.

3.2. MODELO CONCEPTUAL INICIAL DEL SITIO

El modelo conceptual inicial del sitio, se elabora de acuerdo a los lineamientos establecidos en la Guía para la elaboración de Planes de Descontaminación de Suelos ítem 1.1.3. Detalles sobre el concepto del modelo conceptual se encuentra en el ítem 5.3 de la presente guía.

Una etapa crucial en la definición del problema, es decir la identificación del peligro en un sitio, es la elaboración de un Modelo Conceptual del Sitio que identifique las fuentes de contaminantes, los mecanismos de transporte y distribución, las rutas de exposición y los receptores potenciales.

4. EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD

4.1. EVALUACION DE LA TOXICIDAD PARA SERES HUMANOS

La evaluación de la toxicidad es un procedimiento para seleccionar los valores adecuados de los parámetros que miden la peligrosidad de las sustancias tóxicas presentes en el sitio de estudio, acompañados por la calificación de la calidad de esa información. En esta etapa se identifica la toxicidad del contaminante o de los contaminantes a los cuales un receptor está o puede estar expuesto, identificando la correspondencia entre la cantidad del tóxico y la magnitud del efecto, concepto conocido como la relación dosis-respuesta.

La evaluación de toxicidad debe considerar:⁸

- Los tipos de efectos adversos a la salud humana asociado a los elementos o sustancias de interés.
- La relación entre la magnitud de la exposición y los efectos adversos y la incertidumbre asociada a cada químico en particular, como pudiera ser el peso de evidencia de una sustancia cancerígena.

Los puntos anteriores típicamente se resumen en un perfil toxicológico de cada Compuesto de Preocupación, el cual da cuenta de las referencias de toxicidad disponibles para elementos o sustancias químicas no cancerígenas las llamadas Dosis de Referencia por ingestión (DdR_{ING}), contacto dermal (DdR_{DER}) e inhalación (DdR_{INH}), separadamente de los cancerígenos utilizando el Factor de Pendiente de Cáncer (FPC). Al grupo de sustancias cancerígenas se incluye el peso de evidencia cancerígena, por ejemplo utilizando la clasificación de la US EPA:

A. Carcinógenos en humanos. Existen pruebas suficientes, a partir de estudios epidemiológicos, que demuestran una asociación causal entre la exposición a estas sustancias y la formación de cáncer.

B. Probable carcinógeno en humanos. Se divide en dos subgrupos:

- B1. Existen pruebas limitadas de carcinogenicidad a partir de estudios epidemiológicos, que indican que una interpretación causal es probable; sin embargo, los datos estadísticos demuestran una incertidumbre de los resultados que requiere más investigaciones para verificar que existe un real incremento en la incidencia de tumores malignos.
- B2. Existen pruebas suficientes a partir de estudios en animales pero faltan estudios epidemiológicos para verificar la relación entre dosis-respuesta.

C. Posibles carcinógenos humanos. Existen pruebas limitadas de carcinogenicidad en animales pero no se cuenta con información sobre impactos en humanos.

Incluye una amplia variedad de evidencias: respuestas tumorales de muy baja significación estadística, a partir de estudios que tienen un diseño o información inadecuados; la observación de un tumor maligno en un experimento de alto nivel científico pero que no reúne las condiciones necesarias para ser considerado como prueba suficiente; la formación de tumores benignos (pero no malignos), con una sustancia que no muestra respuesta en distintos ensayos de mutagenicidad a corto plazo; y respuestas de muy baja significación estadística en un tejido que tiene una elevada o variable tasa de metabolismo basal.

D. No clasificable como carcinógeno humano. Pruebas inadecuadas de carcinogenicidad en humanos y animales, o para el que no hay información disponible.

E. Pruebas de no carcinogenicidad para humanos. No hay evidencias de carcinogenicidad en un mínimo de dos ensayos con animales de experimentación adecuados en distintas especies o en estudios epidemiológicos.

⁸ según metodología "Superfund" de US EPA

La información anteriormente descrita se deriva de datos experimentales obtenidos con mamíferos (por ejemplo ratas, ratones, conejos, cuyos, perros, cerdos o monos) o últimamente cada vez más de ensayos microbiológicos para luego extrapolar los resultados a humanos.

Instituciones como la US EPA han publicado información toxicológica que es disponible en línea o en publicaciones periódicas.

Por ejemplo, el “Integrated Risk Information System” (sistema IRIS para sus siglas en inglés)⁹, es una base de datos que contiene información actualizada sobre toxicidad y la normatividad para el uso de numerosas sustancias. El IRIS contiene los valores verificados de las dosis de referencia y de los Factores de Pendiente de Cáncer y especifica el nivel de incertidumbre usado en la derivación de la información. La base de datos consiste en una colección de archivos que se van actualizando a medida que la información científica se revisa. Se tiene un archivo por cada sustancia y se agregan nuevos archivos a medida que la información va estando disponible. Sólo puede ser consultada en línea y puede accederse a ella desde la página electrónica de la US EPA. Otras bases de datos toxicológicas son TOXNET¹⁰, IPCS¹¹, Chemtox online¹², HEAST¹³, ATSDR¹⁴ o Quimifarma network¹⁵.

Cuando se utilizan valores publicados por organizaciones o países, éstos deben estar vigentes y en el caso de las organizaciones, ser de reconocido prestigio internacional.

La información determinante para esta etapa de la evaluación de toxicidad es la siguiente:

- Perfiles toxicológicos de cada contaminante con valores de referencia de toxicidad (DdR) o Factores de Pendiente de Cáncer y Unidades de Riesgo para exposición crónica por vía oral o por inhalación
- Criterios de toxicidad para contaminantes no cancerígenos (crónicos) y cancerígenos
- Caracterización de los elementos o sustancias según Peso de Evidencia.

La correlación entre la dosis o concentración del contaminante y la magnitud del efecto es lo que se conoce como la relación dosis-respuesta y es uno de los conceptos centrales de la toxicología. Típicamente, la magnitud y características de los efectos adversos producidos dependen de la duración de la exposición y otros parámetros como la edad, condiciones de salud, alimentación, etc.

Con respecto al periodo de exposición, se distingue entre (ATSDR 2009¹⁶):

- Exposición crónica: Contacto con una sustancia que se produce durante un período largo de tiempo (más de 1 año - en el caso de los seres humanos).
- Exposición aguda: Contacto con una sustancia que ocurre una sola vez o durante un período corto de tiempo (hasta 14 días -en el caso de los seres humanos).
- Exposición subaguda: exposición a una sustancia química durante un 1 mes ó menos.

⁹ <http://www.epa.gov/IRIS/>

¹⁰ <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

¹¹ <http://www.intox.org/databank/index.htm>

¹² <http://library.dialog.com/bluesheets/html/bl0337.html>

¹³ <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recorddisplay.cfm?deid=2877>

¹⁴ <http://www.atsdr.cdc.gov/>

¹⁵ <http://www.quimifarma.net/cas/basesDades/toxicologia.html>

¹⁶ ATSDR (2009), Agency for Toxic Substances and Disease Registry (EEUU), Glossary of Terms; <http://www.atsdr.cdc.gov/glossary.html>

- Exposición subcrónica: exposición a una sustancia química entre 1 y 3 meses.

4.2. EVALUACION DE LA TOXICIDAD PARA ECOSISTEMAS

Considerando la escasa información de efectos ecotoxicológicos de contaminantes en especies de la flora y fauna nacional, se considera pertinente el uso de información referencial de fuentes bibliográficas de referencia internacional.

Para la determinación de los efectos adversos de los contaminantes de preocupación para fauna y flora, se podrán usar los Valores de Toxicidad de Referencia (VRT), cuyo origen pueden ser:

- Valores de referencia de fuentes bibliográficas. Algunas fuentes de información se muestran en la Tabla N° V-3.
- Valores que proceden de bioensayos realizados con especies de fauna que son de interés para el sitio de estudio.

En todos los casos debe presentarse una justificación de cómo se seleccionaron los diferentes valores empleados, y deberán indicarse las fuentes de información bibliográfica empleadas. Asimismo, deberá indicarse cuáles son las principales fuentes de incertidumbre asociadas. Cuando los valores sean obtenidos de manera específica para el sitio de estudio a través de bioensayos o biomarcadores, deberá explicarse el método empleado y el tratamiento que se haya dado a la información.

Tabla N° V-3: Bases de datos con valores de toxicidad de referencia

Fuentes de información	Liga a base de datos o documento
Cal/Ecotox Species Toxicity Reports	http://www.oehha.org/cal_ecotox/speciestox_reports.htm http://www.oehha.org/scripts/cal_ecotox/CHEMLIST.ASP
EPA/ECOTOX base de datos	http://www.Epa.gov/ecotox/
EPA/IRIS (Integrated Risk Information System)	http://www.epa.gov/IRIS/
Toxicological Benchmarks for Wildlife	Sample, BE, Opresko, D M y Suter II, G W (1996), <i>Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 revision, ES/ER/TM-86/R3</i> , Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division, Oak Ridge, Department of Energy, Office of Environmental Management, Estados Unidos de América.
Canadian Council of Ministers of the Environment, Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life (Valores referenciales para sedimentos)	http://st-ts.ccme.ca/

5. EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

La evaluación de la exposición tiene la finalidad de determinar la magnitud (actual o potencial), frecuencia y duración de la exposición a los contaminantes de preocupación considerando las vías principales a las que los receptores están o pueden estar expuestos. La información de exposición permite el cálculo de la dosis, lo que es la cantidad de contaminante que ingresa al interior del organismo por contacto con la matriz ambiental potencialmente contaminada y por la ruta de exposición correspondiente.

La evaluación de la exposición se basa en una descripción detallada del entorno y de los hábitos de los potenciales receptores humanos (escenario humano) y del ambiente de flora y fauna (escenario ecológico).

Las principales etapas de la evaluación de la exposición son las siguientes:

- Identificación de las rutas y vías de exposición
- Caracterización de los receptores y escenarios de exposición
- Selección de factores de exposición
- Cálculo de la dosis de exposición

5.1. IDENTIFICACIÓN DE LAS RUTAS Y VÍAS DE EXPOSICIÓN

Una parte fundamental en la elaboración de un estudio de ERSA es la identificación de las rutas y vías de exposición ocurridas en el pasado, que ocurren en el presente o se espera que ocurran en un futuro. Se distinguen rutas o vías de exposición completas, potenciales o incompletas.

En la determinación y categorización de las rutas y las vías de exposición (pasadas, presentes y futuras) se consideran los siguientes aspectos:

- a) Fuente (foco) de contaminación: Características físicas de la fuente que emite contaminantes al ambiente; puede ser activa o inactiva, reciente o antigua, etc.
- b) Medio físico afectado: Aire, agua (superficial y subterránea), suelo, sedimento, polvo, alimentos, o cualquier medio responsable de transportar los contaminantes desde la fuente hasta el punto de exposición.
- c) Mecanismo de transporte de los contaminantes: convección, advección, dispersión, difusión, transporte eólico, erosión del suelo, volatilización de volátiles presentes en el suelo, resuspensión de polvo, corrientes de agua, entre otros.
- d) Punto de exposición a los receptores: Lugar donde los organismos o poblaciones entran en contacto con los contaminantes, por ejemplo cuerpos de agua, jardines, escuelas, viviendas.
- e) Vía de exposición: Inhalación (aire, gases/vapores, material particulado), ingestión (agua, suelo, alimentos, polvo), contacto dérmico (agua, polvo, vapores, gases); para plantas: contacto pared celular; para animales acuáticos: contacto epitelial.
- f) Receptor: Organismo, población o comunidad que está expuesta a contaminantes.

- g) Ruta de exposición completa: Ruta de exposición que cuenta con todos sus elementos de exposición, deberá ser considerada para su evaluación dentro del estudio ERSA. Si no hay posibilidad de contacto entre el receptor y los contaminantes presentes en el sitio, la ruta es considerada “incompleta”.
- h) Ruta de exposición potencial: Ruta de Exposición donde uno o más elementos no están presentes, pero éstos pueden estar ocurriendo, ocurrieron en el pasado o puede que ocurran en un futuro cercano. Se recomienda que sean analizadas separadamente y la contribución relativa a la exposición total sea estimada para su consideración en el estudio de ERSA.
- i) Ruta de exposición incompleta: Ruta que carece de uno o más de sus elementos o los elementos no están conectados. Hay evidencia sólida que los receptores no están expuestos. Rutas de exposición incompletas no deben ser consideradas en el estudio de ERSA.

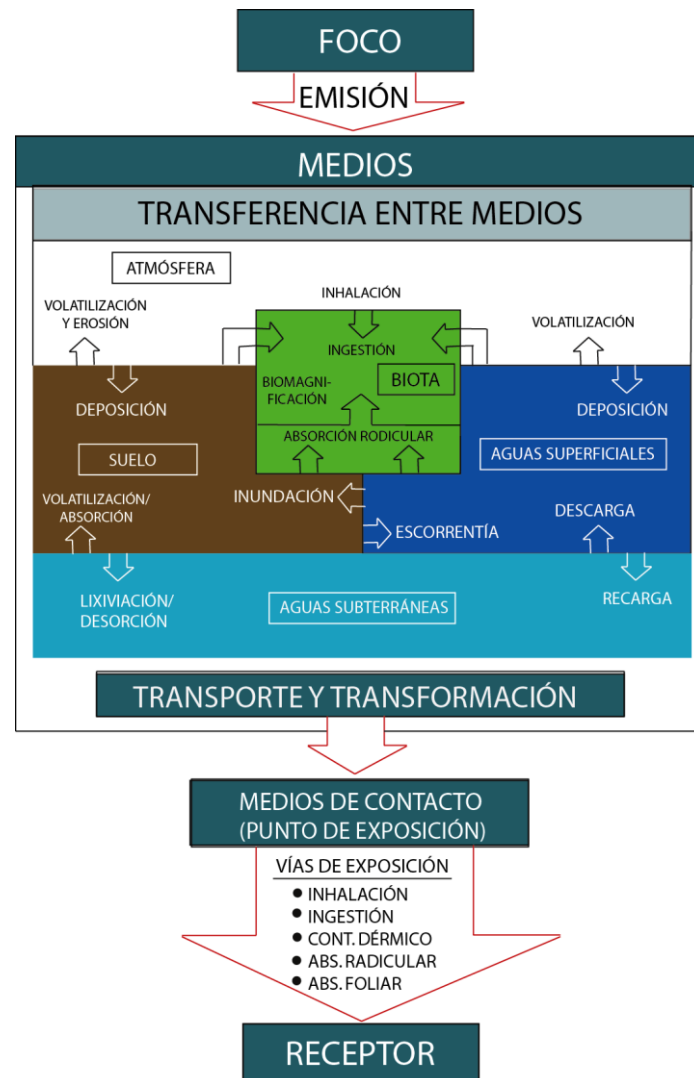


Ilustración V-2: Esquema genérico y conceptual de rutas de exposición¹⁷

¹⁷ Fuente: Guía de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas. Comunidad de Madrid. 2004.

En la evaluación de las rutas de exposición se deberá considerar el uso futuro del sitio (después de una remediación), en el caso de que este previsto un cambio de uso del suelo. Por ejemplo, si se pasa de un uso industrial a un uso recreativo o comercial, ese uso determina que rutas de exposición en el futuro pueden darse.

Una modificación de escenario de uso deberá reflejarse en la evaluación de las rutas de exposición y conducir necesariamente a una revaloración de las rutas de exposición. La evaluación de las rutas de exposición deberá contener explícitamente el escenario de uso determinado para el sitio y que fue considerado en el estudio de ERSA.

Se debe considerar además que la contaminación actual en un medio ambiental o en una localidad puede llegar a convertirse en un punto de exposición en el futuro, por ejemplo: una pluma de contaminación puede migrar en las aguas subterráneas hacia un pozo de abastecimiento.

Un individuo puede estar expuesto a un contaminante a través de distintas rutas, por tanto la dosis total de exposición es la suma de la exposición del individuo al contaminante a través de todas las rutas.

La Tabla N° V-4 orienta sobre las potenciales vías de exposición para seres humanos (y en general también de animales) en función de los diferentes medios de contacto.

Tabla N° V-4: Vías potenciales de exposición para los distintos medios de contacto

Medio de contacto	Vías potenciales de exposición (para seres humanos)
Suelo, polvo	Ingestión, Inhalación, Contacto dérmico
Residuos	Ingestión, Inhalación, Contacto dérmico
Aire	Inhalación
Aguas superficiales	Ingestión, Inhalación, Contacto dérmico
Aguas subterráneas (puntos de surgerencia, pozos de extracción)	Ingestión, Inhalación, Contacto dérmico
Abastamiento de agua potable	Ingestión, Inhalación, Contacto dérmico
Alimentos	Ingestión

5.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS RECEPTORES Y ESCENARIOS DE EXPOSICIÓN

La determinación de la exposición de receptores a los Contaminantes de Preocupación incluye las siguientes tareas:

- Identificar los mecanismos de transporte específicos que actúan sobre los contaminantes, como por ejemplo dispersión, escurrimiento hídrico.
- Identificar las propiedades físico-químicas de los contaminantes que influyen en su transporte.
- Identificar los factores específicos del sitio que influyen en el transporte de los contaminantes.

- d) Identificar la fracción soluble o fracción de lixiviados de los contaminantes en suelos a partir de pruebas de laboratorio (típicamente utilizando el ensayo TCLP y/o SPLP¹⁸).
- e) Evaluar la movilidad de los contaminantes en el suelo.
- f) Determinar la Dosis de Referencia (DdR) de los contaminantes de preocupación para cada ruta y vía de exposición por ejemplo las vías oral, dérmica o inhalatoria.

Tanto personas como animales pueden exponerse a los contaminantes principalmente de tres modos:

- Inhalando partículas o vapores de contaminantes (exposición por inhalación),
- Absorbiendo los contaminantes a través de la piel (exposición dérmica), y
- Llevando contaminantes a la boca o al tracto digestivo (exposición oral).

Según la situación y el tipo de los contaminantes, las sustancias dañinas podrían ingresar al organismo por cualquiera o todas estas rutas. En este contexto es importante la caracterización de los receptores, sean humanos o del reino animal. El evaluador del riesgo, debe considerar los receptores más susceptibles que se requiere proteger; en el caso de una evaluación de la salud humana, típicamente son los niños y mujeres embarazadas que son los receptores más susceptibles y que deben ser protegidos con prioridad.

La caracterización de los receptores tiene la finalidad de describir las características de los individuos, organismos o poblaciones que están o puedan estar expuestos a la contaminación. Estos datos son requeridos para desarrollar los escenarios de exposición y para determinar los factores que se utilizan en el cálculo de las dosis de exposición.

En general, se debe distinguir entre dos tipos de receptores o escenarios diferentes:

- Escenario humano: donde los receptores son seres humanos (por ej. población residencial, trabajadores, niños).
- Escenario ecológico: donde los receptores son plantas, animales o ecosistemas.

El Anexo E orienta las informaciones que se deben levantar para la descripción del escenario humano y ecológico. En base de estos datos se elaboran los escenarios de exposición hipotéticos, considerando las rutas de exposición identificadas en el ítem 5.1.

Para el desarrollo del estudio de ERSA debe considerarse diferentes escenarios actuales y potenciales de exposición. En general, un escenario de exposición es un conjunto de información que describe las condiciones en las que se pueden controlar los riesgos asociados a la exposición de diferentes grupos de receptores a Contaminantes de Preocupación.

Típicos escenarios de exposición en un sitio contaminado son por ejemplo:

- Escenario 1 (situación actual): Personas adultas y niños que residen en proximidad directa al sitio contaminado

¹⁸ TCLP, Toxicity Characteristic Leaching Procedure (Procedimiento de Lixiviación Característica de Toxicidad); según procedimiento estándar EPA 1311 y SPLP, Synthetic Precipitation Leaching Procedure (Procedimiento de Lixiviación de Precipitación Sintética) según estándar EPA 1312.

- Escenario 2 (situación actual): Trabajadores adultos que se encuentran desarrollando sus tareas a 10 metros distancia del sitio
- Escenario 3 (situación actual): Visitantes adultos o niños que visitan el área en festividades u otras instancias
- Escenario 4 (situación potencial): Uso del terreno contaminado como área recreacional o parque
- Escenario 5 (situación potencial): Trabajadores realizando actividades con movimiento de tierra en el área contaminada
- Escenario 6 (situación potencial): Uso del sitio contaminado como área de cultivos

La determinación de los escenarios de exposición debe responder a las siguientes preguntas:

- ¿Cuáles son las rutas de exposición más importantes en el sitio?
- ¿Cuáles son los contaminantes de preocupación que se han detectado en dichas rutas?
- ¿Existe la posibilidad de que los contaminantes se transporten de un medio a otro?
- ¿Cómo se da la exposición a los contaminantes (frecuencia, duración, etc.)?
- ¿Cuál es la población en riesgo (niños, mujeres embarazadas, etc.)?
- ¿Cuáles son los efectos tóxicos de los contaminantes de preocupación?
- ¿Cuál es la biodisponibilidad de los contaminantes de preocupación?

La elaboración de los escenarios de exposición y la correspondiente estimación de la exposición se debería llevar a cabo de forma escalonada, empezando con la información disponible e incluyendo suposiciones conservadoras sobre los niveles y tiempos de exposición. De esta manera son una base para la elaboración de un modelo conceptual del sitio como se ha descrito en más detalle en el ítem 5.3.

5.3. MODELO CONCEPTUAL DETALLADO DEL SITIO

Se debe tener presente que el modelo conceptual del sitio representa la descripción del sistema ambiental y de los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan el transporte de contaminantes desde la fuente, a través de los medios que componen el sistema, hasta los potenciales receptores que forman parte de él.

Existen diferentes maneras de elaborar un modelo conceptual del sitio. Puede ser una descripción gráfica o una descripción esquemática de la relación entre la fuente de la contaminación y los receptores vulnerables potenciales las cuales van acompañadas de descripciones escritas.

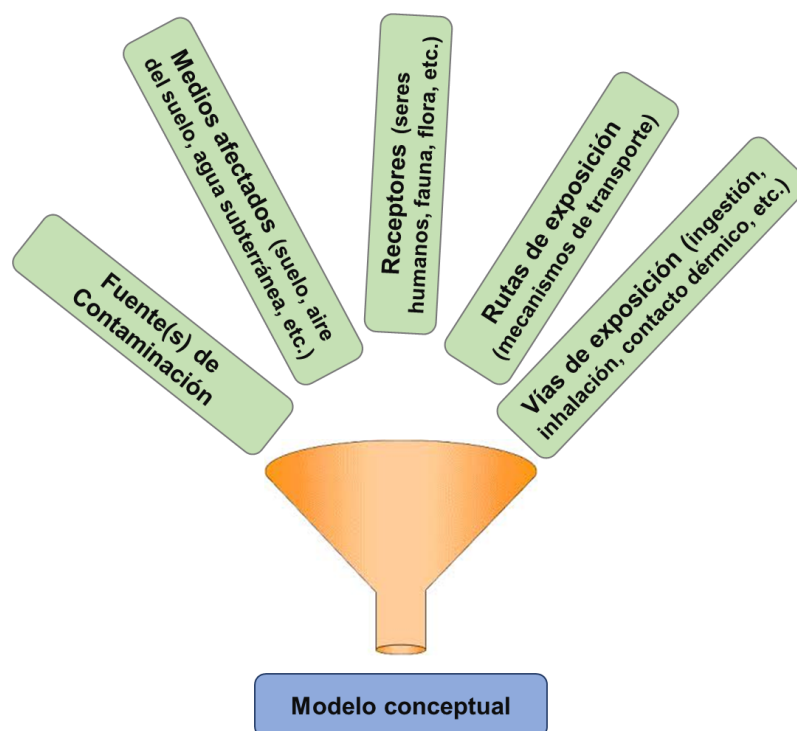


Ilustración V-3: Ejemplo de elementos de un Modelo Conceptual para un Sitio Contaminado

Los factores que hay que evaluar en un modelo conceptual del sitio incluyen:

- La fuente y el mecanismo de liberación de los contaminantes de interés. Éstos incluyen la volatilización, distribución de material particulado por el viento, lixiviado a agua subterránea, y escorrentía superficial hacia cuerpos receptores superficiales.
- El medio a través del cual los contaminantes pueden migrar hacia los receptores potenciales. Estos incluyen suelos, sedimentos, agua subterránea, agua superficial y aire.
- Potenciales receptores de la contaminación (por ej. población local, trabajadores, animales, ecosistemas).
- Una ruta de exposición o de contacto entre el contaminante y el receptor en el punto de exposición. Estas rutas de exposición incluyen, mas no se limitan a, ingesta de suelo, ingesta de agua, contacto dérmico con suelo y/o agua, inhalación de aire o ingesta de alimentos contaminados.
- Vías de exposición (por ej. ingestión, inhalación, contacto dérmico).

El modelo conceptual puede incluir otros factores de estrés diferentes a los contaminantes evaluados o factores que modifiquen el efecto de los contaminantes sobre los receptores, por ejemplo, el estado nutricional de los organismos receptores, la temperatura, salinidad y pH del medio, presencia de materia orgánica, aporte de sedimentos.

En los modelos conceptuales se indican las posibles consecuencias negativas al ambiente y a las poblaciones expuestas a los contaminantes de preocupación.

El modelo conceptual se elabora inicialmente en la Fase de Identificación (modelo conceptual inicial) y se modifica en la Fase de Caracterización, alimentándose de nuevos conocimientos obtenidos por las investigaciones realizadas durante la caracterización del sitio¹⁹.

El modelo conceptual se considera como una herramienta útil para la gestión de un sitio contaminado y que tiene diferentes propósitos, entre ellos:

- Organizar de forma transparente y estructurada las informaciones disponibles del sitio
- Mejorar el entendimiento de las características del sitio y de las interconexiones potenciales y comprobados entre la contaminación y los receptores
- Apoyar en la identificación de vacíos de datos o información
- Apoyar en la toma de decisiones (por ej. en la planificación del muestreo, la selección de elementos a considerar en el estudio de ERSa y la planificación de acciones de remediación)

El estudio de ERSa debe considerar todos los elementos, es decir, contaminantes de preocupación, medios afectados, rutas y vías de exposición y receptores que resultan relevantes en el modelo conceptual del sitio con respecto a posibles afectaciones negativas de los mismos.

El desarrollo del modelo conceptual es un proceso iterativo, retroalimentándose con nueva información y conocimientos que se generan en las diferentes etapas de la investigación del sitio.

El modelo conceptual del sitio permite identificar la combinación de factores o los vínculos entre factores que pudieran resultar en una vía de exposición humana a compuestos químicos de interés procedentes de la(s) fuente(s) identificada(s). En este contexto, es necesario evaluar cada ruta de exposición individualmente para definir si es una “ruta completa”²⁰ o no.

Si no hay posibilidad de contacto entre el receptor y los contaminantes presentes en el sitio, la ruta es considerada “incompleta”. Un típico ejemplo son contaminantes presentes en el suelo por debajo de una losa de concreto. En el caso de que los químicos sean estables y no volátiles y si no existe un peligro evidente de un contacto directo entre personas de la zona y los contaminantes, no hay posibilidad de una exposición y consecuentemente no hay riesgo significativo.

¹⁹ Ver: Guía para la Elaboración de Planes de Descontaminación de Suelos; MINAM; 2013

²⁰ En esta relación también se habla de “vínculos de contaminantes” (“pollutant linkages”).

Un contaminante puede ser vinculado con uno o más distintos tipos de receptores por diferentes rutas, o distintos contaminantes y/o rutas pueden afectar al mismo receptor. No todos los receptores necesariamente tienen la misma relevancia en cada evento, y nuevos vínculos de contaminantes pueden desarrollarse con el tiempo. Cada vínculo de contaminante debe ser identificado y evaluado individualmente y debe ser manejado apropiadamente.

Con toda la información generada se elabora un modelo conceptual detallado del sitio y se identifican las rutas y vías de exposición de mayor riesgo. Es muy importante exponer una correspondencia entre las rutas más contaminadas y las rutas que hayan representado un mayor riesgo.

El modelo conceptual detallado contiene además un listado de los Contaminantes de Preocupación presentes en el sitio, en el cual se comenta la posible toxicidad asociada a la mezcla química identificada y detalla el factible comportamiento de los químicos contaminantes en su argumentación sobre el uso futuro del sitio.

5.4. CÁLCULO DE LA DOSIS DE EXPOSICIÓN EN SERES HUMANOS

5.4.1. Selección de Factores de Exposición

Para la determinación de la dosis de exposición es requerida una selección fundamentada de los factores que se utilizan en el cálculo de ella. En general se necesitan datos sobre:

- Parámetros de la contaminación, por ejemplo:
 - Concentración del contaminante
 - Propiedades físico-químicas
 - Biodisponibilidad
- Parámetros biológicos y fisiológicos del receptor, por ejemplo:
 - Peso corporal
 - Superficie de la piel
 - Tasa de ingestión
 - Tasa de inhalación
- Parámetros relacionados al escenario de exposición, por ejemplo:
 - Frecuencia de exposición
 - Duración de la exposición

En el Anexo C están indicados ejemplos de valores de referencia que pueden ser utilizados como valores por defecto para el cálculo de las dosis de exposición.

Hay que destacar que las características biológicas y fisiológicas de las poblaciones de cada región, sus hábitos y comportamientos pueden variar significativamente. Por tal motivo es requerido utilizar para los factores de exposición preferiblemente datos de fuentes regionales o nacionales. De no estar disponibles, es pertinente utilizar datos de literatura internacional. Una fuente de información para los factores de exposición es el Exposure Factors Handbook²¹, cuya última versión fue publicada por US EPA en 2011. Al utilizar datos internacionales se debe evaluar críticamente si los datos son aplicables para el caso en estudio y las características del

²¹ <http://www.epa.gov/ncea/efh/pdfs/efh-complete.pdf>

contaminante. Los escenarios en los que se determinaron los parámetros internacionales pueden discrepar considerablemente de las condiciones del sitio en estudio. Por ejemplo, en zonas con climas (semi-) desérticos del Perú y con calles sin pavimentar la formación de polvos puede ser más elevada que las que señalan los datos que se levantaron en los EEUU donde dominan condiciones climáticas y de infraestructuras diferentes.

Tabla N° V-5: Parámetros más sensibles al cálculo de la exposición por diferentes rutas

Ruta de exposición	Parámetros más sensibles al cálculo de la	Recomendaciones
Ingestión de suelo	Tasa de ingestión diaria	Valores por defecto (ver Anexo C, Tabla N° VI-1)
Contacto dérmico con suelo o agua contaminada	Tasa de absorción	Valores empíricos de la bibliografía (ver Anexo C) Tabla N° VI-8)
Inhalación de suelo/polvo	Tasa de inhalación (aire)	Valores por defecto (ver Anexo C, Tabla N° VI-2)
	Concentración de partículas (contaminadas) en suspensión	• Mediciones directas • Uso de modelos
Inhalación de vapores y gases	Concentración de contaminantes volátiles y gases en el aire	• Mediciones directas • Uso de modelos (por. ej. modelo de Jury, 1984²²)
Ingestión de alimentos	Concentración de contaminantes en alimentos	• Mediciones directas • Uso de factores de transferencia suelo-alimento empíricos de la bibliografía

5.4.2. Ecuaciones para el cálculo de la Exposición

El cálculo de la exposición se realizará para las vías de exposición por ingestión, inhalación y contacto dérmico. Solo cuando exista evidencia de que un contaminante no actúa a través de alguna de estas vías, dicha vía podrá ser desechada en la evaluación.

En general, es requerido la experiencia y el juicio de un profesional para el desarrollo de las ecuaciones de cálculos de la dosis de exposición. En los ítems siguientes se señalan algunos ejemplos de ecuaciones de cálculo para un número limitado de vías de exposición.

5.4.2.1 Vía de exposición por ingestión

a) Ingestión de suelos y polvos:

La ingestión de suelo está asociada a diversas actividades que tienen lugar en ambiente exterior pero también puede ocurrir en ambientes interiores, siempre que sea plausible asumir que se produce la movilización de partículas de suelo contaminado en forma de polvo y que éste alcanza un espacio interior ocupado por receptores.

La dosis de exposición por ingestión de suelos y polvos (media diaria) se puede calcular de la siguiente manera:

²² También aplicado por la US EPA (1996). Technical background for the Soil Screening Guidance, Part 2: Development of Pathway-Specific Soil Screening Levels; http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/part_2.pdf

$$DE_{ING} = \frac{C_S * TI_{ING} * FBD_{ING} * FrE * DuE * FC}{365 * PTE_M * PC}$$

Dónde:

DE _{ING}	Dosis de exposición por ingestión (mg/kg-día)
C _S	Concentración de contaminante en suelos (mg/kg)
TI _{ING}	Tasa de Ingestión (mg/d)
FBD _{ING}	Tasa de absorción gastrointestinal del contaminante (%/100)
FC	Factor volumétrico de conversión =1 x10 ⁻⁶
PC	Peso corporal (kg)
FrE	Frecuencia de exposición (días/año)
DuE	Duración de la exposición (año)
PTE _M	Periodo de tiempo durante la exposición fue promediado (años)

b) Ingestión de agua

La ingestión de agua contaminada puede ocurrir básicamente en tres circunstancias: por consumo de agua de bebida, por ingestión durante el baño/ducha y por ingestión durante el baño recreativo (aguas superficiales). En cada caso, los medios de contacto son diferentes, debiendo adaptarse los valores de la concentración, tasa de ingestión y tiempo de exposición para que sean coherentes con el medio y situación que se está valorando.

La ingesta asociada a la ingestión de agua contaminada puede calcularse mediante la siguiente expresión:

$$DE_{ING} = \frac{C_S * TI_{ING} * FI * FBD_{ING} * FrE * DuE}{PC * PTE_M}$$

Donde:

DE _{ING}	Dosis de Exposición por Ingestion de suelos y polvos (mg/kg-día)
C _S	Concentración de contaminante en el agua (mg/l)
TI _{ING}	Tasa de ingestión (l/día)
FI	Fracción de ingestión diaria proveniente de la fuente de contaminación; ≤ 100% (≤1)
FBD _{ING}	Factor de biodisponibilidad o tasa de absorción gastrointestinal; ≤ 100% (≤1)
PC	Peso corporal (kg)
FrE	Frecuencia de exposición (días/año)
DuE	Duración de la exposición (años)
PTE _M	Periodo de tiempo durante la exposición fue promediado (días)

5.4.2.2 Vía de exposición por inhalación

La dosis de exposición por inhalación de gases, vapores o polvo (DE_{INH}) se puede calcular de la siguiente manera:

$$DE_{INH} = \frac{C_A * TI_{INH} * FBD_{INH} * TdE * FrE}{365 * DuE * PC}$$

Donde:

DE _{INH}	Dosis de Exposición por Inhalación (mg/kg-día)
C _A	Concentración de contaminante en aire (mg/m ³)
TI _{INH}	Tasa de Inhalación (m ³ /h)
FBD _{INH}	Factor de Retención Pulmonar (%/100)
TdE	Tiempo de exposición (h/día)
FrE	Frecuencia de exposición (días/año)
DuE	Duración de la exposición (años)
PC	Peso corporal (kg)

Según la última guía “RAGS-F” de la US EPA²³, en la evaluación de riesgos para la salud humana, la dosis de exposición por inhalación, preferiblemente se evalúa por la exposición por gases, vapores o material particulado en aire mediante el cálculo de una Concentración modificada de Exposición (CE), que luego se puede comparar directamente con la Concentración de Referencia (CdR) derivada de estudios toxicológicos y disponible en bases de datos como IRIS etc. Aplicando el enfoque RAGS-F, la CE se calcula según:

$$CE = \frac{C_A \times TE \times FrE \times DuE}{PTE_M}$$

Donde:

CE	Concentración modificada de exposición (µg/m ³)
C _A	Concentración del contaminante en aire (µg/m ³)
TE	Tiempo de exposición (horas por día)
FrE	Frecuencia de exposición (días/año)
DuE	Duración de la exposición (años)
PTE _M	DuE x días/año x horas/día = periodo de tiempo durante la exposición es promediada (h)

Debido a que ya existen CdR para la gran mayoría de contaminantes comunes, es preferible aplicar esta ruta más directa en vez de hacer un “desvío” por la Dosis de Referencia.

Un estimado de la dosis de exposición por inhalación que incluye la inhalación de partículas y gases y en base a la concentración en suelos de un contaminante se puede determinar aplicando el modelo de Jury²⁴, aplicado también por la US EPA²⁵. El cálculo se basa en las propiedades específicas de la sustancia y del suelo. Para las propiedades físicas del suelo, se utilizan valores específicos del material depositado en el área industrial, además de valores definidos por defecto por la US EPA.

²³ US EPA (2009). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment); http://www.epa.gov/swerrims/riskassessment/ragsf/pdf/partf_200901_final.pdf

²⁴ Jury, W.A., Farmer, W.J. and Spencer, W.F. (1984). Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. J. Environ. Qual. 13(4):567-572; citado en U.S. EPA (1996).

²⁵ US EPA (1996b). Technical background for the Soil Screening Guidance, Part 2: Development of Pathway-Specific Soil Screening Levels; http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/part_2.pdf

Una forma especial de la exposición a vapores y gases dentro de las viviendas es la llamada intrusión de vapores. Esta contaminación atmosférica ocurre típicamente encima de suelos contaminados con hidrocarburos conteniendo fracciones de compuestos volátiles. Para la evaluación del riesgo asociado con la intrusión de vapores a viviendas es necesario realizar mediciones de la concentración de los contaminantes en el aire o alternatively aplicar modelos de simulación para la estimación de la concentración máxima²⁶.

5.4.2.1 Vía de exposición por contacto dérmico

La dosis de exposición dérmica (DE_{DER}) se puede calcular de la siguiente manera:

$$DE_{DER} = \frac{DA_{evento} * FrE * DuE * Fr_{evento} * SPD_{DER}}{PC * PTE_M}$$

$$DA_{evento} = C_s * FVC * FAP * FA_{DER}$$

Dónde:

DE_{DER}	Dosis de Exposición por contacto dérmico (mg/kg-día)
DA_{evento}	Dosis absorbido por evento(mg/cm ² -evento)
C_s	Concentración de contaminante en suelos (mg/kg)
SPD_{DER}	Superficie de la piel disponible para contacto (cm ² /evento)
FAP	Factor de adherencia a la piel (mg/cm ² -evento)
FA_{DER}	Fracción de Absorción dermal (específico por contaminante)
FVC	Factor volumétrico de conversión =10 ⁻⁶ kg/mg
FrE	Frecuencia de exposición (día/año)
DuE	Duración de la exposición (años)
Fr_{evento}	Frecuencia del evento (eventos/día)
PC	Peso corporal (kg)
PTE_M	Promedio del tiempo de exposición (días)

²⁶ <http://www.epa.gov/oswer/vaporintrusion/>

6. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO PARA SERES HUMANOS

La caracterización del riesgo es el último paso de la evaluación de los riesgos presentados por los contaminantes para la salud de las personas. Es el proceso que implica combinar el peligro, la respuesta a la dosis y las evaluaciones de exposición para describir el riesgo general que representa un contaminante. También, explica las suposiciones utilizadas en la evaluación de exposición, así como las incertidumbres inherentes a la evaluación sobre cómo respondieron a la dosis. Se considera la fortaleza de la base de datos en general y se elaboran las conclusiones amplias. Uno de los objetivos del estudio de ERSa es evaluar tanto la toxicidad y la exposición como así también determinar el riesgo asociado con el actual y potencial uso del sitio.

Sintéticamente: $\text{Riesgo} = \text{Toxicidad} \bullet \text{Exposición}$

Esto significa que el riesgo a la salud de las personas, presentado por la exposición a contaminantes presentes en las fuentes de contaminación, depende tanto de la toxicidad de los contaminantes presentes como de la probabilidad de que las personas entren en contacto con ellos. Por lo menos se requiere alguna exposición y cierta toxicidad para que éstas resulten en un riesgo. Por ejemplo, si el contaminante es muy venenoso, pero no hay personas u otros receptores ecológicos expuestos, no hay riesgo. Del mismo modo, si hay amplia exposición pero la sustancia química no es tóxica, no existe riesgo.

La gran mayoría de datos toxicológicos aplicados para seres humanos se derivan de estudios con animales de laboratorio. Sin embargo, se reconoce que los efectos varían entre animales de distintas especies y de persona en persona. Para explicar esta variabilidad, se consideran factores de incertidumbre en la evaluación de riesgo. Tales factores de incertidumbre crean un margen adicional de seguridad para proteger a las personas que pueden estar expuestas a los contaminantes presentes. En forma general, para la definición de los Valores de Referencia de Toxicidad (VRT) se aplica típicamente un factor de seguridad que varía entre diez y mil.

El objetivo de la sección sobre caracterización del riesgo para seres humanos es obtener una respuesta a las preguntas:

- ¿Se identificó un riesgo para la población humana?
- ¿Los contaminantes están biodisponibles?
- ¿Existe alguna evidencia de toxicidad?
- ¿Hay en el sitio poblaciones de alto riesgo?
- ¿Se detectaron factores que aumentan la exposición de la población a los contaminantes?
- ¿Existen factores que pudieran incrementar la toxicidad de los químicos presentes en el sitio (por ejemplo, desnutrición)?
- ¿El muestreo de muestras ambientales y los análisis de laboratorio son confiables?
- ¿En la literatura existen antecedentes como los encontrados en el sitio estudiado?
- ¿El daño es reversible?
- ¿Cuál es la magnitud del riesgo encontrado?
- ¿El riesgo puede incrementarse en caso de que no se instrumente algún programa correctivo?
- ¿El sitio debe ser remediado activamente a fin de reducir el riesgo?

- ¿En caso de que no se remedie activamente el sitio, el riesgo puede incrementarse y/o puede extenderse a otras locaciones?
- ¿Qué otras medidas de control y aseguramiento pueden tomarse para evitar o reducir la exposición?
- ¿Existe alguna acción que la comunidad pueda tomar para disminuir el riesgo?
- ¿En la comunidad existen profesionistas que pueden atender la problemática identificada?

La caracterización del riesgo total se realiza en dos etapas. En la primera se determina el riesgo total de cada Contaminante de Preocupación para todos los medios físicos, rutas y vías de exposición identificados en el Modelo Conceptual del Sitio. Luego se calcula la suma de los riesgos individuales por todas las rutas y vías de exposición.

En la segunda etapa, se determina el riesgo total de todos los Contaminantes de Preocupación seleccionados como la suma de los riesgos totales de cada Contaminante de Preocupación seleccionado.

$$\text{Riesgo}_{\text{Total}} = \text{Riesgo}_{\text{ING}} + \text{Riesgo}_{\text{INH}} + \text{Riesgo}_{\text{DER}}$$

Dónde:

$\text{Riesgo}_{\text{ING}}$ = Riesgo por ingestión de suelo o agua (subterránea/superficial)

$\text{Riesgo}_{\text{INH}}$ = Riesgo por Inhalación de suelo, polvo o sustancias volátiles

$\text{Riesgo}_{\text{DER}}$ = Riesgo por contacto dermal

La caracterización del riesgo debe de calcularse para efectos cancerígenos y para efectos no cancerígenos. En ambos casos, se calcula el riesgo individual para los diferentes grupos poblacionales expuestos (por ej. niños, adultos), considerando los diferentes escenarios relevantes de exposición.

6.1. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO NO CANCERÍGENO

Ya que el objetivo de la evaluación dosis-respuesta para sustancias no cancerígenas es identificar un umbral o valor en el que se espera que no se produzca un daño, la meta de la caracterización del riesgo no cancerígeno es determinar si la exposición rebasa ese límite y, por lo tanto, es preocupante para la salud de la población. Después de estimar la exposición de la población y calcular la concentración de referencia (CdR) o la dosis de referencia (DdR), se evalúa si la exposición es superior a uno de estos valores. Un método común para la caracterización de un riesgo no cancerígeno es calcular el cociente de peligrosidad (CdP), dividiendo el grado de exposición entre el CdR o DdR.

$$CdP = \frac{DE}{DdR} \quad \text{ó} \quad CdP = \frac{CE}{CdR}$$

Donde:

CdP Cociente de peligrosidad (sin unidad)

DE Dosis de Exposición (mg/kg*día)

DdR Dosis de Referencia (mg/kg*día)

CE Concentración modificada de Exposición, para inhalación ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), ver ítem 5.4.

CdR Concentración de Referencia ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Un cociente de peligrosidad inferior a 1 representa generalmente un riesgo aceptable, mientras que un cociente superior a 1 se considera preocupante por tratarse de una exposición elevada que puede representar un riesgo. En casos donde el cociente de peligrosidad supera el valor de 10, el riesgo es considerado muy elevado y se debe tomar acciones correctivas inmediatas para proteger a la población y a receptores ecológicos. Como parte de medidas correctivas debe considerarse la restricción del acceso e incluso una evacuación de la población de las áreas más impactadas.

Índice de Peligrosidad

Los CdP son sumados en forma separada para las diferentes rutas y tiempos de exposición para calcular el Índice de Peligrosidad Total (IP_T). Un $IP_T \leq 1$ es considerado un riesgo aceptable.

$$IP_T = \sum_i^j CdP_{ij}$$

Donde:

IP_T Índice de Peligrosidad Total (sin unidad)

CdP_{ij} Coeficiente de Peligrosidad (sin unidad), resultante por contaminante (i) y la j-esima vía de Exposición

Tabla N° V-6: Ejemplo de Cuantificación del Riesgo no Cancerígeno

Escenario X:						
Vía (j)	Conta- minante (i)	Dosis de Exposición DE ¹	Dosis de Referencia DdR ²	Índice de Peligro IP _{ij} (individual)	Índice de Riesgo IR _j (integral por vía)	Índice de Riesgo Total IR _τ (integral por escenario)
Vía 1	A B C	DE _{A1} DE _{B1} DE _{C1}	DdR _A DdR _B DdR _C	IP _{A1} =DE _{A1} *DdR _A IP _{B1} =DE _{B1} *DdR _B IP _{C1} =DE _{C1} *DdR _C	IP ₁ =IP _{A1} + IP _{B1} + IP _{C1}	IP _τ =IP ₁ +IP ₂ +IP ₃
Vía 2	A B	DE _{A2} DE _{B2}	DdR _A DdR _B	IP _{A2} =DE _{A2} *DdR _A IP _{B2} =DE _{B2} *DdR _B	IP ₂ =IP _{A2} +IP _{B2}	
Vía 3	A	DE _{A3}	DdR _A	IP _{A3} =DE _{A3} *DdR _A	IP ₃ =IP _{A3}	

1) o Concentración modificada de Exposición CE (para vía de inhalación)

2) o Concentración de Referencia CdR

También se podrán determinar niveles aceptables de riesgo no cancerígeno a través de otro método adecuado de manera fundamentada. Por ejemplo ha sido aceptado internacionalmente que, en vez de aplicar la Dosis de Referencia (DdR) para plomo (Pb), se evalúa su exposición utilizando concentraciones de plomo en la sangre y modelos biocinéticos de exposición²⁷ para predecir dicho biomarcador.

²⁷ El modelo IEUBK (Integrated Exposure Uptake Biokinetic) es la herramienta comúnmente utilizada para crear niveles de remediación de suelos basado en riesgo en escenarios residenciales con presencia de niños. El riesgo se interpreta en términos de concentraciones (modeladas) de plomo en la sangre en lugar de Índices de Peligro (IP).

El modelo ALM (Adult Lead Methodology) se usa cuando NO hay niños presentes como es el caso de los lugares de trabajo y permite, además, estimar niveles de protección de fetos en madres en actividad laboral <http://epa.gov/superfund/lead/pbrisk.htm>

6.2. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO CANCERÍGENO

En el caso de los contaminantes cancerígenos, no existe todavía un consenso a nivel internacional sobre cuál es la mejor forma de abordar la cuantificación de la relación dosis-respuesta. El método más extendido hasta la fecha consiste en el desarrollo de modelos matemáticos a partir de datos experimentales en el rango de efectos observables, a partir de los cuales se elabora una curva dosis-respuesta. Para estimar la respuesta a dosis mucho menores, se simplifica la curva a una recta en el rango de bajas dosis. De ahí se obtienen los valores del Factor de Pendiente de Cáncer (FPC) y el Factor de Riesgo Unitario (FRU), utilizados para caracterizar a efectos prácticos la relación dosis-respuesta.

- El FPC hace referencia al límite superior del intervalo de confianza de 95% de una estimación de la probabilidad de respuesta por unidad de exposición durante todo el periodo de vida y cuantifica el incremento de probabilidad de desarrollar cáncer como resultado de la exposición a una sustancia; se expresa en las unidades $1/(\text{mg/kg/d})$. El producto del FPC con la dosis calculada del tóxico cancerígeno resulta en la estimación de la probabilidad de que la persona expuesta tendrá una respuesta carcinogénica.
- El Factor de Riesgo Unitario (FRU) es una expresión del potencial carcinogénico en términos de concentración, expresado como la probabilidad de cáncer por unidad de un medio de exposición (por ej. por $\mu\text{g/L}$ de agua, o $\mu\text{g/m}^3$ de aire).

De esta forma, el riesgo de padecer algún efecto cancerígeno a causa de un determinado agente contaminante se expresa como un incremento de probabilidad frente a las condiciones de fondo (sin la presencia del contaminante).

Para el cálculo del riesgo cancerígeno se utiliza el Factor de Pendiente de Cáncer (FPC) que es la pendiente de la curva Dosis – Respuesta o el Factor de Riesgo Unitario (“Unit Risk Factor”). El Índice de Riesgo cancerígeno es entonces:

$$IR_{ij} = DE_{ij} * FPC_{ij} \quad \text{ó} \quad IR_{ij} = CE_{ij} * FRU_{ij}$$

Dónde:

IR_{ij}	Índice de Riesgo (sin unidad), resultante de la exposición al contaminante (i) a través de la vía (j)
FPC_{ij}	Factor de pendiente de cáncer $(\text{mg/kg-día})^{-1}$
DE_{ij}	Dosis de exposición (mg/kg-día)
CE_{ij}	Concentración de Exposición $(\text{mg/kg}$ ó $\text{mg/m}^3)$
FRU_{ij}	Factor de riesgo unitario $(\text{mg/kg}$ ó $\text{mg/m}^3)^{-1}$.

La estimación del riesgo cancerígeno de cada Contaminante de Preocupación (i) se realizará para todas las rutas de exposición completas y potenciales, de ser consideradas probables, en los que se encuentre dicho contaminante y para todas las vías de exposición. Todos los riesgos cancerígenos individuales estimados serán sumados en lo que se denominará Índice de Riesgo Total (IR_T).

$$IR_T = \sum_j^i IR_{ij}$$

Dónde:

IR_T Índice de Riesgo Total (sin unidad), resultante de todos los contaminantes cancerígenos u todas las vías de exposición

IR_{ij} Índice de Riesgo (sin unidad), resultante del contaminante (i) para la j-ésima vía de exposición

Tabla N° V-7: Ejemplo de Cuantificación del Riesgo Cancerígeno

Escenario X:						
Vía (j)	Conta- minante (i)	Dosis de Exposición DE ¹	Factor de Pendiente FDP ²	Índice de Riesgo IR _{ij} (individual)	Índice de Riesgo IR _j (integral por vía)	Índice de Riesgo Total IR _T (integral por escenario)
Vía 1	A B C	DE _{A1} DE _{B1} DE _{C1}	FDP _A FDP _B FDP _C	IR _{A1} =DE _{A1} *FDP _A IR _{B1} =DE _{B1} *FDP _B IR _{C1} =DE _{C1} *FDP _C	IR ₁ =IR _{A1} + IR _{B1} + IR _{C1}	IR _T =IR ₁ +IR ₂ +IR ₃
Vía 2	A B	DE _{A2} DE _{B2}	FDP _A FDP _B	IR _{A2} =DE _{A2} *FDP _A IR _{B2} =DE _{B2} *FDP _B	IR ₂ =IR _{A2} +IR _{B2}	
Vía 3	A	DE _{A3}	FDP _A	IR _{A3} =DE _{A3} *FDP _A	IR ₃ =IR _{A3}	

1) o Concentración de Exposición CE

2) o Factor de Riesgo Unitario FRU

Para la caracterización del riesgo cancerígeno se debe tener en cuenta los siguientes conceptos:

a) Riesgo de fondo de cáncer

Es aquel que se atribuye a una serie de causas acumulativas indeterminadas (radiación, genéticas, ambientales, etc.). En Latinoamérica el cáncer ocupa el tercer lugar de las causas de muerte y en el Perú, el Registro de Cáncer de Lima Metropolitana, ha publicado tasas de incidencia y mortalidad por cáncer globales de 150.7 y 78.3 por cien mil habitantes de la ciudad de Lima²⁸. Es decir, el riesgo normal de enfermarse de cáncer en Lima es de 1 en cada 664 personas y el riesgo de morir de cáncer de 1 en 1277 personas.

b) Riesgo extra de cáncer de por vida (RECV)

El Riesgo Extra de Cáncer de por Vida (RECV) es el límite superior de la probabilidad de que una persona contraiga cáncer (ya sea tratable o letal) durante su vida entera, entre todas las personas expuestas de por vida a una concentración promedia del contaminante y por encima de la probabilidad basal normal de contraer cáncer.

El riesgo extra se atribuye a una causa específica. Se denomina riesgo “extra” de cáncer porque es un riesgo asociado al problema de contaminación y por lo tanto es “extra” o “adicional” al riesgo normal de fondo de cáncer que tiene cada persona determinada o específica. Debido a las precauciones incluidas en el proceso de estimación, el riesgo verdadero de cáncer puede ser inferior al calculado, pero no hay evidencia científica para esperar que sea mayor.

²⁸ Ministerio de Salud, <http://www.inen.sld.pe/portal/estadisticas/datos-epidemiologicos.html>

Para los propósitos de reglamentación ambiental y su cumplimiento, como también para consideraciones políticas generales, un RECV de uno en un millón ($1:1.000.000 = 1E^{-6} = 1 \times 10^{-6}$) o menos, es en general considerado estar por debajo de un nivel de riesgo significativo (“de minimis”), y un nivel de RECV de uno en diez mil ($1:10.000 = 1E^{-4} = 1 \times 10^{-4}$) o más es en general considerado un riesgo inaceptable. El rango de riesgo entre $1E^{-6}$ y $1E^{-4}$ ha sido definido como el “rango de toma de decisiones de riesgo” para remediaciones de sitios con desechos peligrosos de acuerdo a la US EPA (2005)²⁹.

Para los estudios de ERSa en el Perú, se considera por defecto un RECV de uno en cien mil habitantes como aceptable ($1:100.000 = IR_T \leq 10^{-5}$), mientras que valores entre $IR_T = 10^{-5}$ y $IR_T = 10^{-4}$ pueden ser aceptadas en casos excepcionales. Riesgos con IR_T mayores a 10^{-4} no son aceptables.

Ejemplos que justifican bajar el IR_T a 10^{-4} son:

- La contaminación está ubicada en un área industrial no accesible para la población y no se prevé un cambio del uso de suelo.
- La población expuesta a la contaminación es caracterizada como temporal y no permanente (por ej. centros mineros con una residencia promedia de menor a 20 años).
- Se espera una significativa atenuación natural de los contaminantes a corto o mediano plazo. El pronóstico de atenuación debe ser científicamente justificado y se comprueba a través de un monitoreo ambiental.

c) Riesgo de minimis

Un riesgo de minimis es aquel que se juzga como demasiado pequeño para ser de preocupación social, por lo cual no se puede justificar el uso de recursos, para la gestión de riesgo y su control. El nivel de riesgo de minimis frecuentemente es usado por las agencias de gobierno en los EE.UU. (EPA, FDA) y es de 1 en 1.000.000 ó “1 en un millón” aumento de riesgo de un efecto adverso que ocurra durante un período de por vida de 70 años en una población extensa. Este riesgo de cáncer es considerado sin significado biológico o sin significado estadístico.

El nivel de riesgo de 1 en un millón que es usado para reglamentar un gran número de riesgos, es muy inferior a los riesgos que el público en general enfrenta cada día. El riesgo de minimis está basado en el principio “De minimis non curat lex” – la ley no se preocupa de problemas sin importancia. Por lo cual se ignoran los peligros demasiado pequeños, ya que no todos los riesgos se pueden eliminar.

²⁹ US EPA (2005). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, March 2005. Risk Assessment Forum. http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/CANCER_GUIDELINES_FINAL_3-25-05.PDF

6.3. TOXICIDAD POR MEZCLAS QUÍMICAS

Se recomienda caracterizar el riesgo en sitios con varios contaminantes cuando menos para los tres contaminantes más importantes en el sitio (no es limitativo). En la caracterización del riesgo, se emplean conocimientos toxicológicos (incluyendo información toxicocinética y toxicodinámica) para interpretar los resultados bajo la luz de los efectos sinérgicos que una combinación de contaminantes de preocupación puede tener sobre los receptores. Es de señalarse una posible adición o potenciación (sinergia) de la toxicidad por la presencia de la mezcla de contaminantes.

En la toxicología, se diferencia entre tres principales tipos de interacción:

- Aditivos,
- sinérgicos, y
- antagónicos

Un efecto aditivo es un efecto combinado de dos o más sustancias químicas que equivale a la suma de los efectos aislados de cada una de ellas. En el sinergismo, dos o más sustancias químicas intensifican los efectos de cada una de ellas y en el antagonismo, dos o más sustancias químicas contrarrestan sus efectos entre sí.

En la mayoría de los casos, se desconoce el tipo exacto de interacción entre los contaminantes y en la práctica se asume una interacción aditiva para la realización del estudio de ERSA.

6.4. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD Y ANÁLISIS PROBABILÍSTICO

El proceso de la evaluación de riesgos integra a lo largo de sus etapas diversas variables. Para un escenario de evaluación dado, el enfoque tradicional es el determinista, que se basa en asignar a todas las variables en juego valores fijos derivados de mediciones, aplicación de modelos de simulación, datos estadísticos, etc., los cuales incorporan habitualmente cierto grado de conservadurismo para intentar paliar las incertidumbres. Ello da lugar a que los índices de riesgo resultantes adopten también valores fijos y a que acumulen las incertidumbres asumidas para cada variable, pudiendo conducir en algunos casos a sobrevaloraciones excesivas de los niveles reales de riesgo.

Una forma de evitar este problema es llevar a cabo un análisis de sensibilidad sobre las variables clave en el proceso de cuantificación del riesgo, es decir, aquellas donde la variabilidad y/o incertidumbre en cuanto a los valores que realmente adoptan son mayores.

Estableciendo rangos o intervalos de valores en los que cada variable sensible puede encontrarse en las condiciones del emplazamiento, es posible deducir rangos de valores de los niveles de riesgo y proceder a una interpretación matizada de los mismos.

En todo caso, es indudable que al menos algunas variables que entran en juego en la evaluación de riesgos se caracterizan porque sus valores reales no se ajustan a un único valor fijo (en un escenario dado), sino más bien a una distribución estadística de valores, cada uno de los cuales posee una frecuencia o probabilidad de aparición. Es el caso, por ejemplo, del peso corporal de la población adulta expuesta que define un determinado escenario de análisis; la caracterización de la variable peso corporal puede hacerse mediante un valor único representativo de todo el segmento de población (enfoque determinista) o mediante una distribución que refleje los distintos pesos de los individuos y sus frecuencias de aparición en dicho segmento (enfoque probabilista).

La utilización de distribuciones probabilísticas para caracterizar algunas variables da lugar a un análisis de riesgos probabilístico, cuyo resultado es asimismo una distribución de niveles de riesgo, cada uno de los cuales tiene asociada una probabilidad.

Este enfoque es útil para cuantificar algunas incertidumbres del análisis de riesgos, así como para estimar la variabilidad de las estimaciones del riesgo en un escenario dado.

La aplicación de una distribución probabilística se puede realizar sobre cualquier variable que, por su naturaleza, se ajuste a estas características. No obstante, lo más habitual es que se utilice para caracterizar algunas variables que intervienen en el análisis de la exposición, tales como concentraciones de contaminantes, parámetros biométricos, pautas de comportamiento, etc.

Entre los métodos probabilísticos más utilizados se encuentra el análisis de Monte Carlo. Este método genera en lugar de un solo valor de riesgo una distribución de valores para el Cociente del riesgo a la salud humana que se expresa como la Distribución Probabilística del Cociente de Riesgo.

Para mayor información consulte:

“Guiding Principles for Monte Carlo Análisis”, EPA/630/R-97/001, Marzo 1997³⁰

La simulación Monte Carlo es un procedimiento que utiliza modelos matemáticos para representar la probabilidad de encontrar las diferentes dosis de exposición en una población con características específicas, a través del uso del análisis numérico.

En este procedimiento se identifican las distribuciones probabilísticas que definen cada variable en las ecuaciones. En cuanto a las tasas de ingesta, el peso corporal de los individuos y las otras consideraciones de la exposición, se considera que deben ser medidos directamente en la población a estudiar, o bien hacer uso de los valores citados en el Manual de Factores de Exposición de la US EPA (Exposure Factors Handbook: Edition 2011³¹).

Existen programas informáticos que aplican un análisis probabilístico para el desarrollo del estudio de ERSA. En el caso de utilizar programas informáticos, debe asegurarse que sean validados y aceptados por las autoridades competentes.

7. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO

Cuando existan especies de interés, el estudio de caracterización de riesgo debe responder a las siguientes preguntas:

- ¿Existe riesgo ecológico para flora y fauna?
- ¿Están los contaminantes biodisponibles para los organismos?
- ¿Existen evidencias de ecotoxicidad?
- ¿Cuáles son los puntos que presentaron mayor ecotoxicidad?
- ¿Se identificó algún componente de la biota que estuviere particularmente en mayor riesgo?
- ¿Se demostró la presencia de otros factores de estrés en el sitio?

Para la evaluación del riesgo para la salud humana solamente es necesario considerar un receptor: el ser humano. En comparación, las evaluaciones de riesgo ecológico son más complejas debido a que típicamente no existe una sola especie como receptor sino una variedad de especies en el universo de la fauna y flora con diferentes respuestas a una exposición a los contaminantes. Especies que viven dentro de un cuerpo de agua o suelo contaminado naturalmente tienen un contacto muy superior a seres humanos, lo que puede resultar en una mayor susceptibilidad al contaminante. Sin embargo, típicamente en una evaluación de riesgos se da un valor mucho menor a los organismos no humanos y es más difícil encontrar argumentos válidos a emplear grandes cantidades de recursos para implementar acciones de remediación de riesgos ecológicos que muchas veces son altamente inciertos.

En la práctica, en la evaluación de la contaminación ambiental se aplican los ECA nacionales y valores referenciales internacionales (en el caso de que no existan nacionales) por falta de valores ECA específicos para la flora y fauna. En el caso de ecosistemas acuáticos, se deberían

³⁰ <http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/montecar.pdf>

³¹ <http://www.epa.gov/ncea/efh/pdfs/efh-complete.pdf>

utilizar valores referenciales internacionales (ver Tabla N° V-3) para la calidad de sedimentos, conjuntamente con los ECA de agua superficial.

Es importante planificar la investigación de campo en una manera que permite una evaluación tanto de riesgos para la salud humana como para el ecosistema. Mucha de la información y datos obtenidos son útiles para ambos estudios, incluyendo por ejemplo los datos de calidad de agua superficial y subterránea, suelos y aire, además del modelo conceptual del sitio. En algunos casos es importante también investigar la contaminación de verduras y frutas para estimar la exposición por el consumo de alimentos. Estos datos también pueden ser útiles para la evaluación del riesgo ecológico. El análisis de la calidad de sedimentos o de otras potenciales fuentes de alimentos para animales amenazados en contraste es una tarea que debería ser realizada específicamente para la evaluación del riesgo ecológico.

En caso de excedencias de concentraciones ECA, existen diferentes enfoques para la estimación de un riesgo. En una evaluación de riesgos ecológicos es común no conseguir datos toxicológicos específicos para las especies evaluadas y es necesario tener decisiones basadas en una evaluación cualitativa o semi-cuantitativa. En estos casos es necesario confiar en el peso de las evidencias y en la experiencia de los especialistas que participan en la evaluación. Se utiliza dos estrategias generales: 1) la realización de ensayos en laboratorio (típicamente de toxicidad aguda y sub-crónica) conjuntamente con el uso de modelos para predecir los efectos de diferentes contaminantes que puedan ser introducidos en el ambiente, y 2) la utilización de indicadores ecológicos presentes en ecosistemas naturales. Indicadores ecológicos incluyen por ejemplo:

- *indicadores de conformidad* - para investigar el grado en que se mantienen las condiciones previamente establecidas como condiciones de fondo o condiciones aún aceptables;
- *indicadores de diagnóstico* - para determinar la causa de desviaciones fuera de los límites de las condiciones de fondo o condiciones aún aceptables; e
- *indicadores tempranos de peligro* - para señalar cambios inminentes en las condiciones ambientales, antes de que las condiciones inaceptables se presenten.

La siguiente Ilustración V-1 demuestra la estructura general de la Evaluación del Riesgo Ecológico (o ambiental) según la US EPA (1992a)³²:

³² US EPA (1992b). Framework for ecological risk assessment. Risk Assessment Forum: Washington, DC. EPA/630/R-92/001.



Ilustración V-1: Estructura general de la Evaluación del Riesgo Ecológico

Monografías con una explicación más detallada de la evaluación de riesgos ecológicos son por ejemplo:

- US EPA (1997). Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. EPA 540-R-97-006³³;
- Introducción al Análisis de Riesgos Ambientales³⁴
- FAO, 2001. Draft of guidelines for assessment of ecological hazards of herbicide- and insect-resistant crops. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Plant Protection Division, Rome

³³ <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ecorisk/ecorisk.htm>

³⁴ <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/new.consultaPublicacion.php>

8. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO PARA RECURSOS NATURALES ABIÓTICOS

El estudio de ERSA también debe considerar una estimación de los riesgos actuales y/o futuros que se producen de la contaminación en el sitio para los recursos naturales no biológicos, como el suelo, aguas subterráneas o superficiales, entendiéndolos como bienes que requieren una protección contra la contaminación, independientemente de su función como ruta de exposición para seres humanos, fauna y flora.

8.1. RIESGOS PARA EL SUELO COMO RECURSO NATURAL

El suelo es uno de los recursos naturales más importantes con los que contamos, ya que este resulta ser esencial para la supervivencia de los seres humanos, animales y plantas.

En general se trata de un recurso natural renovable, puesto que se forma continuamente de las rocas u otros sustratos geológicos madres. Los tiempos en los que se forman o renuevan los suelos son muy variados, dependiendo de las condiciones geológicas, topográficas, climáticas y biológicas presentes en el área de su formación. Los procesos de la formación de suelos pueden durar décadas, siglos o tiempos aún más largos. Dado a esto, la capacidad para la renovación de un suelo es, a escala humana, muy limitada o casi no existente.

Por los motivos mencionados, entre otros, se considera el suelo como un recurso natural que requiere una alta protección, incluyendo el impedimento de alteraciones de su calidad por contaminantes.

El análisis de posibles riesgos para los suelos naturales debe considerar los procesos actuales o futuros que puedan generar contaminaciones en los suelos naturales dentro y en el entorno del sitio a través de las fuentes primarias y/o secundarias (por ejemplo, el riesgo de que un suelo natural en el entorno de una relavera se contamine por la dispersión eólica de polvos contaminados).

Los procesos de una posible contaminación en los suelos naturales son:

- Transporte eólico de contaminantes a través de polvos contaminados
- Transporte de suelos contaminados por escurrimiento
- Lixiviación de contaminantes
- Precipitación de contaminantes de emisiones al aire
- Vertimiento intencional de aguas o residuos contaminados al suelo

El análisis del riesgo debe abarcar la determinación a nivel conceptual de la probabilidad de una posible contaminación del suelo por las fuentes de contaminación, y de ser posible, una estimación de la carga de contaminantes esperados.

8.2. RIESGOS PARA CUERPOS DE AGUAS

Los cuerpos de aguas (subterráneas y superficiales) representan recursos naturales valiosos que requieren una alta protección, incluyendo el impedimento de alteraciones de su calidad por contaminantes.

En los estudios de ERSa la información con respecto a la extensión de la contaminación en cuerpos de agua (en el caso de que un cuerpo de agua se vea afectado) es imprescindible para evaluar la caracterización del riesgo y la propuesta de remediación contenida en las propuestas de acciones de remediación para el Plan de Descontaminación de Suelos (PDS), por ello se debe incluir la determinación de la extensión de la contaminación en el cuerpo de agua, los resultados de análisis químicos y de pruebas de campo realizadas para los cuerpos de agua afectados.

Fuera del análisis de la contaminación ya presente en los cuerpos de agua, el estudio de ERSa debe contener una estimación del riesgo si los cuerpos de agua podrán ser afectados posteriormente por la contaminación, por ejemplo por la filtración de lixiviados contaminantes al acuífero.

La determinación de posibles riesgos en el futuro para los cuerpos de agua debe considerar:

Para aguas subterráneas

- Tipo de la fuente primaria y/o secundaria de la contaminación
- Contenido de contaminantes en la fuente y el suelo/subsuelo
- Situación hidrogeológica (profundidad del nivel freático, estratigrafía, permeabilidad del subsuelo, dirección del flujo de las aguas subterráneas, tasa de infiltración etc.)
- Movilidad de los contaminantes (evaluación según Anexo H)
- Evaluación de la capacidad de protección y retención de contaminantes de la capa no saturada del suelo.
- Comportamiento de los contaminantes en el subsuelo (mecanismos de transporte, retención, transformación, biodegradación, entre otros).
- Potencial de las emisiones (carga) de contaminaciones de la fuente a las aguas subterráneas.

Para aguas superficiales:

- Escurrimiento de contaminantes por precipitaciones
- Deslizamiento de suelos o residuos contaminados en los taludes de los ríos o lagos
- Infiltraciones de lixiviaciones o aguas subterráneas contaminadas que lleguen al cauce del río.

El análisis del riesgo debe abarcar una determinación de la probabilidad de su ocurrencia y, de ser posible, una estimación de la carga de las inmisiones en los cuerpos de agua. También se recomienda incluir los sedimentos en las investigaciones correspondientes.

9. ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRES

La complejidad de muchas de las variables que intervienen en el proceso de análisis de riesgos implica que existan múltiples fuentes de incertidumbre que afectan a la fiabilidad de los resultados obtenidos. La identificación y valoración de los factores de incertidumbre es tan importante como la propia caracterización de los riesgos. Es más, la toma de decisiones a la vista de los niveles de riesgo estimados debe tener presente los márgenes de confianza que se están manejando en cada elemento que interviene en su cuantificación.

El análisis de incertidumbres es un elemento crucial que precede siempre a las conclusiones del análisis de riesgos. Debe incluir una breve descripción de las variables que intervienen en la evaluación del riesgo y los factores de incertidumbre asociados a las mismas en las circunstancias específicas del análisis realizado. También debe abordar una valoración de los efectos que inducen los factores de incertidumbre en la validez de los resultados del análisis. A efectos de objetivar y apoyar la posterior toma de decisiones, se recomienda que dicha valoración sea cuantitativa en la medida de lo posible y se oriente a establecer los rangos de confianza asociados a los niveles de riesgo cuantificados en la fase de caracterización.

Se destaca que los factores para el cálculo del riesgo y/o de los niveles de remediación siempre deben ser conservadores ya que se busca prevenir al máximo el riesgo.

En general, la valoración cuantitativa de las incertidumbres se apoya en el análisis de sensibilidad de las variables cruciales, que se pueden abordar tanto desde enfoques deterministas como probabilísticos.

En términos prácticos, se recomienda sintetizar los resultados del análisis de incertidumbres mediante tablas o cuadros donde se pongan de manifiesto las variables analizadas, los factores de incertidumbre considerados y la influencia en la valoración de los niveles de riesgo asociados a los distintos escenarios de análisis. De esta forma se dispondrá de una visión de conjunto que permitirá identificar los factores que contribuyen en mayor medida a las incertidumbres y en qué forma pueden afectar a la toma de decisiones.

A grandes rasgos, las principales fuentes de incertidumbre pueden agruparse en las siguientes categorías:

Incertidumbres asociadas al modelo conceptual: hacen referencia a las hipótesis de partida, identificación de rutas relevantes, criterios de selección de contaminantes y receptores significativos, definición de los escenarios de análisis (en particular, los futuros), etc.

Incertidumbres asociadas a la caracterización del sitio: se refieren a la representatividad de las muestras analizadas, la precisión de los métodos analíticos de laboratorio y la consecuente fiabilidad de los resultados.

Incertidumbres sobre los efectos de los contaminantes: afectan particularmente a la valoración de los efectos toxicológicos y ecotoxicológicos de los contaminantes significativos, así como a la validez de las interpolaciones y extrapolaciones realizadas, en su caso.

Incertidumbres relativas al análisis de la exposición: fiabilidad de los cálculos de las concentraciones de exposición y de la caracterización de los patrones de actividad de los receptores.

A continuación se exponen algunas consideraciones acerca de cada una de las categorías anteriores. Cabe mencionar que la profundidad del análisis de incertidumbres debe hacerse caso por caso, a criterio experto, debidamente justificado y fundado en guías y estándares internacionales.

9.1. INCERTIDUMBRES ASOCIADAS AL MODELO CONCEPTUAL

Dada la trascendencia que tiene en el análisis de riesgos el modelo conceptual, siempre debe valorarse la idoneidad de las hipótesis utilizadas para la elaboración del mismo.

A este respecto, conviene prestar atención a, entre otros, los siguientes aspectos:

- Contaminantes que no se han incluido en la cuantificación del riesgo: razones y consecuencias de su exclusión.
- Fiabilidad de la información utilizada sobre usos actuales del suelo y otros medios de contacto, valorando las fuentes de dicha información.
- Fiabilidad de la información utilizada sobre usos futuros del suelo y otros medios de contacto, valorando las fuentes de dicha información. En caso de haberse previsto y considerado en el análisis escenarios futuros con usos distintos de los actuales, conviene valorar la fiabilidad de la materialización de tales cambios y de los plazos en que se pueden producir.
- Elementos constitutivos de cada una de las rutas de exposición consideradas.
- En el análisis de riesgos para los ecosistemas, idoneidad de los receptores ecológicos seleccionados, así como de los parámetros de evaluación y medida del riesgo.

9.2. INCERTIDUMBRES ASOCIADAS A LA CARACTERIZACIÓN DEL SITIO

Las principales incertidumbres asociadas a la caracterización del emplazamiento están relacionadas con la fiabilidad de los resultados analíticos (concentraciones de contaminantes en las muestras de los medios analizados) y su representatividad de la problemática del emplazamiento.

En cuanto a la fiabilidad de los resultados analíticos, es preciso considerar sistemáticamente la metodología de trabajo utilizada durante las investigaciones que dan lugar a tales resultados. A este respecto, la mejor forma de limitar incertidumbres es aplicar protocolos reconocidos tanto para la toma y manipulación de muestras como para su posterior análisis.

En todo caso, los límites de detección, identificación y cuantificación de contaminantes inherentes a las técnicas de laboratorio pueden introducir incertidumbres, que deberían quedar reflejadas en los informes de investigación.

Por otra parte, es frecuente que ciertos contaminantes se cuantifiquen no de forma individual, sino agrupados en determinaciones analíticas estandarizadas (aceites minerales, fluoruros, sulfatos, cloruros, etc.) para las que no se dispone de referencias toxicológicas, impidiendo la cuantificación de riesgos derivados de los mismos. En la medida que éste sea el caso y no se puedan determinar concentraciones de contaminantes individuales, el análisis de riesgos será cualitativo y las consiguientes incertidumbres más difíciles de acotar.

La representatividad de los resultados analíticos debe considerarse desde dos vertientes: la espacial y la temporal. La representatividad de la distribución espacial de los contaminantes en los distintos medios puede ser baja si el número de muestras y análisis realizados ha sido reducido. A mayor complejidad del emplazamiento, mayor es el volumen de información precisa para garantizar la representatividad de los resultados. En todo caso, se puede paliar una reducida disponibilidad de datos analíticos con la estimación de concentraciones en puntos de exposición mediante modelos, teniendo presente que el uso de éstos siempre incorpora incertidumbres.

Otra cuestión que genera incertidumbres es en qué medida las concentraciones determinadas en los distintos puntos y medios de contacto pueden variar a lo largo del tiempo, es decir, en qué medida son representativas de las concentraciones de exposición. Las consideraciones relativas a esta cuestión (así como las referidas a la representatividad espacial) se vinculan con las incertidumbres asociadas al análisis de la exposición.

Por último, un aspecto que a menudo plantea incertidumbres es hasta qué punto las concentraciones determinadas en los distintos puntos y medios de contacto incorporan aportaciones de otras fuentes de contaminación antrópica o incluso niveles de ciertas sustancias que, de forma natural, están presentes en los medios caracterizados. Estas incertidumbres pueden ser difíciles de analizar (y, sobre todo, cuantificar). El principal interés de hacerlo radica en diferenciar los niveles de riesgo atribuibles a las fuentes que motivan el análisis de riesgos de los atribuibles a otras fuentes que, aún estando presentes, no son en principio objeto de actuación. Por la trascendencia que esta cuestión puede tener en la posterior toma de decisiones, se aconseja contemplarla sistemáticamente, siquiera de forma cualitativa. En todo caso, la información necesaria para analizar las incertidumbres asociadas a la misma debería provenir básicamente de las investigaciones previas al análisis de riesgos.

9.3. INCERTIDUMBRES SOBRE LOS EFECTOS DE LOS CONTAMINANTES

Es evidente que, a pesar de los avances científicos y los esfuerzos en materia de investigación, al día de hoy no son conocidos todos los efectos que sobre la salud producen la multitud de sustancias (naturales o de origen antrópico) a la que la población humana está expuesta.

Esta limitación produce una incertidumbre inherente a cualquier intento de cuantificar el riesgo para la salud de una población expuesta, por lo que tiene un carácter genérico y aplicable a todos los casos. En cuanto a los efectos de los contaminantes sobre los ecosistemas, el déficit de información y por tanto las incertidumbres asociadas, son todavía mayores.

Asumiendo la limitación anterior, una forma de acotar este tipo de incertidumbres es adoptar la información toxicológica más fiable posible, acudiendo a fuentes de reconocido prestigio. Una buena práctica adicional es considerar para cada sustancia relevante únicamente aquellos efectos y vías de exposición que se encuentran suficientemente demostrados, dejando fuera de la cuantificación los efectos sobre los que se mantienen dudas o existe una experimentación limitada. No obstante, esta cuestión puede resultar problemática en la medida que excluye la valoración cuantitativa de los efectos de sustancias de cuya presencia se tiene constancia por el hecho de carecer de referencias toxicológicas adecuadas.

Otro de los problemas principales en la determinación de la toxicidad de los contaminantes es su biodisponibilidad. La especiación mineral y química y los efectos de la absorción son algunos de los parámetros que influyen en la toxicidad de los contaminantes presentes en el emplazamiento.

En cuanto a los métodos empleados para la obtención de las referencias toxicológicas, cabe citar las siguientes fuentes de incertidumbre:

- La combinación de valores de toxicidad obtenidos con distinto grado de fiabilidad o que se refieren a efectos críticos de diferente significación toxicológica (diferentes tejidos diana).
- La consideración de relaciones dosis-respuesta lineales, en ausencia de mayor información sobre efectos interactivos de las sustancias.
- La extrapolación de las dosis de referencia entre especies (en concreto, de animales a humanos). Este problema suele resolverse empleando dos factores de seguridad: uno para la extrapolación del animal de prueba al ser humano y el segundo para la variación de la sensibilidad tóxica de las poblaciones humanas. Sin embargo, estos factores son arbitrarios, aunque siempre se aplican siguiendo el principio de prevención.
- La hipótesis de que no existe umbral de exposición para contaminantes cancerígenos en humanos. Estudios recientes parecen indicar que ciertas sustancias cancerígenas tienen umbrales y, por tanto, podrían asignárseles dosis de referencia.
- La variación natural de los parámetros analizados en ecosistemas. Los valores de los parámetros incluidos en la estimación de las concentraciones de exposición y de las referencias ecotoxicológicas están asociados a una variación natural que depende de factores abióticos y bióticos del propio ecosistema.
- En casos de exposición simultánea a varios contaminantes, la consideración y valoración de posibles efectos aditivos deben ser muy cuidadosas, limitándolas en general a aquellas vías, tipos de efectos y mecanismos de acción para los que existen suficientes evidencias de producirse tales efectos.

En el análisis de las incertidumbres tratadas en este epígrafe, es recomendable valorar las fuentes de información toxicológica utilizadas, poner de manifiesto los contaminantes y vías para las que no se dispone de referencias y, cuando sea el caso, hacer explícitas las incertidumbres derivadas de la utilización de referencias toxicológicas soportadas por una experimentación limitada.

9.4. INCERTIDUMBRES RELATIVAS AL ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN

Las incertidumbres asociadas al análisis de la exposición son habitualmente las más importantes en un análisis de riesgos. Dentro de ellas cabe diferenciar las siguientes:

- Incertidumbres relativas a los valores que adoptan las concentraciones de exposición.
- Incertidumbres acerca de las características biométricas y de comportamiento de las poblaciones expuestas.

La selección de la concentración de un contaminante en un medio de contacto y punto de exposición, para caracterizar ésta en un determinado escenario de análisis, constituye una tarea que conlleva diversas incertidumbres.

Si para ello se utilizan concentraciones determinadas mediante muestreo y análisis, una primera cuestión es hasta qué punto éstas son representativas de las que se van a dar a lo largo del periodo de exposición considerado, especialmente si se están analizando exposiciones de larga duración. Si para estimar concentraciones en la situación actual o en situaciones/escenarios futuros se acude al uso de modelos, se añaden además las incertidumbres inherentes a la idoneidad de los mismos.

Una práctica frecuente es asumir que las concentraciones actuales (medidas o estimadas) van a permanecer constantes a lo largo del tiempo. La validez de esta hipótesis depende de diversas cuestiones (tipo de contaminante, movilidad en los medios, posibilidad de degradación, etc.), por lo que admitirla con carácter general puede conducir a sobrevaloraciones o infravaloraciones de los niveles de riesgo. Las circunstancias de cada caso deben indicar para qué contaminantes, rutas y escenarios de análisis es aceptable y en cuales conviene estimar concentraciones futuras mediante modelos que reflejen mecanismos de degradación, transferencia entre medios, etc.

La modelización de procesos complejos, como son los de contaminación ambiental, supone inevitablemente la simplificación de los mismos. Para hacer fiables los resultados de una modelización es preciso contar con una información de partida mínima y seleccionar el modelo adecuado a la problemática a estudiar, a los datos disponibles y al grado de aproximación deseado.

En su aplicación al análisis de riesgos, los modelos deben incorporar la mayor información específica del emplazamiento que sea posible. Sólo en la medida que no se disponga de datos específicos, se acudirá a valores por defecto tomados de fuentes bibliográficas. En todo caso, cuanto más simple es un modelo, más conservadora tiende a ser su formulación y resultados.

Así pues, las incertidumbres asociadas al uso de modelos en el análisis de la exposición deben valorarse a la vista de los modelos concretos utilizados y del grado de especificidad de los datos de entrada que se han adoptado.

Las incertidumbres acerca de las características biométricas y de comportamiento de las poblaciones expuestas tienen que ver con la heterogeneidad de las mismas, que se traduce en que la manifestación de los efectos de los contaminantes sobre los individuos de un determinado grupo de población también lo es.

Este es un problema que el análisis de riesgos trata de solventar mediante la adopción de valores estadísticamente seguros, tanto para los parámetros que definen las pautas de comportamiento de un determinado grupo de receptores como para los que condicionan el valor de las ingestas de contaminantes por las diferentes vías (peso corporal, tasas respiratorias, etc.).

De cara a disminuir este tipo de incertidumbres, siempre es aconsejable disponer de datos específicos del emplazamiento. A falta de ellos, se debe acudir a valores recogidos en la bibliografía especializada. Cuando ésta tampoco ofrezca datos, se adoptarán valores razonables que garanticen que las ingestas son suficientemente conservadoras, según el criterio profesional del equipo que elabora el análisis de riesgos.

10. RESUMEN DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS

Es muy importante que en uno o dos párrafos se presente un panorama global del problema. Para ello son relevantes los cálculos y los datos cualitativos recopilados durante todo el proceso de evaluación y caracterización de riesgos. Asegurar que las conclusiones del estudio estén soportadas por evidencia, conduce en su conjunto a una determinación de las acciones de remediación más rápida y con menos incertidumbres.

11. DETERMINACIÓN DE LOS NIVELES DE REMEDIACIÓN ESPECÍFICOS

Los Niveles de Remediación Específicos (NRE) se determinan en base del análisis de riesgos, que se describe en las secciones anteriores de la presente guía.

El objetivo general de la determinación de los NRE es el cálculo de concentraciones de sustancias químicas en los medios ambientales que representan un riesgo aceptable para la salud humana y el ambiente, considerando las particularidades de los usos actuales y/o futuros del sitio en estudio.

El presente capítulo se enfoca en la determinación de NRE para Suelos. Sin embargo, si la evaluación del sitio concluyó con significativos aportes de contaminación por otros medios ambientales (por ej. agua), éstos deben ser considerados en la determinación de los NRE, de tal manera, que el riesgo total para los receptores siga siendo aceptable.

En general, la determinación de los NRE debe considerar:

- Que las concentraciones de contaminantes de preocupación en los medios suelo, agua y aire aseguren un riesgo aceptable para la salud humana y el ambiente, tanto para efectos cancerígenos y para efectos no cancerígenos.
- En el caso que se calculen para un químico el NRE para efectos cancerígenos y para efectos no cancerígenos, se considera el valor menor de ambos como el NRE apropiado.
- Todas las rutas y vías de exposición, receptores y recursos naturales a proteger, que se han identificado relevantes en el estudio de ERSA.
- Su cálculo debe ser comprensible, justificado por fuentes reconocidas a nivel internacional y basándose en factores de cálculo conservadores con la finalidad de prevenir al máximo el riesgo.
- El método de cálculo, las fórmulas y factores utilizados deben ser detalladamente documentados. Se recomienda un cálculo electrónico (por ejemplo en MS Excel) cuyos archivos digitales deben ser entregados como Anexo del estudio de ERSA.

11.1. NIVELES DE REMEDIACIÓN ESPECÍFICOS PARA EL ESCENARIO HUMANO

11.1.1. Sustancias no cancerígenas

La determinación de los niveles de remediación de contaminantes de suelos por sustancias no cancerígenas pero que puedan tener efectos adversos sobre la salud, se basa en un modelo lineal³⁵.

³⁵ Se presupone una distribución estadística *normal* de las concentraciones de los contaminantes

El Nivel de Remediación Específico (NRE) se calcula definiendo el riesgo aceptable, por defecto $IP_T \leq 1$, y resolviendo las ecuaciones del cálculo del riesgo (ver ítem 5 y 6) por la concentración, y no por el índice de riesgo (US EPA, 1991).

Los NRE por tipo de exposición (i) se calculan despejando de la ecuación el “Coeficiente o Índice de Peligro o de Peligrosidad” (IP) de tal manera que se obtenga la Dosis de Exposición (DE) en dependencia del IP y la Dosis de Referencia (DdR).

$$IP_i = \frac{DE_i}{DdR_i}$$

Dónde:

IP_i: Índice de peligrosidad, por vía de exposición (i)
 DE_i: Dosis de exposición (mg/kg*d)
 DdR_i: Dosis de referencia (mg/kg*d)

Para el cálculo de los NRE se define que el IP “objetivo” debe tener el valor de 1. En tal sentido, la ecuación general para el cálculo de NRE para sustancias no cancerígenas es:

$$NRE = \frac{IP_{OBJETIVO}}{\frac{DE_{ING} * FU}{DdR_{ING}} + \frac{DE_{INH} * FU}{DdR_{INH}} + \frac{DE_{DER} * FU}{DdR_{DER}} + \dots}$$

Dónde:

NRE: Nivel de Remediación Específico (mg/kg)
 IP_{Objetivo}: Índice de Peligrosidad Objetivo (= 1)
 DE_{ING/INH/DER}: Dosis de exposición por Ingestion/Inhalación/Contacto Dermal (mg/kg*d)
 DdR_{ING/INH/DER}: Dosis de referencia para vías de exposición por Ingestion/Inhalación/Contacto Dermal (mg/kg*d)
 FU: Factor de conversión de Unidades (= 1 kg/mg)

El riesgo para la salud humana generado por sustancias no cancerígenas se considera aceptable, cuando el IP es menos o igual a uno ($IP \leq 1$).

En el cálculo de los NRE se debe considerar que los receptores puedan estar expuestos a los Contaminantes de Preocupación también por fuentes que no están relacionados al sitio contaminado. En muchos casos, no va a ser factible determinar estas “contaminaciones de fondo”. Fuentes para las “contaminaciones de fondo” pueden ser alimentos, el aire o exposiciones por actividades laborales. En tal caso, es requerido que el cálculo de los Niveles de Remediación reconozca cualitativamente esta contaminación adicional.

En la determinación de los NRE se debe considerar que ni el CdP ni el IP son medidas directas del riesgo. Más bien son medidas de un margen de seguridad, reflectado en la magnitud del CdP o el IP. Valores muy pequeños del CdP o IP significan un gran margen de seguridad. Un IP de 1

indica una exposición a una concentración igual al valor de referencia. Un IP menor a 1 muestra una exposición a una concentración menor al valor de referencia, indicando que la sustancia probablemente no causará ningún daño para la salud humana. En contraste, un valor IP por encima de 1 refleja una exposición a una dosis por encima de una dosis o concentración referencial y un efecto potencialmente adverso para la salud. Sin embargo, la excedencia de un valor de referencia no necesariamente significa un efecto adverso inminente para la salud u otros efectos adversos ecológicos.

En los casos donde el CdP y/o el IP son por encima de 1, debe realizarse una evaluación crítica del estudio de ERSA, particularmente de los datos pertinentes, como el modo de acción y el grado conservador, introducido en la evaluación de la exposición y los valores de referencia. En los casos donde se han hecho suposiciones conservadoras sobre la exposición, la evaluación de la exposición debería ser refinada para obtener un escenario lo más realista posible. Adicionalmente, se recomienda revisar los datos científicos utilizados para la realización del estudio de ERSA para evaluar potenciales fuentes de incertidumbre.

Por ejemplo, el valor de referencia de toxicidad podría ser basado en un efecto serio e irreversible con una curva dosis-respuesta de pendiente pronunciada (o sea con incrementos marcados en severidad o incidencia con pequeños cambios de la dosis), donde ninguna o solamente pequeñas excedencias son tolerables. Por otro lado, la toxicidad de referencia podría ser relacionada en solamente efectos relativamente triviales y reversibles o la curva dosis-respuesta es plana (o sea se requiere grandes cambios en la dosis para obtener pequeños cambios en la respuesta), resultando en una mayor tolerancia a excedencias de una dosis o concentración referencial.

El valor numérico generado en el cálculo del CdR es una herramienta útil para evaluar prioridades de riesgos y para evaluar la necesidad de una investigación y evaluación más detallada. Generalmente, no se requiere realizar una evaluación más detallada en casos donde el CdR y/o el IP exceden levemente el valor de 1 por el uso de suposiciones conservadores en la evaluación del riesgo.

Según Boletín Nº 1209 de la Autoridad de Protección Ambiental del Estado Oeste de Australia (EPA WA, 2005), un valor de IP por debajo de 10 probablemente no causará ningún efecto adverso para la salud humana. En el Boletín y bibliografía referida se encuentra una discusión detallada sobre este aspecto, incluyendo una explicación del uso de factores de seguridad en el desarrollo de valores de referencia toxicológicos, típicamente entre 10 y 1000.

En la práctica en evaluaciones de riesgos en Australia (Estado NSW), frecuentemente se aplica como criterio un valor de IP igual 3 como aceptable para el cálculo de los NRE.

Al final, la decisión si una excedencia causará probables efectos adversos para la salud deberá ser fundada en el peso y solidez de la evidencia científica disponible. No obstante, como buena práctica, siempre se recomienda reducir las concentraciones de contaminantes que exceden valores de referencia en lo que prácticamente y económicamente es factible.

11.1.2. Sustancias cancerígenas

El cálculo de los Niveles de Remediación para sustancias cancerígenas se basa en las metodologías señaladas en el ítem 6.1.

Para el cálculo de los NRE se debe utilizar ecuaciones de fuentes internacionales de reconocido prestigio, como de la US EPA³⁶.

El riesgo para la salud humana generado por sustancias cancerígenas en el sitio se considera aceptable, cuando el Índice del Riesgo Total (IR_T) es 1 caso de cáncer por cada cien mil (100 000) habitantes ($IR_T \leq 10^{-5}$).

Valores entre $IR_T = 10^{-5}$ y $IR_T = 10^{-4}$ pueden ser aceptados en casos excepcionales, pero requieren de acciones adicionales de gestión, evaluación y/o monitoreo.

IR_T mayores a 10^{-4} no son aceptables.

11.2. NIVELES DE REMEDIACIÓN PARA EL ESCENARIO ECOLOGICO

Los niveles de remediación para el escenario ecológico tienen la finalidad de establecer condiciones en el sitio que evitan significativos efectos adversos en los animales, plantas o ecosistemas de la zona. Su cálculo debe basarse en los resultados de la caracterización del riesgo para las especies críticas.

Cabe mencionar que los objetivos de la remediación no deben basarse solamente en el cálculo de concentraciones de contaminantes bajo criterios ecotoxicológicos, sino deben considerar también otros aspectos, como el impacto que tendrán las acciones de remediación al ecosistema, por ejemplo la necesidad de perturbar el ecosistema de un cuerpo de agua para remover sedimentos contaminados o el impacto generado por el desbosque para excavar suelos contaminados.

11.3. NIVELES DE REMEDIACIÓN PARA PROTEGER RECURSOS NATURALES ABIÓTICOS

La propuesta de remediación debe considerar medidas idóneas para proteger suelos o sedimentos no contaminados de una alteración negativa en el futuro que podría causar la contaminación en el sitio (por ejemplo la dispersión de contaminantes por transporte eólica hacia suelos no impactados, la filtración de contaminantes hacia las aguas subterráneas).

La determinación de un nivel (concentración) de remediación frecuentemente no es el objetivo idóneo para este fin. El objetivo de la remediación debe dar más bien énfasis a la eliminación o reducción del potencial de emisión de la fuente de la contaminación.

En el caso de una contaminación en las aguas subterráneas, los objetivos de la remediación pueden ser: medidas para evitar la propagación de la pluma de contaminación y medidas de

³⁶ US EPA (1991): Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I - Human Health Evaluation, Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals), EPA/540/R-92/003. Office of Research and Development, Washington D.C; United States of America; <http://epa-prgs.ornl.gov/radionuclides/HHEMB.pdf>

descontaminación del acuífero a concentraciones o cargas aceptables. La definición de los objetivos de la remediación para cuerpos de agua debe realizarse en concordancia con la legislación vigente sobre recursos hídricos, y en el caso de que no exista, bajo estándares internacionales.

12. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

12.1. CONCLUSIONES

La primera y más importante conclusión es con respecto a si el riesgo para la salud humana o el ambiente (fauna/flora, recursos naturales a proteger) determinado a través del estudio es aceptable o no.

Las conclusiones dan énfasis principalmente en los siguientes puntos:

- Los posibles efectos en la salud humana o el ambiente actuales y futuros por la exposición a los contaminantes identificados, entendiendo por efectos futuros la situación una vez que se realizan las acciones de remediación y ocurre el cambio de uso del sitio.
- Las respuestas a las preocupaciones comunitarias en materia de salud y el ambiente.
- Los resultados de cualquier análisis, determinación o prueba con respecto de los efectos ya observados en la salud de población o el ambiente, en su caso.
- Los efectos que sobre la caracterización del riesgo o sobre las conclusiones del estudio podría tener la falta o la insuficiente información.

Cada conclusión del estudio es acompañada de una recomendación asociada a ella.

12.2. RECOMENDACIONES

Con base en la caracterización del riesgo se harán recomendaciones para:

- La necesidad de eliminar o reducir la exposición.
- Sugerir actividades para dar seguimiento a los problemas de la salud humana y el ambiente identificados.
- Sugerir actividades para monitorear el comportamiento de los contaminantes en caso de recomendar no eliminarlos del sitio.

En el caso de que se deduzca la necesidad de eliminar o reducir la exposición, se requiere la elaboración de la(s) propuesta(s) de remediación, con la finalidad de reducir los riesgos identificados a un nivel aceptable. Las propuestas de remediación se desarrollan en el marco de la elaboración del Plan de Descontaminación de Suelos (PDS), considerando lo establecido en la guía correspondiente.

VI. ANEXOS

Anexo A Glosario

Absorción: Proceso por el cual una sustancia tóxica atraviesa las membranas de las células de un organismo a través de la piel, pulmones, tracto digestivo o branquias y luego es transportado hacia otros órganos.

Acuífero: Cualquier formación geológica o conjunto de formaciones geológicas hidráulicamente conectados entre sí, por las que circulan o se almacenan aguas del subsuelo que pueden ser extraídas para su explotación, uso o aprovechamiento y cuyos límites laterales y verticales se definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración de las aguas nacionales del subsuelo.

Agente: Cualquier entidad biológica, química o física que puede producir un efecto adverso.

Alterador endócrino: Agente químico exógeno o mezclas que alteran la(s) función(es) del sistema endócrino, tanto en la producción, liberación, transporte, metabolismo, enlace, acción, o eliminación de hormonas naturales, y por consecuencia, causa efectos adversos en el organismos, su descendencia o (sub) poblaciones.

Ambiente terrestre: Ambientes localizados en tierra. Por ejemplo: bosques, selvas, desiertos.

Ambiente acuático: Ambientes localizados en cuerpos de agua. Por ejemplo: ríos, arroyos, lagos, lagunas, esteros, canales.

Análisis determinístico: Análisis donde se asume que todos los parámetros poblacionales y ambientales son constantes y son especificados como tales.

Áreas de influencia: Perímetro inmediato del emplazamiento donde se sospecha o existe alguna evidencia de contaminación potencial del suelo.

Área de Potencial Interés: Extensión de terreno sobre el que se realizarán efectivamente las labores de muestreo. Se trata de áreas identificadas durante la Fase de Identificación en las cuales se sospecha o existe alguna evidencia de potencial contaminación del suelo.

Área Natural Protegida: Espacios continentales y/o marinos del territorio nacional, expresamente reconocidos y declarados como tales, incluyendo sus categorías y zonificaciones, para conservar la diversidad biológica y demás valores asociados de interés cultural, paisajístico y científico, así como por su contribución al desarrollo sostenible del país.

Agua Subterránea: Se consideran aguas subterráneas las que dentro del ciclo hidrológico, se encuentran en la etapa de circulación o almacenadas debajo de la superficie del terreno y dentro del medio poroso, fracturas de las rocas u otras formaciones geológicas, que para su extracción y utilización se requiere la realización de obras específicas.

Autoridad competente: Entidad del Estado del nivel nacional, regional o local que con arreglo a sus atribuciones y según lo disponga su normativa específica ejerce competencia en materia de evaluación de impacto ambiental, en el marco de lo establecido por la Ley N° 27446, Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental, su Reglamento aprobado por Decreto Supremo N° 019-2009-MINAM, y demás disposiciones complementarias o modificatorias.

Barreras fisiológica o anatómica: Elementos que impiden o limitan la interacción entre elementos internos y externos de un organismo. Ejemplos: bombas de intercambio iónico (barreras fisiológicas), tejido epitelial, mucosidades, escamas (barreras anatómicas).

Bentónico: Organismos que viven en el fondo de un ambiente acuático (lago, laguna, mar entre otros), que se desplazan desde la superficie hasta la zona más profunda.

Bioensayo de toxicidad: Prueba para establecer la magnitud y la naturaleza del efecto que producirá un agente químico sobre organismos expuestos a él bajo condiciones específicas.

Nota aclaratoria: En el área de la ecotoxicología, los agentes incluyen muestras ambientales de agua, suelo o sedimentos, efluentes domésticos e industriales, extractos de sedimentos o suelos contaminados, etc. Un bioensayo de toxicidad evalúa la porción de organismos afectados (resultado cuantitativo) o el grado de efecto (resultado cualitativo) después de la exposición a niveles específicos de un estímulo (concentración o dosis de un químico o mezcla de químicos).

Bioensayo agudo: Pruebas cortas, en relación con el tiempo generacional de los organismos, y generalmente a altas concentraciones de exposición.

Bioensayo crónico: Pruebas con tiempos mayores de exposición a un agente estresante y concentraciones generalmente bajas. El tiempo de exposición corresponde a menos de una décima parte del tiempo de vida de los organismos en estudio y las respuestas corresponden por ejemplo a cambios en el metabolismo, crecimiento, reproducción, habilidad para sobrevivir.

Bioensayo subcrónico: Pruebas de corta exposición que son indicativas de efectos a tiempos de exposición mayores, generalmente dirigidas a organismos con estadios de vida críticos o sensibles. El tiempo de exposición generalmente no excede el 10 % del tiempo de vida de los organismos.

Bioacumulación: Concentración resultante acumulada en el ambiente o en los tejidos de organismos a partir de la incorporación, distribución y eliminación de contaminantes obtenidos por todas las rutas de exposición por ejemplo por aire, agua, suelo, sedimento y alimento.

Nota aclaratoria: La acumulación se da debido a su persistencia, la baja o nula alteración por el metabolismo del organismo y/o diversas características fisicoquímicas del contaminante.

Bioaccesibilidad: Fracción soluble de un elemento químico contenido en el suelo determinado a partir de un estudio in vitro.

Biodisponibilidad: Característica de las sustancias tóxicas que indica la facilidad de incorporarse a los seres vivos mediante procesos o mecanismos, inhalación, ingesta o absorción, y que están influenciados por diferentes parámetros como, las rutas de exposición, las características fisiológicas del receptor y las características químicas del xenobiótico.

Nota aclaratoria: se puede interpretar como la fracción soluble de un elemento potencialmente tóxico que puede atravesar barreras biológicas de intercambio del organismo receptor.

Biodisponibilidad porcentual: Fracción o porcentaje de un compuesto que es ingerido, inhalado o aplicado a la superficie cutánea que alcanza la circulación sistémica. Es la relación entre la dosis absorbida y la dosis administrada. La dosis absorbida se determina al medir la concentración del compuesto en excretas.

Biodisponibilidad relativa: Es una medida de la extensión de la absorción entre dos o más formas del mismo químico, diferentes vehículos o diferentes dosis. Es la relación entre la fracción absorbida del medio expuesto en la evaluación de riesgo y la fracción absorbida de la dosis media usada en el estudio de toxicidad.

Biomarcador: Es un indicador bioquímico, fisiológico o ecológico del estrés físico, químico o biológico en los organismos y sus poblaciones. Es un trazador de las reacciones que pueden ocurrir a diferentes niveles –molecular, celular, en el organismo completo, las poblaciones o comunidades. Su detección permite evaluar de forma temprana los efectos negativos de los contaminantes.

Nota aclaratoria: Se utilizan para: (1) detectar la presencia de una exposición; (2) determinar las consecuencias biológicas de la exposición; (3) detectar los estados iniciales e intermedios de un proceso patológico; (4) identificar a los individuos sensibles de una población; y (5) fundamentar la decisión de intervenir, tanto a nivel individual como ambiental.

Biomarcadores de exposición: Respuestas biológicas que integran las propiedades fisicoquímicas del compuesto tóxico y su toxicocinética en el organismo; es decir, reflejan que el organismo está o ha estado expuesto a contaminantes particulares dando cuenta de su biodisponibilidad.

Biomarcadores de efecto: Respuestas moleculares, bioquímicas, celulares o fisiológicas de un organismo y que son indicativas del efecto tóxico de los contaminantes. Algunos de estos biomarcadores señalan solamente el estado de un proceso que puede ser o no reversible, dependiendo de la duración e intensidad de la exposición.

Biota: Todos los organismos vivos, sean plantas, animales o microorganismos.

Cálculo del riesgo: Cuantificación de la probabilidad de que ocurran efectos adversos específicos en un organismo, sistema o población por la exposición actual o futura a un contaminante.

Nota aclaratoria: Esto incluye la magnitud, escala espacial, duración e intensidad de las consecuencias adversas y sus probabilidades asociadas como una descripción de la relación entre causa-efecto.

Caracterización de riesgo: Es la integración de la evidencia, razonamientos y conclusiones recolectados durante la identificación de peligro, evaluación de dosis-respuesta y la evaluación de exposición; el cálculo de la probabilidad, incluyendo las incertidumbres de ocurrencia y efectos adversos cuando se administra, toma o absorbe un agente en un organismo o población. Es el último paso de la evaluación de riesgo.

Caracterización de sitios contaminados: Determinación cualitativa y cuantitativa de los contaminantes químicos o biológicos presentes, provenientes de materiales o residuos peligrosos, para estimar la magnitud y tipo de riesgos que conlleva dicha contaminación.

Cancerígeno(a): Cualquier sustancia que pueda causar cáncer.

Componente ecológico: Cualquier parte del sistema ecológico incluyendo individuos, poblaciones, comunidades, sus interacciones, relaciones y al mismo ecosistema.

Comunidad: Grupo de poblaciones de diferentes especies que interaccionan entre sí y que habitan en una misma área.

Concentración: La relación de una sustancia disuelta o contenida en una cantidad dada de otra sustancia.

Concentración total: Masa del elemento químico regulado por unidad de masa del suelo en estudio, expresada en términos del Sistema General de Unidades de Medida, extraído del suelo por digestión ácida (agua regia) o alcalina.

Contaminación: Distribución de una sustancia química o una mezcla de sustancias en un lugar no deseable (aire, agua, suelo), donde puede ocasionar efectos adversos al ambiente o sobre la salud.

Contaminante: Cualquier sustancia química que no pertenece a la naturaleza del suelo o cuya concentración excede la del nivel de fondo susceptible de causar efectos nocivos para la salud de las personas o el ambiente.

Contaminante de Preocupación: Contaminante elegido por su toxicidad y peligrosidad para realizar la caracterización del riesgo.

Contaminante de Preocupación Potencial: Sustancia con propiedades potencialmente dañinas para la salud humana o el ecosistema determinados en la fase de identificación.

Degradación: Proceso de descomposición de la materia, por medios físicos, químicos o biológicos.

Dérmico(a): Relativo a la piel. La absorción dérmica significa absorción de algún elemento a través de la piel.

Diversidad Biológica: Variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas.

Dosis: Cantidad de una sustancia disponible que interactúa con el proceso metabólico o biológico de los receptores una vez que ha cruzado las barreras externas del organismo.

Dosis suministrada: Cantidad o concentración del agente químico que está presente en la superficie de contacto durante un período especificado y que se expresa por unidad de masa corporal del individuo expuesto.

Dosis de exposición (DE): Cantidad de sustancia a la que se expone el organismo y el tiempo durante el que estuvo expuesto. La dosis de exposición determina el tipo y magnitud de la respuesta biológica.

Dosis de referencia (DdR): Es el índice de toxicidad que más se utiliza en la evaluación de riesgos por exposición a sustancias no-cancerígenas. Es el nivel de exposición diaria que no produce un riesgo apreciable de daño en poblaciones humanas, incluyendo las subpoblaciones sensibles.

Ecosistema: Complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional.

Ecosistemas Frágiles: Son ecosistemas importantes, con características y recursos singulares, incluyendo sus condiciones climáticas importantes y su relación con desastres naturales. Son ecosistemas en peligro de que sus poblaciones naturales, su diversidad o sus condiciones de estabilidad decrezcan peligrosamente o desaparezcan debido a factores exógenos. Comprenden, entre otros, desiertos, tierras semiáridas, montañas, pantanos, bofedales, bahías, islas pequeñas, humedales, lagunas alto andinas, lomas costeras, bosques de neblina y bosques relictos.

Efectos: Consecuencia por virtud de una causa.

Efecto adverso o dañino: Cambio en la morfología, fisiología, crecimiento, desarrollo, o reproducción de un organismo, población, comunidad o ecosistema que resulta en el deterioro de la capacidad funcional y deterioro en la capacidad de compensar los efectos de factores de estrés adicionales. Es una función de la dosis de exposición y, de las condiciones de exposición (vía de ingreso, duración y frecuencia de las exposiciones, tasa de contacto con el medio contaminado, entre otros).

Efecto tóxico o respuesta tóxica: Cualquier desviación del funcionamiento normal del organismo que ha sido producida por la exposición a sustancias tóxicas. Sólo se consideran como desviaciones significativas los cambios irreversibles o los cambios que permanecen por un período prolongado después de que la exposición ha cesado. El tipo de efecto tóxico que produce una sustancia sirve para hacer una clasificación general de los tóxicos en: (1) cancerígenos; (2) no-cancerígenos; y (3) tóxicos para el desarrollo.

Endócrino: Perteneciente a hormonas o glándulas que secretan hormonas directamente en el torrente sanguíneo.

Escenario de exposición: Conjunto de suposiciones que describen cómo ocurren las exposiciones, incluyendo las características del agente estresante.

Estocástico: Relativo al incremento de la oportunidad de ocurrencia de un evento, y por lo tanto involucra la probabilidad y al cumplimiento de las leyes de la probabilidad. El término estocástico indica que la ocurrencia de los efectos debería ser azarosa.

Especie crítica: Especie con interés ecológico o económico, o que es clasificada con algún estatus de protección por la legislación peruana y por lo tanto se requiere conocer su vulnerabilidad a los efectos de un contaminante y es elegida para realizar el estudio de riesgo ambiental. Término relacionado: especie de interés especial u organismo blanco.

Especie receptora: Especie crítica que recibe o está en contacto con los contaminantes.

Evaluación de efectos: Análisis e inferencia de las posibles consecuencias en un organismo blanco específico, población o ecosistema, por la exposición a un factor en particular y basado en el conocimiento de la relación causa-efecto.

Evaluación de exposición: Medición o estimación de la dosis o concentración de exposición incluyendo la calificación de las incertidumbres.

Evaluación de la toxicidad: Selección de los valores adecuados de los parámetros que miden la peligrosidad de las sustancias tóxicas presentes en el sitio, acompañados por la calificación de la calidad de esa información. El parámetro que se usa en evaluación de riesgos es el índice de toxicidad.

Evaluación de riesgos a la salud y el ambiente: Es el estudio que tiene por objeto definir si la contaminación existente en un sitio representa un riesgo tanto para la salud humana como para el ambiente, así como los niveles de remediación específicos del sitio en función del riesgo aceptable y las acciones de remediación que resulten necesarias.

Exposición: Co-ocurrencia del contacto entre el agente estresante y el componente ecológico.

Factor de incertidumbre: Factor aplicado a una concentración de exposición o a una concentración o dosis de efecto para corregirlo por una fuente de incertidumbre identificada.

Fuente de contaminación: Punto o área de contaminación y dispersión de materiales peligrosos y residuos peligrosos al ambiente, fuente que emite contaminantes al ambiente en un sitio contaminado.

Incertidumbre: Conocimiento imperfecto relacionado con el estado presente y futuro de un sistema en consideración. Componente del riesgo que resulta de un conocimiento imperfecto del grado de peligrosidad o de su patrón de expresión especial o temporal.

Índice de peligro: Es la relación entre la concentración de exposición y un valor de referencia.

Infiltración: Penetración de un líquido a través de los poros o intersticios de un suelo, cualquier material poroso natural o sintético.

Ingestión: Tragar (como cuando se come o se bebe). Las sustancias químicas pueden ser ingeridas en el alimento, la bebida, utensilios, manos, suelo. Luego de la ingestión, las sustancias químicas pueden ser absorbidas en la sangre y distribuidas en todas partes del cuerpo.

Inhalación: Respiración. La exposición puede ocurrir por inhalación de los contaminantes, porque éstos se pueden depositar en los pulmones, transportarse en la sangre o ambos.

Límite máximo de exposición: Cuando la exposición aunque puede representar un riesgo para la población, es todavía socialmente aceptable.

Límite de tolerancia: Concentración de exposición o dosis de exposición de un contaminante debajo del cual se espera que no se exista efecto. Término relacionado: umbral.

Lixiviado: Líquido que se forma por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro y representar un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos.

Materiales y residuos peligrosos: Aquellos que por sus características fisicoquímicas y/o biológicas o por el manejo al que son o van a ser sometidos, pueden generar o desprender polvos, humos, gases, líquidos, vapores o fibras infecciosas, irritantes, inflamables, explosivos, corrosivos, asfixiantes, tóxicos o de otra naturaleza peligrosa o radiaciones ionizantes en cantidades que representan un riesgo significativo para la salud, el ambiente o a la propiedad.

Matriz ambiental: Elemento de un ecosistema en donde pueda estar incidiendo un contaminante después de su emisión. Puede ser el agua (de un río, laguna, estero o mar), el sedimento, el suelo o el aire.

Marcador biológico: Parámetro que se puede usar para identificar un efecto tóxico en un organismo y también en la extrapolación entre especies o como un indicador que señala un evento o condición en un sistema biológico o muestra y proporciona una medida de la exposición, efecto o sensibilidad. Sinónimo de Biomarcador.

Mecanismo de acción tóxica: Proceso por el cual el efecto de un tóxico es inducido. Por ejemplo: narcosis aguda, inhibición de la enzima acetil colinesterasa.

Mecanismo de liberación: Proceso físico, químico o biológico mediante el cual se hacen disponibles los contaminantes que se encuentran en un medio ambiental o compartimiento, como por ejemplo la fase sólida del suelo.

Mecanismo de transporte: Proceso físico mediante el cual los contaminantes migran hacia un ambiente y de él hacia otro medio.

Medios ambientales: Cualquier elemento natural (suelo, el agua, el aire, las plantas, los animales o cualquier otra parte del ambiente) que participa en los flujos de materia y energía en el sistema y que puede contener contaminantes. También referidos como compartimientos.

Modelo Conceptual: Relato escrito y/o representación gráfica del sistema ambiental y de los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan el transporte de contaminantes desde la fuente, a través de los medios que componen el sistema, hasta los potenciales receptores que forman parte de él.

Modelo determinístico: Modelo matemático donde todo es especificado y donde no se incluye un componente estocástico.

Morbilidad: Enfermedad. La tasa de morbilidad es el número de enfermedades o casos de enfermedad en una población.

Muestreo biológico o dosimetría interna: Determinación cuantitativa de la concentración del tóxico o sus metabolitos en uno o más medios corporales del organismo expuesto. Se usa para estimar la exposición que experimentan cada uno de los tejidos del cuerpo, con el fin de estimar la magnitud de la exposición ambiental y para demostrar que existió una exposición efectiva. El simple hecho de que el tóxico se encuentre dentro del organismo es la prueba de que existió la exposición.

Muestreo de Detalle: Es aquel orientado a identificar el área y el volumen del suelo contaminado, y de ser el caso, de otros medios afectados por las sustancias señaladas en el Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM.

Muestreo de Identificación: Es aquel orientado a identificar si el suelo está contaminado o no. Entiéndase que toda referencia hecha al muestreo exploratorio en el Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM, se entenderá como referida al muestreo de identificación.

Nivel de Fondo: Concentración en el suelo de los químicos regulados que no fueron generados por la actividad objeto de análisis y que se encuentran en el suelo de manera natural o fueron generados por alguna fuente antropogénica ajena a la considerada y que se encuentran fuera del sitio contaminado.

Nivel de Remediación Específico: Concentración de un químico de interés definido de manera específica para las condiciones del sitio contaminado, el que es analizado y propuesto por el Estudio de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente.

Nivel (= valor) de Referencia: Concentración o dosis de un químico que está en el umbral de toxicidad o de contaminación significativa.

Organismo: Individuo; en el caso de organismos multicelulares se refiere a individuos formados por un sistema de órganos.

Organismo blanco: Especie crítica con valor económico o ecológico que se elige para su estudio. Nota aclaratoria: Se refiere a una especie crítica elegida para estudio.

Organismos y/o poblaciones no humanas: En evaluación integral de riesgos se refiere a todos los seres vivos, sean plantas, animales superiores o microorganismos. Estos son denominados biota en las ciencias biológicas.

Peligro: Capacidad inherente de un (o varios) agente (s) de estrés de causar efecto(s) adverso(s) cuando el hombre, sistemas o poblaciones están expuestos a él.

Población potencialmente expuesta: Grupos de individuos de la misma especie situados en el mismo tiempo y espacio en la proximidad o dentro de un sitio contaminado, que pueden entrar en contacto con sustancias o compuestos de origen antropogénico presentes en el ambiente, susceptibles de ocasionar efectos adversos en la salud.

Perfil toxicológico: Conjunto de informaciones toxicológicas de una sustancia a partir de estudios de laboratorio o campo por medio de los cuales se generaron los parámetros de toxicidad característicos de dicha sustancia.

Plano: Representación gráfica técnica de un sitio contaminado, puede darse como un dibujo técnico, en especial en el nivel local, donde se presenten los detalles requeridos en la evaluación de riesgos a la salud y el ambiente tales como linderos, calles, instalaciones, drenajes, edificaciones. En el nivel regional puede ser un plano o una fotografía aérea con suficiente resolución que permita identificar la información requerida y que haya sido geo-referenciada con coordenadas UTM, en ningún caso podrán ser utilizadas fotografías aéreas o satelitales que no permitan distinguir claramente los elementos requeridos en esta guía.

Plan de descontaminación de suelos: Instrumento de gestión ambiental que tiene por finalidad remediar los impactos ambientales originados por una o varias actividades pasadas o presentes en los suelos. Los tipos de acciones de remediación que se podrán aplicar, sola o en combinaciones, son: acciones de remediación para la eliminación de los contaminantes del sitio, acciones para evitar la dispersión de los contaminantes, acciones para el control del uso del suelo, y acciones para monitoreo del sitio contaminado. La presentación del Plan de Descontaminación de Suelos no exime de la responsabilidad de elaborar y presentar ante la autoridad competente, los demás instrumentos de gestión ambiental propios de la actividad.

Población: Grupo de organismos de la misma especie que viven en un área definida y en un tiempo concreto.

Población receptora: Poblaciones (humanas o biota) que están expuestas a los contaminantes, la población receptora es entonces la población expuesta.

Puntos de Exposición: Lugares donde es posible encontrar presencia de contaminantes y donde los receptores, a través de alguna vía, pueden entrar en contacto con los medios contaminados (medios de contacto).

Receptor: Organismo, población o comunidad que está expuesta a contaminantes.

Relevancia ecológica: Respuestas que reflejan características importantes de altos niveles de organización biológica (por ejemplo poblaciones, comunidades, ecosistemas). Término que se

emplea para respuestas que sugieren el estado (en estructura y función) de poblaciones, comunidades y ecosistemas.

Relación causa-efecto: Relación entre la cantidad de un agente administrado, incorporado o absorbido por un organismo, población o ecosistema y el cambio desarrollado en tal organismo, población o ecosistema a causa del agente. Términos relacionado: relación dosis-efecto, relación dosis-respuesta, relación concentración-efecto, evaluación de efecto.

Remediación: Tarea o conjunto de tareas a desarrollarse en un sitio contaminado con la finalidad de eliminar o reducir contaminantes, a fin de asegurar la protección de la salud humana y la integridad de los ecosistemas.

Riesgo: Probabilidad o posibilidad de que un contaminante pueda ocasionar efectos adversos a la salud humana, en los organismos que constituyen los ecosistemas o en la calidad de los suelos y del agua, en función de las características y de la cantidad que entra en contacto con los receptores potenciales, incluyendo la consideración de la magnitud o intensidad de los efectos asociados y el número de individuos, ecosistemas o bienes que, como consecuencia de la presencia del contaminante, podrían ser afectados tanto en el presente como en escenarios futuros dentro del uso actual o previsto del sitio.

Ruta de Exposición: Es el camino que sigue un agente químico en el ambiente desde el lugar donde se emite hasta que llega a establecer contacto con la población o individuo expuesto. El análisis de la ruta de exposición describe la relación que existe entre las fuentes (localizaciones y tipo de derrames ambientales) y los receptores (localización de las poblaciones, patrones de actividad, etc.). Se consideran como rutas significativas las que dan lugar a exposición humana.

Las rutas de exposición consisten generalmente de cuatro elementos: a) fuentes y mecanismos de emisión de tóxicos, b) medio de retención y transporte (o medios en el caso de que haya transferencias de un medio a otro), c) punto de contacto potencial entre el medio contaminado y los individuos; y d) vía de ingreso al organismo.

Ruta de exposición completa: Ruta de exposición que cuenta con todos sus elementos, deberá ser considerada para su evaluación dentro del estudio de ERSA.

Ruta de exposición potencial: Ruta de exposición donde uno o más elementos no están presentes, pero éstos pueden estar ocurriendo, ocurrieron en el pasado o puede que ocurran en un futuro cercano. Se recomienda que sean analizadas separadamente y la contribución relativa a la exposición total sea estimada para su consideración en el estudio de ERSA.

Ruta de exposición incompleta: Ruta que carece de uno o más de sus elementos o los elementos no están conectados. Hay evidencia sólida que los receptores no están expuestos. Rutas de exposición incompletas no deben ser consideradas en el estudio de ERSA.

Sitio contaminado: Aquel suelo cuyas características químicas han sido alteradas negativamente por la presencia de sustancias químicas contaminantes depositadas por la actividad humana, en concentraciones tal que en función del uso actual o previsto del sitio y sus alrededores represente un riesgo a la salud humana o el ambiente.

Sub-organismo: Término que hace referencia a niveles de organización biológica por debajo del nivel de organismo. Por ejemplo, bioquímico, molecular.

Supra-organismo: Término que hace referencia a niveles de organización biológica por arriba del nivel de organismo. Por ejemplo, población comunidades.

Suelo: Material no consolidado compuesto por partículas inorgánicas, materia orgánica, agua, aire y organismos, que comprende desde la capa superior de la superficie terrestre hasta diferentes niveles de profundidad.

Suelo contaminado: Suelo cuyas características químicas, han sido alteradas negativamente por la presencia de sustancias contaminantes depositadas por la actividad humana, según lo establecido en el D.S. N° 002-2013-MINAM.

Suelo agrícola: Suelo dedicado a la producción de cultivos, forrajes y pastos cultivados. Es también aquel suelo con aptitud para el crecimiento de cultivos y el desarrollo de la ganadería. Esto incluye tierras clasificadas como agrícolas, que mantienen un hábitat para especies permanentes y transitorias, además de flora y fauna nativa, como es el caso de las áreas naturales protegidas.

Suelo comercial: Suelo en el cual, la actividad principal que se desarrolla está relacionada con operaciones comerciales y de servicios.

Suelo industrial/extractivo: Suelo en el cual, la actividad principal que se desarrolla abarca la extracción y/o aprovechamiento de recursos naturales (actividades mineras, hidrocarburos, entre otros) y/o, la elaboración, transformación o construcción de bienes.

Suelo residencial/parques: Suelo ocupado por la población para construir sus viviendas: incluyendo áreas verdes y espacios destinados a actividades de recreación y de esparcimiento.

Toxicidad: La propiedad de una sustancia o mezcla de sustancias de provocar efectos adversos en la salud o en los ecosistemas.

Toxicidad ambiental: La característica de una sustancia o mezcla de sustancias que ocasiona un desequilibrio ecológico.

Toxicidad aguda: El grado en el cual una sustancia o mezcla de sustancias puede provocar, en un corto periodo de tiempo o en una sola exposición, daños o la muerte de un organismo.

Nota aclaratoria: Tiempo corto con respecto al tiempo generacional de los organismos.

Toxicidad crónica: Es la propiedad de una sustancia o mezcla de sustancias de causar efectos dañinos a largo plazo en los organismos, generalmente a partir de exposiciones continuas o repetidas y que son capaces de producir efectos cancerígenos, teratogénicos o mutagénicos.

Toxicidad subletal: Capacidad de un agente de causar efectos a concentraciones por debajo de las que causan la muerte (concentraciones letales). Los efectos pueden ser a nivel conductual, bioquímico, fisiológico o histológico.

Toxicocinética: Proceso que incluye la incorporación de compuestos tóxicos al cuerpo del organismo receptor, la biotransformación, la distribución de él y de sus metabolitos en el tejido y su eliminación (del tóxico inicial y de los metabolitos) del cuerpo del organismo receptor.

Toxicodinámica: Proceso de interacción de compuestos tóxicos con sitios blancos (se refiere a sitios para comparación) y las consecuencias bioquímicas y fisiológicas que causan un efecto adverso.

UTM: La Proyección Transversal Universal de Mercator, sistema utilizado para convertir coordenadas geográficas esféricas en coordenadas cartesianas planas.

Umbral: Concentración o dosis de exposición debajo del cual no es probable que ocurra un efecto.

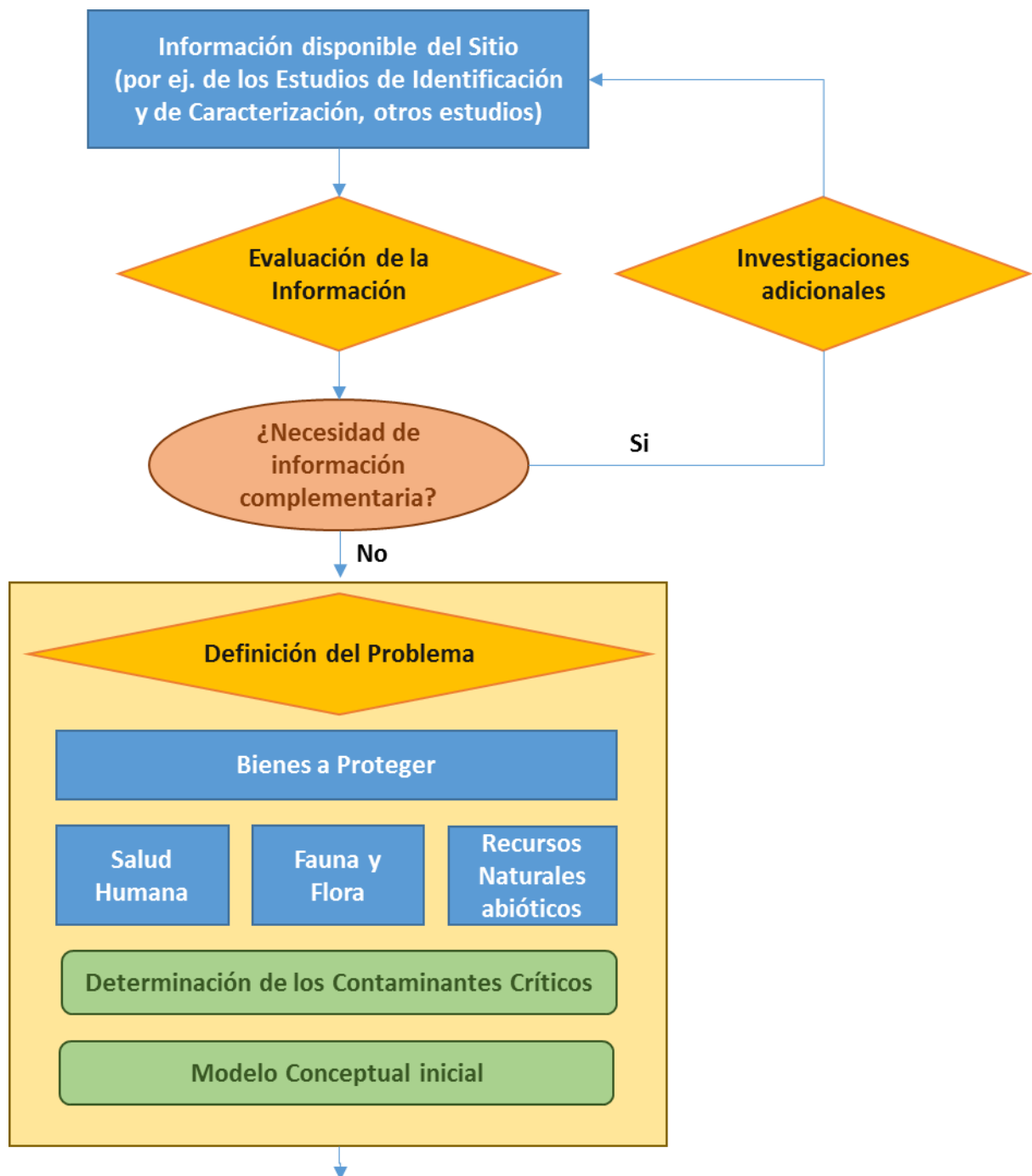
Umbral fisiológico: Sinónimo de límites de tolerancia.

Vía de exposición: Proceso por el cual el contaminante entra en contacto directo con el cuerpo, tejidos o barreras de intercambio del organismo receptor, por ejemplo, ingestión, inhalación y absorción dérmica.

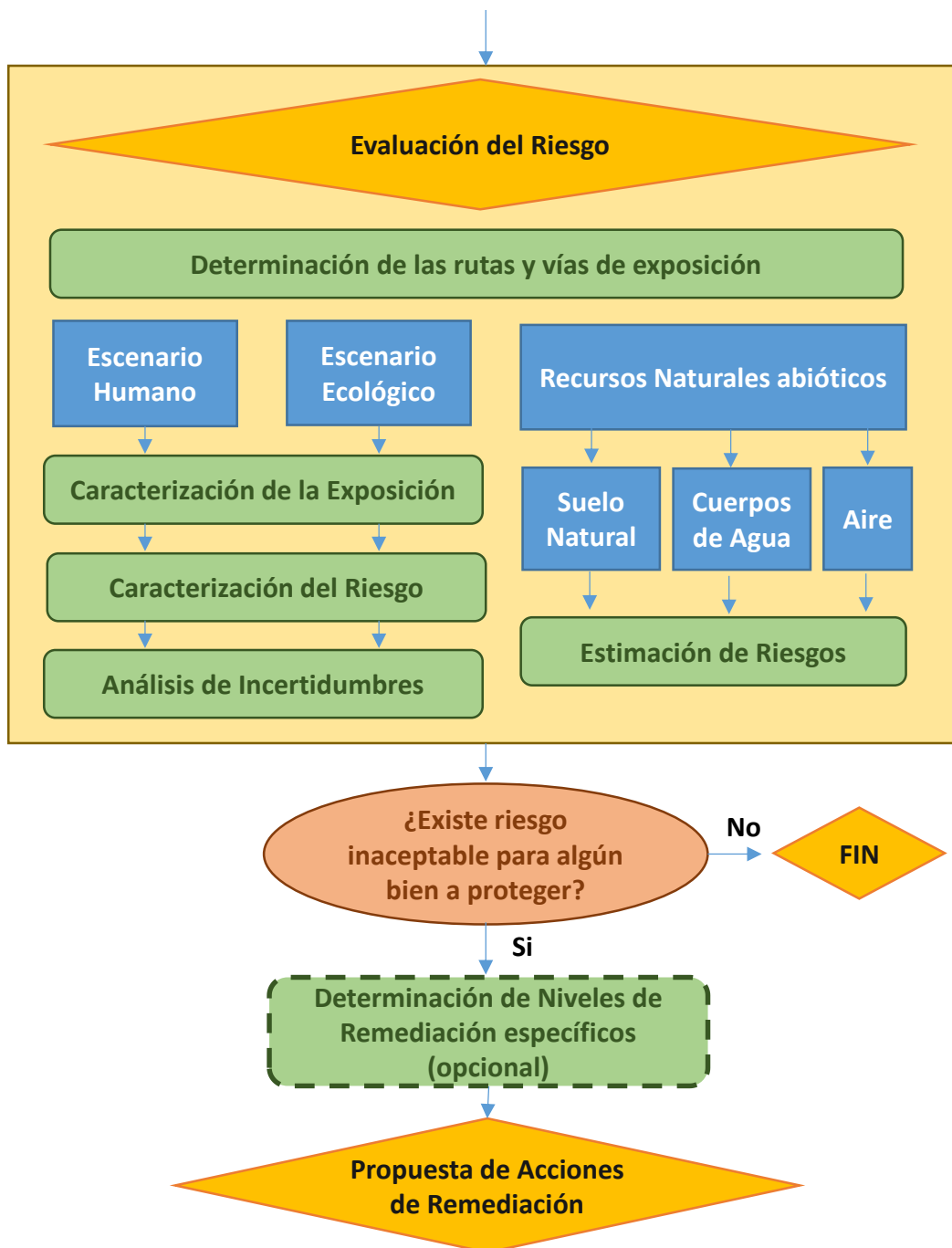
Xenobiótico: Compuesto químico elaborado por el hombre o material no producido por la naturaleza y no considerado de manera normal como un componente de un sistema biológico.

Vulnerabilidad: Conjunto de condiciones que limitan la capacidad de defensa o de amortiguamiento ante una situación de amenaza y confieren a las poblaciones humanas, ecosistemas y bienes, un alto grado de susceptibilidad a los efectos adversos que puede ocasionar el manejo de los materiales o residuos, que por sus volúmenes y características intrínsecas, sean capaces de provocar daños a la salud y el ambiente.

Anexo B Diagrama de flujo de las etapas en la evaluación de riesgos a la salud y el ambiente



Continúa...



Anexo C Tablas de datos para el cálculo de la exposición

Tabla N° VI-1: Valores por defecto para la ingestión de suelo y polvo

Parámetro	Descripción	Valores para Escenarios seleccionados		
		Parque/ Recreacional	Residencial	Industrial/ Comercial
C _s	Concentración de contaminante en el suelo [mg/kg]	Valores UCL95 o máximos (ver ítem 3.1)		
FBD _{ING}	Factor de biodisponibilidad o tasa de absorción del contaminante; ≤ 100% (≤1)	Valores empíricos de la bibliografía		
TI _{ING}	Tasa de ingestión de suelo y polvo [mg/día] (depende de edad y actividad)	100 (adultos) 200 (niños) ⁴ (USEPA 1989)	50 (adultos) 200 (niños) (USEPA 1991)	50 ¹ – 200 ² (adultos)
FrE	Frecuencia de exposición [días/año]	180 ³	365 ³	230 ³
DuE	Duración de la exposición [años]	24 (adultos) 6 (niños) (USEPA 1991)	24 (adultos) 6 (niños) (USEPA 1991)	24 (adultos) 6 (niños)
PC	Peso corporal [kg]	65 (adultos) 12 (niño) (USEPA 1991; adaptado a realidad Peruana)		
LT	Esperanza de vida (años)	74.5 (INEI Perú 2012; esperanza promedia de hombres)		
PTE _M	Periodo de tiempo promedio de exposición [años]	LT (cancerígeno) DuE (no cancerígeno)		

1) Actividades industriales/comerciales mayormente en el interior de edificios, alto grado de sellado del suelo

2) Actividades industriales/comerciales mayormente en el exterior, suelo mayormente sin pavimentar o concreto. Para actividades mineras por ejemplo se recomienda utilizar como mínimo una tasa de ingestión promedia de 400 mg/kg.

3) Fuente: Guía Metodológica, Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas, IHOB, País Vasco, España

4) La US EPA (US EPA 2006) recomienda utilizar para niños entre uno y siete años un valor de 400 mg/día para la ingesta total de polvo cuando éstos están jugando en canchas de tierra.

Nota: es importante tomar en consideración las características del sitio para la determinación de las tasas de ingestión. Son de considerarse si existen calles pavimentadas o no, puntos de exposición sin cobertura superficial, si el clima y la región son calurosos y semi-desérticos, pues todo ello puede conducir a una exposición por ingestión de suelos más alta.

Tabla N° VI-2: Valores de referencia para el cálculo de DE_{INH} por grupo poblacional

Tipo de actividad	Tiempo de Actividad (h)	Tasa de Inhalación (L/d)				
		Hombre	Mujer	Niño de 10 años	Niños de 1 año	Recién Nacido
Trabajo	8	9600	9120	6240		
No trabajo	8	9600	9120	6240		
Juego	1					90
	10				2520	
Descanso	8	3600	2880	2304		
	14				1260	
	23					690
Inhalación total diaria (L/d)						
		22800	21120	14784	3780	780
Tasa de Inhalación (m^3/d)						
		22.8	21.1	14.8	3.8	0.8

Tabla N° VI-3: Valores de referencia para el cálculo de DE_{INH} por grupo poblacional

Factor o Parámetro		Valor según el grupo poblacional			
		Adulto	Niño (< 6 años)	Niño (1 año)	Bebe (<1 año)
C_A	Concentración del contaminante en aire (mg/m^3)	Sitio específico			
TI_{INH}	Tasa de Inhalación (m^3/h)	Ver Tabla VI-7			
TRA_{INH}	Tasa de retención del aire inhalado (%/100)	Variable según contaminante, en ausencia de información por defecto 1,0			
FBD_{INH}	Factor de Retención Pulmonar (%/100)	Variable según contaminante			
FrE	Frecuencia de la exposición (días/año)	Específico del escenario			
DuE	Duración de la exposición (años)	Específico del escenario			
LT	Esperanza de vida (años)	74.5 (INEI Perú 2012; esperanza promedio de hombres)			
PTE_M	Periodo de tiempo promedio de exposición (años)	LT (cancerígeno) DuE (no cancerígeno)			
PC	Peso corporal (kg)	65	12	10	4

Tabla N° VI-4: Valores de referencia para el cálculo de DE_{INH} por grupo poblacional

Valor según el grupo poblacional				
Factor o Parámetro	Niños (1-6 años)	Niños (6-12 años)	Adultos Residentes	Adultos Trabajadores
C_A (mg/L)	Variable según la concentración de contaminante			
T_{INH} (m ³ /d)	0,25 (6,0)	0,31 (7,6)	0,62 (15)	0,62 (15)
	0,31 (7,6)	0,46 (11)	0,83 (19,9)	0,83 (19,9)
TRA_{INH} (%)	1.0			
TE (h/d)	12	12	12	8
FrE (d)	365			
DuE (años)	5 o 6 (h/d)	12	24-58	24-58
PTE_M (d)	365 * 74.5			
PC (Kg)	12	25	65	65
FBD_{INH}	Variable según contaminante			

Tabla N° VI-5: Factores de volatilización calculados para hidrocarburos

Fracción del combustible		Koc (L/kg)	foc=0.01 Kd=Koc x foc	(1/VF)=H/Kd (Kg/L)	VF (L/Kg)
Alifáticos	EC 5 - 6	800	8	4.12500	0.24
	EC > 6 - 8	3,800	38	1.31579	0.76
	EC > 8 - 10	30,200	302	0.26490	3.78
	EC > 10 - 12	234,000	2340	0.05128	19.50
	EC > 12 - 16	5.37E+06	53700	0.00968	103.27
	EC > 16 - 21	9.55E+09	95500000	0.00005	19489.80
	EC > 21 - 34	1.07E+10	107000000	0.00093	1070.00
Aromáticos	EC > 8 - 10	1,580	15.8	0.03038	32.9
	EC > 10 - 12	2,510	25.1	0.00558	179.3
	EC > 12 - 16	5,010	50.1	0.00106	945.3
	EC > 16 - 21	15,800	158	0.00008	12153.8
	EC > 21 - 34	126,000	1260	0.00000	1880597.0
Otros componentes TPH	Benceno	62	0.62	0.36774	2.72
	Tolueno	140	1.4	0.19429	5.15
	Etil benceno	204	2.04	0.15833	6.32
	Xilenos totales	233	2.33	0.11974	8.35
	n-Hexano	3,410	34.1	2.17009	0.46
	MTBE	10.9	0.109	0.16514	6.06
	Naftalenos	1,191	11.91	0.00166	601.52

Tabla N° VI-6: Valores de referencia para el cálculo de la exposición dérmica

Edad (años)	PC Peso corporal (Kg)	SP Área total de la piel (cm ²)	PPE % área de piel expuesta	SPD área expuesta (cm ²)	FAP Factor de adherencia (mg/cm ²)
0 - 1	10	3500	30	1050	2
6 - 11	29	8750	30	2625	2
12 - 17	50	15235	28	4300	2
18 - 70	65	19400	24	4700	2

Tabla N° VI-7: Valores de referencia para el cálculo de la exposición dérmica por grupo poblacional

Valor según el grupo poblacional				
Factor o Parámetro	Niños (1-6 años)	Niños (6-12 años)	Adultos Residentes	Adultos Trabajadores
C _s (mg/Kg)	Variable según concentración de contaminante			
SPD (cm ²)	1396	2094	1815	1815
FAP (mg/cm ²)	0.75	0.75	0.75	0.75
EMS	0.15	0.15	0.15	0.15
FrE	330	330	330	260
DuE (años)	5	12	24-58	24-58
PTE _M (años)	365 * 70			
PC (Kg)	16	29	65	65
FBD _{DER} (%)	Variable según contaminante			

Tabla N° VI-8: Valores de referencia para la Fracción de Absorción dermal (FA_{DER})³⁷

Contaminante	Fracción de Absorción dermal FA _{DER} (-) ¹	Fuente
Arsénico	0.3	Wester, et al. (1993a)
Cadmio	0.001	Wester, et al. (1992a) U.S. EPA (1992a)
Clordano	0.04	Wester, et al. (1992b)
DDT	0.03	Wester, et al. (1990)
Lindano	0.04	Duff and Kissel (1996)
Benzo(a)pyreno o otros HPA	0.13	Wester, et al. (1990)
Aroclors 1254/1242 y otros PCBs	0.14	Wester, et al.(1993b)
Compuestos orgánicos semivolátiles	0.1	-

1) Los valores representan valores medios de datos experimentales

³⁷ US EPA: Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health;Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment), EPA/540/R/99/005 (2004)

Anexo D Método para estimar los valores de evaluación de medios ambientales (VEMA)

En el caso de no existir ni Valores de Referencia nacionales ni internacionales, se recomienda calcular Valores de Evaluación de Medios Ambientales (VEMA) específicos para el sitio.

El cálculo de los VEMA se obtiene multiplicando la Dosis de Riesgo Mínimo (DRM) tal como lo indica la ATSDR o la Dosis de Referencia (DdR) tal como lo indica la EPA por el Peso Corporal (PC) y dividiendo el producto entre la Tasa de Ingestión Diaria de agua, suelo o polvo.

$$VEMA = \frac{DRM \text{ o } DdR \left(\frac{mg}{Kg * d} \right) * PC (Kg)}{TI_D \left(\frac{mg \text{ o } L}{d} \right)}$$

Dónde:

DRM: Nivel Mínimo de Riesgo (mg/Kg*d)

DdR: Dosis de Referencia (mg/Kg*d)

PC: Peso corporal (Kg)
= 12 kg infante,
= 16 kg niño (3-6 años)
= 65 kg adulto.

TI_D: Tasa de ingestión diaria
TI_D de agua = 1 litro niño y 2 litros adulto
TI_D de suelo = 200 mg niño (US-EPA) y 50 mg adulto

Nota: es de considerarse que en zonas con climas semidesérticos y con calles sin pavimentar en donde la formación de polvos puede ser más elevada, se puede considerar que una TI_D de 350 mg para niños es más cercana a la realidad.

TI_D de polvo = 35 mg niño y 5 mg adulto.

Nota: Al no existir un valor confiable en la literatura, para el cálculo de la ingesta de polvo se utilizó un factor de incertidumbre de 10 con el factor de ingesta de suelo.

La información sobre la DdR de cada sustancia puede obtenerse del banco de datos IRIS de la EPA; en tanto el DRM puede obtenerse de la bibliografía publicada por ATSDR u otra fuente reconocida.

Para el cálculo de los VEMA no se han utilizado factores de exposición como el índice de biodisponibilidad. Por lo tanto, los VEMA es un factor conservador ya que busca prevenir al máximo el riesgo. No obstante, por esta precisa razón los VEMA no deben utilizarse como norma ambiental, sino como valores referenciales. Los VEMA pueden ser utilizados para la determinación de los contaminantes de preocupación (CPP), ver ítem 3.1, de no existir valores de referencia nacionales o internacionales.

Anexo E Descripción del Escenario Humano y Ecológico

1. DESCRIPCIÓN DEL ESCENARIO HUMANO

Datos generales

En la descripción del escenario humano se debe incluir información acerca de:

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

Áreas de Recreación

En la descripción del escenario humano se debe incluir información acerca de:

- Áreas donde juegan los niños,
- Tipo de piso del área de recreación,
- Localización del área con respecto a la fuente,
- Antigüedad del área de recreación,
- Eventos de restauración en el área,
- Frecuencia de juego.

Espacios educativos

En la descripción del escenario humano se debe incluir información acerca de:

- Construcción: Tipo de construcción, material de construcción, tipo de piso y calles (asfaltadas o no asfaltadas), localización del área educacional con respecto a la fuente (por ejemplo distancia), colocación con respecto a los vientos dominantes, antigüedad del área educacional,
- Patrones de comportamiento en el interior del área,
- Acceso: Trayectos usados para acceder a estos espacios de educación.

Vulnerabilidad de la comunidad

Un aspecto que se incluye en la descripción del entorno humano son los factores que pudieran incrementar la exposición a las sustancias químicas o que pudieran aumentar el número de tóxicos a los cuales pudieran estar expuestos los individuos de la comunidad por ejemplo:

- Nivel socioeconómico,
- Nivel académico,
- Acceso a desagüe y agua potable,

- Acceso a servicios médicos,
- Consanguineidad.

Fuentes de agua potable y alimentos

Determinar cuales son las fuentes de agua potable y alimentos de los receptores, con el propósito de establecer si hay una exposición a contaminantes de preocupación por el consumo de éstos. Se debe considerar además una posible exposición por el uso utensilios de cocina que contengan contaminantes de preocupación.

Aspectos migratorios

El establecer si se da un flujo migratorio en el sitio puede indicar diferentes patrones de exposición, al permitir el posible contacto con contaminantes de preocupación contenidos en materiales o productos traídos por los inmigrantes.

Preocupaciones de las comunidades

La interacción con la comunidad es clave para el buen desarrollo del estudio. Un listado de las preocupaciones, considerando las percepciones y cosmovisión de las comunidades relacionadas con el sitio, en materia de contaminación, salud y estrategias de limpieza puede ser de gran utilidad para la determinación de las acciones de remediación una vez que se ha caracterizado el riesgo.

2. DESCRIPCIÓN DEL ESCENARIO ECOLÓGICO

Información de especies de flora y fauna del área en estudio

El Perú es uno de los países con mayor diversidad de ecosistemas y de especies biológicas del planeta. Alberga 84 zonas de vida de las 104 existentes en el mundo, comprendidas en una gran diversidad de climas, geoformas y tipos de vegetación, en lo que respecta a la fauna silvestre.

Para una adecuada descripción del escenario ecológico, dada la alta diversidad de ecosistemas en el Perú, es imprescindible levantar informaciones específicas sobre los especies de fauna y flora en el área de estudio. En el caso de que esta información no sea disponible, puede ser necesaria la ejecución de investigaciones en campo para levantar esta información, considerando los criterios y procedimientos que brindan las guías nacionales sobre la evaluación de la fauna silvestre, flora y vegetales.

Selección de especies críticas u organismos blancos de interés especial

Existen diversos criterios que permiten identificar los grupos de receptores de especial importancia, teniendo en cuenta el nivel al que se desarrolla el análisis. Entre dichos criterios cabe señalar los siguientes:

- Relevancia ecológica, es decir, posición clave que ocupa el receptor en la estructura y función del ecosistema. La relevancia ecológica está relacionada con aspectos como la abundancia y la dominancia, el grado de diversidad biológica y la tasa de renovación.
- Potencial de exposición. Los receptores con alto potencial de exposición son aquellos que debido a su metabolismo, hábitos alimenticios, localización o estrategia reproductiva son más sensibles o pueden sufrir un mayor grado de exposición a los contaminantes. Por ejemplo, las tasas metabólicas de los receptores de pequeño tamaño son generalmente

mayores que las de los receptores de mayor tamaño, resultando en una tasa unitaria de ingestión mayor.

- Vulnerabilidad. Los receptores altamente susceptibles suelen ser poco tolerantes a los compuestos tóxicos. En general, los organismos estenóticos (con un pequeño margen de aclimatación a las condiciones cambiantes del medio) o con requisitos estrictos de hábitat o tipo de alimentación, presentan una mayor vulnerabilidad.
- Importancia económica y social. La selección de un receptor biológico también puede estar basada en un criterio económico o social (por ejemplo, las especies cinegéticas). Para estos receptores, los parámetros más importantes estarían relacionados con la supervivencia, la productividad y el éxito reproductivo.

En general, los receptores pertenecerán a varias especies y su tratamiento práctico en el análisis de riesgos puede llevarse a cabo a nivel de ecosistema, comunidad o población. Sólo en casos en los que haya implicadas especies que cuentan con especial protección se puede identificar a los receptores a nivel de individuo, ya que la relevancia que tiene cada individuo integrante de la población puede ser crucial para la supervivencia de la misma y la conservación de la diversidad genética.

Dada la diversidad de especies que pueden estar presentes, en la práctica puede ser útil determinar en primer lugar los hábitats existentes en la zona de estudio (tanto terrestres como acuáticos) para a continuación identificar y seleccionar los receptores ecológicos representativos de cada hábitat afectado.

Se deberá tener en cuenta también la existencia de reservas de la biósfera, tales como Parques Nacionales (PN), Santuarios Nacionales (SN), Santuarios Históricos (SH), Reservas Nacionales (RN), Reservas Paisajísticas (RP), Bosques de Protección (BP), Reservas Comunes (RC), Refugios de Vida Silvestre (RVS), Zonas Reservadas (ZR), por su interés ecológico.

La concreción de los objetivos de protección y la consecuente identificación de receptores y parámetros de evaluación y medida deben estar justificadas y se reflejarán en el estudio de evaluación de riesgos a la salud y el ambiente.

Selección de los sitios de referencia

Los sitios de referencia son áreas que sirven para comparar el estado natural con las áreas que han sufrido una alteración por la contaminación presente, podría entenderse como un “blanco” para las características o condiciones ecológicas del ecosistema en estudio, algunas consideraciones a tomar en cuenta son:

- Las características del sitio de referencia elegido serán similares al sitio de evaluación o de estudio, excepto la presencia del (los) contaminante(s) en análisis,
- Un sitio de referencia, preferentemente no deberá presentar alteraciones debidas a los contaminantes presentes en el sitio de estudio o recibir aportes de los mismos. Sin embargo, se puede considerar que podrá estar ubicado en una zona de menor impacto, considerando un gradiente de contaminación en relación con la fuente de emisión,

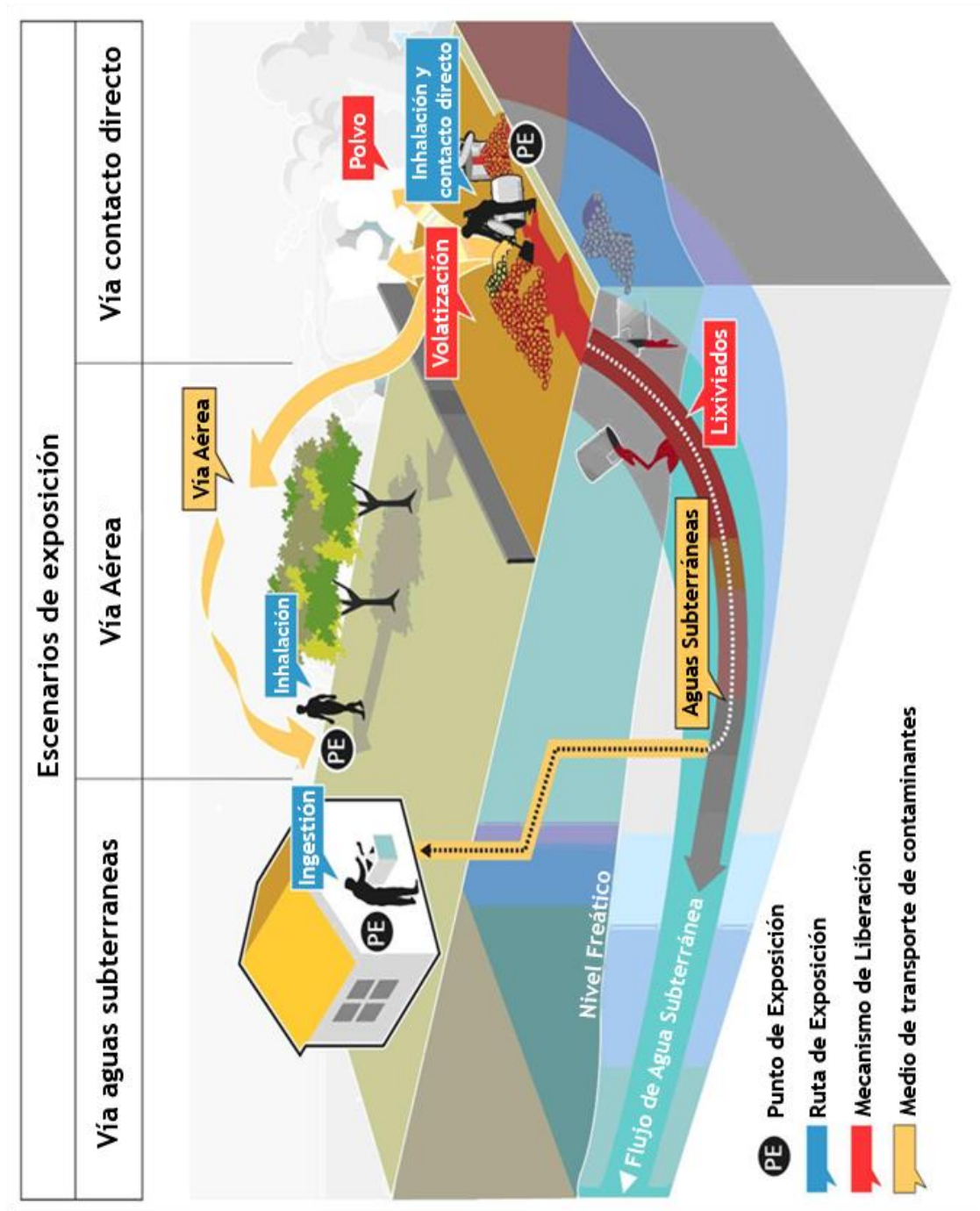
- Es necesario que este lo más cercano posible al sitio de estudio, cumpliendo con los criterios arriba señalados,
- Cuando se elige un sitio de referencia con alteraciones existentes, es decir cuando no provengan del sitio de estudio, será necesario registrarlas y documentarlas.

Para efectuar la selección de un sitio de referencia será necesario realizar una visita de campo para verificar si la mayoría de los criterios que a continuación se señalan se cumplen y de ser posible, la medición rápida de alguno de las características mencionadas.

Criterios de selección de sitios de estudio contaminados:

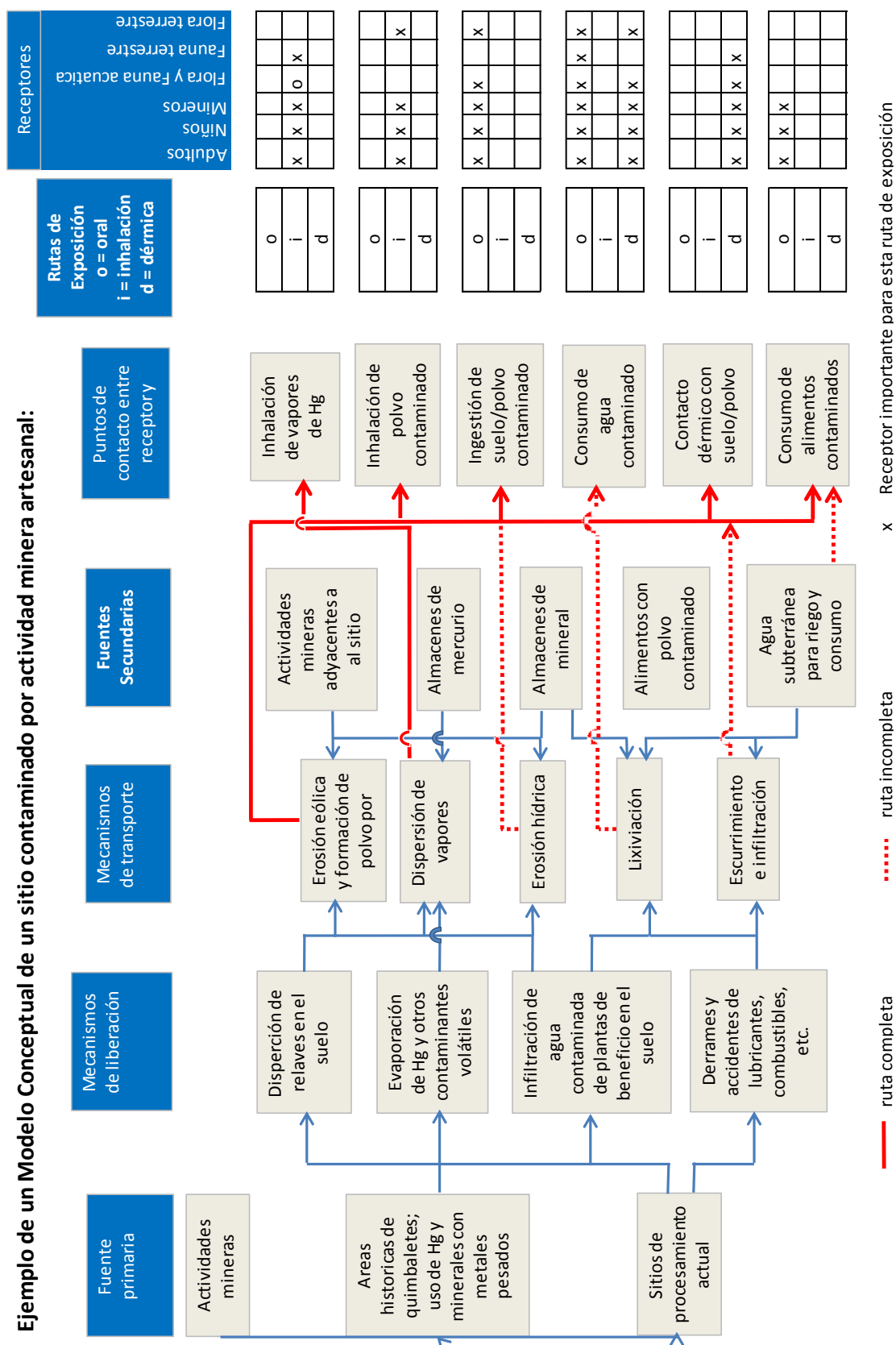
- La matriz ambiental de referencia se requiere que sea la misma,
- Flora y fauna similar a las del sitio de estudio,
- La misma unidad geográfica,
- La topografía,
- Fuera de los límites espaciales de la contaminación del sitio de estudio,
- Características climáticas similares como por ejemplo: precipitación pluvial, temperatura,
- Características similares del cuerpo de agua: salinidad, contenido de materia orgánica, temperatura, aportes externos,
- El tipo del suelo como por ejemplo: contenido de materia orgánica, textura,
- Accesibilidad al sitio.

Anexo F Ejemplos de modelos conceptuales de sitios contaminados



Fuente: Andreas Marker. 2012

Ejemplo de un Modelo Conceptual de un sitio contaminado por actividad minera artesanal:



Fuente: Oswald Eppers, 2014

Anexo G Métodos de prueba para la determinación de la lixiviación de contaminantes en el suelo³⁸

1. Introducción

Suelos contaminados, depósitos de residuos peligrosos, depósitos de residuos urbanos, depósitos de residuos sujetos a planes de manejo y suelos ya tratados que se utilizarán para relleno, pueden lixiviar contaminantes a un cuerpo de agua cuando agua de lluvia o agua subterránea se infiltra a través de ellos. Los contaminantes pueden lixiviarse disueltos en el agua o pueden ser arrastrados como fase libre o partículas junto con el agua de infiltración.

Cuando estos lixiviados atraviesan regiones del subsuelo no contaminadas, los contaminantes pueden ser retenidos (adsorbidos o absorbidos), biodegradados o precipitados en el suelo, contaminando zonas más amplias del suelo. La transferencia de contaminantes, que se da con los lixiviados representa un riesgo a la salud humana si los contaminantes son transferidos a un cuerpo de agua, el cual es utilizado como fuente de abastecimiento para consumo humano.

Cabe mencionar que la Ley de Recursos Hídricos del Perú³⁹ exige una protección general del agua, que incluye la conservación y protección de sus fuentes, de los ecosistemas y de los bienes naturales asociados a ésta. Además está prohibido verter sustancias contaminantes y residuos de cualquier tipo en el agua y en los bienes asociados a ésta, que representen riesgos significativos según los criterios de toxicidad, persistencia o bioacumulación⁴⁰.

Para evaluar en qué medida puede suceder una contaminación de cuerpos de agua por contaminaciones del suelo, es necesario realizar un estudio para “determinar la lixiviación” de los contaminantes, cuya finalidad es la determinación de la concentración y carga total (Kg contaminante/m³ de suelo o Kg contaminante/m² de superficie) de contaminantes que se desprenden o lixivian del suelo contaminado bajo las condiciones imperantes en el sitio.

Con la evaluación de la lixiviación se estiman las emisiones de contaminantes provenientes de un suelo contaminado actual y las que pudieran surgir en el futuro. Para ello se mide la cantidad de contaminantes en los lixiviados según métodos de prueba preestablecidos y que reflejan las condiciones que imperan en el sitio contaminado. También la evaluación considera la concentración y carga de contaminantes que se introducirá por infiltración de agua de lluvia, por el movimiento lateral de aguas subterráneas o por el contacto de la zona no saturada contaminada con un cuerpo de agua superficial.

2. Métodos de prueba recomendados

Existen métodos de prueba que se pueden aplicar para determinar la producción de lixiviados en el sitio contaminado bajo las condiciones del sitio. Como medio de lixiviación se utiliza agua o soluciones acuosas. Mayor información sobre los diferentes métodos de prueba y una discusión sobre sus ventajas y desventajas se encuentra en el Anexo E de la *Guía Técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados* de México (SEMARNAT, 2006). Tanto para los contaminantes orgánicos como inorgánicos presentes en suelos, sedimentos o polvo se recomienda los siguientes métodos:

- Método EPA 1312 (ensayo SPLP), Synthetic Precipitation Leaching Procedure (Procedimiento de Lixiviación de Precipitación Sintética) – aplicado con preferencia para

³⁸ Fuente: *Guía Técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados* de México (2006)

³⁹ Ley N°29338, Art. N° 75: Protección del Agua

⁴⁰ Ley N°29338, Art. N°83: Vertimiento de algunas sustancias

simular la lixiviación de un contaminante presente en un suelo por la lluvia, sin removerlo del sitio.

- Método EPA 1311 (ensayo TCLP), Toxicity Characteristic Leaching Procedure (Procedimiento de Lixiviación Característica de Toxicidad) – aplicado con preferencia para caracterizar la toxicidad de un material contaminado para definir la metodología más adecuada para su disposición final.
- Método ASTM D3987-85 (Modified Shake Extraction of Solid Waste with Water; equivalente al procedimiento EPA 1311),
- Método de ensayo normalizado para la determinación del contenido de sales solubles en suelos y agua subterránea (Norma Técnica Peruana NTP 339.152 2002, aplicando solamente el ítem 6 de la preparación del extracto de suelo)
- Centrifugación (particularmente útil en lodos y pulpa)

2.1. Evaluación de la lixiviación de contaminantes en suelos

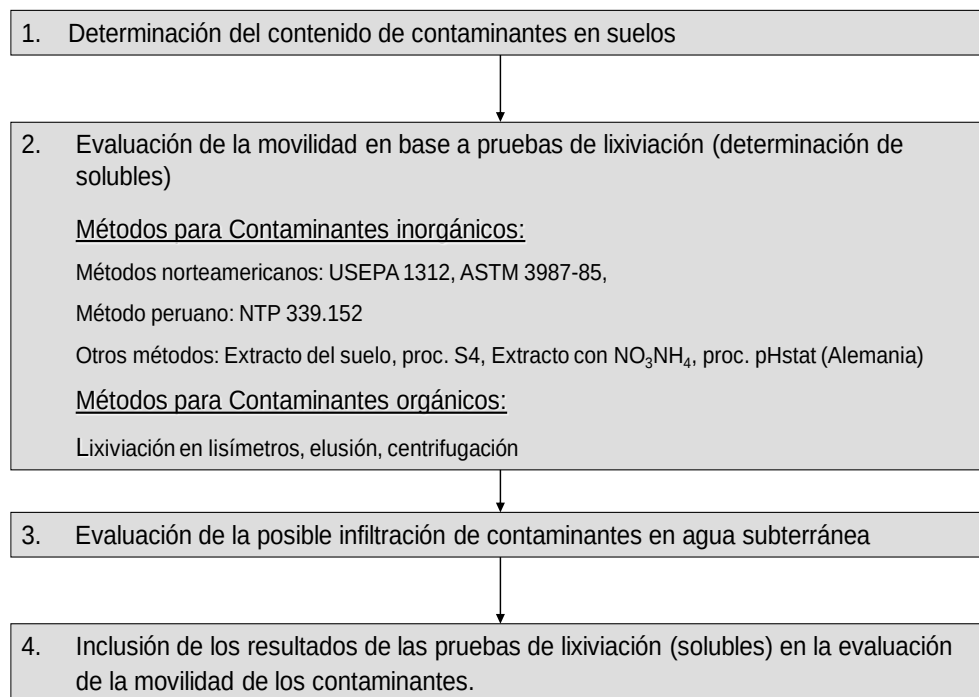


Ilustración VI-1: Estrategia para la evaluación de la lixiviación de contaminantes en suelos

Para la determinación de la fracción lixivable (F_L) de un contaminante en suelo o subsuelo con respecto a la concentración total del contaminante se recomienda utilizar la siguiente ecuación:

$$F_L = \frac{C_L}{C_S} * RSA * 100$$

Dónde:

C_L : Concentración en lixiviado
 C_S : Concentración en suelo
 RSA: Relación Suelo-Agua.

Ejemplo:

Aplicando el método de extracción S4 y considerando que la relación suelo – agua (RSA) es de 10 litros por cada Kilogramo de suelo o 1 litro de agua por cada 0,1 Kg de sustancia seca de suelos, la concentración total en suelos es de 4800 mg/Kg SS y la concentración del contaminante en el lixiviado después de aplicar el método es de 120 mg/Kg SS (la concentración se da al multiplicar mg/L de agua * L de agua /Kg SS).

$$F_L = \frac{120}{4800} * 10 * 100 = 25 \%$$

El resultado de la prueba indica que el 25% de los contaminantes pueden pasar a la fase líquida del suelo (capacidad de lixiviarse), o lo que también significa capacidad de dispersarse.

Anexo H Evaluación de la movilidad de los contaminantes en suelos

La profundidad de esta sección se hará caso por caso, a criterio experto, debidamente justificado y fundado en guías y estándares internacionales.

1. Consideraciones generales

El Anexo G señala distintos tipos de pruebas para determinar el potencial de que un contaminante pueda ser lixiviado de un suelo contaminado.

Los contaminantes lixiviables pueden tener distintos efectos sobre el ambiente y generar en consecuencia diferentes riesgos a los bienes a proteger, como son los receptores humanos, ecológicos o las aguas subterráneas.

La Ilustración VI-2 señala los principales efectos y riesgos que pueden implicar los contaminantes lixiviables en el ambiente. El tipo de prueba de lixiviación y la interpretación de los resultados dependerá entonces de las rutas de exposición y de los bienes a proteger que son materia de la evaluación. Por ejemplo, la evaluación de la biodisponibilidad de un contaminante para el metabolismo humano requiere de otro método de valoración que la evaluación de los efectos que puede tener un lixiviado del suelo contaminado sobre las aguas subterráneas.

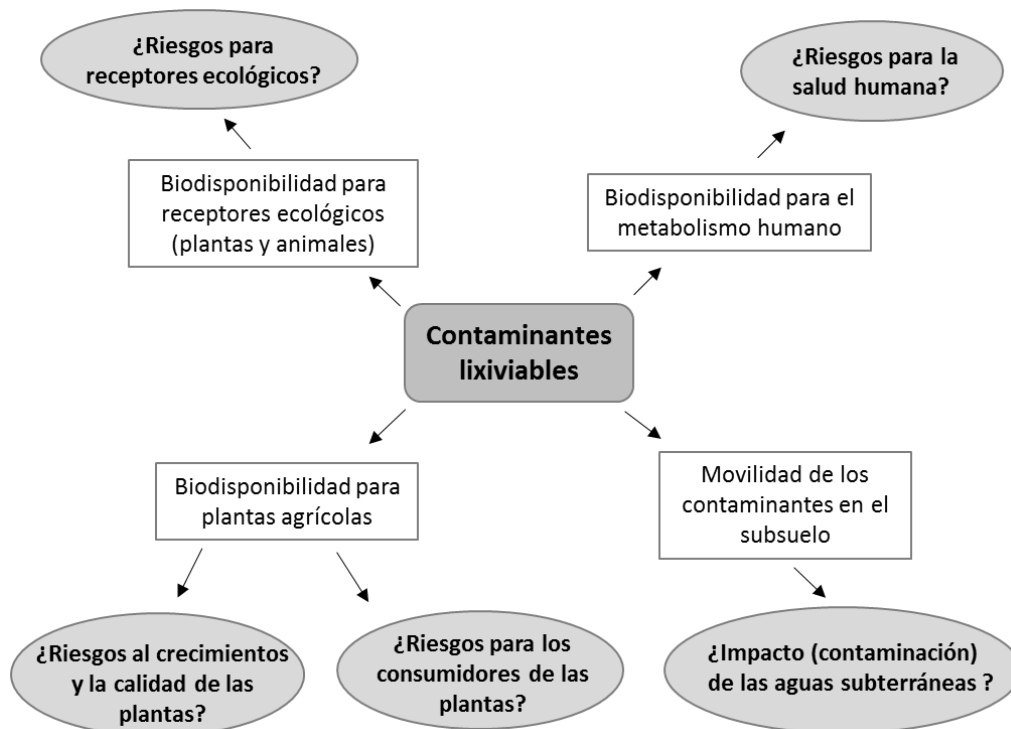


Ilustración VI-2: Posibles efectos y riesgos que pueden generar contaminantes lixiviables sobre los bienes a proteger (receptores humanos y ecológicos, aguas subterráneas)

La evaluación de la biodisponibilidad de los contaminantes para humanos, plantas o animales es materia de la evaluación del riesgo toxicológico y eco-toxicológico de la contaminación, como se describe en la sección 4.1 y 4.2 en la presente guía.

Las descripciones a continuación son aplicables solamente para la evaluación de posibles impactos que puede tener la fracción lixivable de los contaminantes sobre las aguas subterráneas.

2. Estrategia para la evaluar la formación de lixiviados

En la Ilustración VI-3 se muestra la estrategia general para evaluar la movilidad de contaminantes con base a:

1. Propiedades físico-químicas de los contaminantes.
2. Pruebas de lixiviación (determinación de solubles) que se realicen.
3. Características y propiedades geohidrológicas del suelo.
4. Referencias acerca del comportamiento de los contaminantes bajo condiciones similares a las del sitio contaminado.

La evaluación de la movilidad se realiza en dos etapas: la evaluación preliminar con base en la información señalada arriba. En caso de que se amerite, es necesaria una evaluación más detallada utilizando modelos matemáticos y estadísticos. Los estudios de caracterización del sitio son base fundamental de cualquier evaluación de la movilidad de los contaminantes.

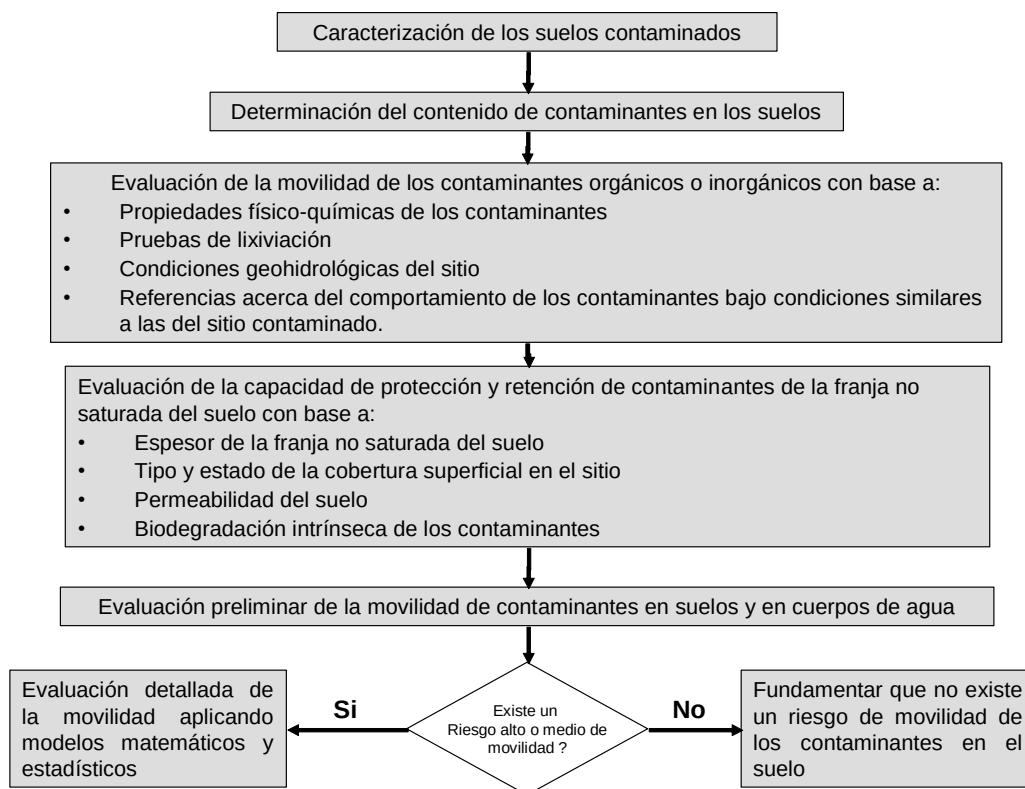


Ilustración VI-3: Estrategia para la evaluación de la movilidad de contaminantes en suelos.

3. Evaluación de la movilidad de contaminantes con base en sus propiedades físico-químicas

La evaluación se lleva a cabo tomando en consideración las siguientes propiedades: solubilidad en agua, punto de ebullición, densidad, viscosidad, coeficiente octanol-agua y coeficiente de adsorción.

3.1. Hidrocarburos Aromáticos (HA): BTEX

Tabla N° VI-9: Propiedades físico-químicas de los BTEX

Propiedad	Benceno	Tolueno	Xilenos	Etilbenceno	Estireno
Solubilidad en agua ¹⁾ (mg/L)	1700	550	175 - 198	866	250
Punto de ebullición (°C)	80	111	138 - 141	136	145
Coeficiente de distribución octanol-agua	135	490	Aprox. 1600	1600	1000
Densidad a 20 °C (g/cm ³)	0.88	0.87	0.86 - 0,88	0.87	0.91
Viscosidad cinemática (mPa*s)	0,7	0,6	0,6 - 0,8	0,6	0,8
Adsorbida en la fracción orgánica del suelo C _{org} (Koc)	Aprox. 80	Aprox. 180	Aprox. 210	Aprox. 200	Aprox. 400
Clase de peligrosidad para el agua	3	2	2	1	2
Clases de peligrosidad de acuerdo con la clasificación de sustancias peligrosas con base en el lineamiento administrativo de Alemania de 1999 (VwVwS). Clase 3: Muy peligrosas para el agua, Clase 2: peligrosas para el agua, y Clase 1: poco peligrosas para el agua. 1) En una situación real, se debe considerar la solubilidad efectiva en vez de la solubilidad de la sustancia individual (ver discusión más adelante)					

Comportamiento en el subsuelo: La movilidad de los hidrocarburos aromáticos HA en el subsuelo es alta, debido a su alta presión de vapor se pueden dispersar muy extensamente en el subsuelo en forma de vapores mezclados con los gases naturales de suelos. Cuando estas sustancias se encuentran en fase libre, su baja viscosidad permite que se infiltren rápidamente en el subsuelo. Debido a su relativamente alta solubilidad en agua pueden ser transportados con el agua de infiltración o con el agua subterránea cuando ya se hallan en contacto con ella. Si existe un acuífero cercano a la superficie y los BTEX han penetrado hasta la franja capilar éstos se acumulan sobre el acuífero debido a su densidad. La absorción sobre las partículas orgánicas (humus) del suelo y en los minerales de arcilla con capacidad adsorptiva es regular o media.

La movilidad de estas sustancias por orden creciente es:
(1) Benceno > (2) Tolueno > (3) Xilenos y Etilbenceno > (4) Estireno.

La biodegradación de los BTEX bajo condiciones favorables es relativamente buena. La biodegradación por regla general es buena para los ciclo-alcanos pero no es buena para los iso-alcanos. Bajo condiciones aeróbicas los fenoles se transforman y después de una apertura del anillo bencénico ocurre una rápida mineralización. El benceno y tolueno son más biodegradables que los xilenos y estireno.

La movilidad de estas sustancias es desde media a alta

3.2. Productos de Hidrocarburos de Petróleo (HTP)

Tabla N° VI-10: Propiedades físico-químicas de algunos hidrocarburos de petróleo

Propiedad	Gasolina	Diesel	Combustóleo ligero	Aceites lubricantes
	C5-C10	C10-C21	C9-C23	C17-C39
Solubilidad en agua (mg/L)	Aprox.100	5 - 20	Muy baja	Muy baja
Punto de ebullición o Rango de ebullición (°C)	36 - 175	175 - 360	160 - 390	300 - 525
Densidad a 20 °C (g/cm ³)	Aprox. 0.7	Aprox. 0.8	Aprox. 0.9	Aprox. 0.9
Viscosidad cinemática (mPa*s)	Aprox. 0.6	Aprox. 3	Aprox. 4	--
Clase de peligrosidad para el agua	3	2	2	--

La solubilidad de una mezcla compleja como gasolina depende mucho del tipo y composición química como de otros factores como temperatura, salinidad, etc. del agua. Para una evaluación ambiental no es suficiente conocer las solubilidades individuales de los componentes sino la “solubilidad efectiva” de cada componente en el equilibrio entre la fase acuosa y no acuosa. Como ejemplo podemos tomar el MTBE (metil tert.-butil éter), un aditivo antidetonante, agregado para incrementar el octanaje y presente en la mayoría de las gasolinas. La sustancia MTBE tiene una solubilidad de 84 000 mg/l. Sin embargo, en el agua que está en contacto con gasolina de octanaje 93 conteniendo 12.2% de MTBE, solamente se puede detectar uno máximo de 6 850 mg/l, o sea solamente unos 8% de la solubilidad del compuesto. Las solubilidades efectivas de MTBE y compuestos BTEX de diferentes tipos de gasolina y diésel pueden ser calculadas en la página web de la US EPA en forma práctica y sencilla⁴¹. Además, en la evaluación de una contaminación de un acuífero por gasolina debe considerarse la posibilidad de la presencia de compuestos completamente solubles en agua como son algunos alcoholes como el etanol o metanol. Estas sustancias típicamente migran más rápido en el subsuelo que otros contaminantes y pueden causar un problema para el proceso de la biodegradación de compuestos tóxicos como son los BTEX. Estos problemas principalmente se basan en el alto grado de biodegradabilidad de compuestos como alcoholes menores que resulta en una rápida reducción de sustancias esenciales para una biodegradación como es el oxígeno y iones como el sulfato, nitrato, Fe(III) y Mn(IV).

Comportamiento en el subsuelo: La movilidad de los productos de petróleo depende fuertemente de la longitud de las cadenas de carbón. Al incrementar el tamaño de cadena y por lo tanto el número de átomos de carbón, la solubilidad y la volatilidad disminuye y la viscosidad aumenta. Las gasolinas son mezclas de alcanos, iso-alcanos de cadenas cortas (C₅ - C₉) e hidrocarburos aromáticos. Estos grupos de sustancias tienen propiedades semejantes y son muy móviles. Por otro lado, el diesel (C₁₀ - C₂₁), el queroseno (C₁₀- C₁₆) y el combustóleo (C₉ - C₂₃), son mezclas menos volátiles y más viscosas. Su solubilidad en agua es menor y su movilidad en el subsuelo se reduce. La dispersión de estos contaminantes ocurre por regla general en la fase

⁴¹ <http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/es.html>

libre. Cuando la presión de la fase libre del aceite es lo suficientemente alta, entonces se infiltran en el subsuelo y pueden alcanzar el nivel freático de un cuerpo de agua subterráneo. Estas sustancias permanecen en la parte superior del acuífero debido a su densidad. Tanto el combustóleo como los aceites lubricantes a temperatura ambiental son viscosos y su movilidad en el subsuelo es muy baja.

Biodegradación: La biodegradación de los alcanos, iso-alcanos y alquenos bajo condiciones aeróbicas es buena o muy buena. Los más biodegradables son los n-alcanos C_{10} - C_{17} , C_4 - C_9 , mientras que los iso-alcanos y los ciclo-alcanos son notablemente menos biodegradables. Bajo condiciones aeróbicas los alcanos son degradados a alcoholes, aldehídos o acetonas y éstos por oxidación forman ácidos grasos fácilmente biodegradables. Los alquenos son degradados a epóxidos y dioles y éstos forman ácidos grasos. El largo de las plumas de diesel y fuelóleo en agua subterránea por regla general es menor a 100 m. Esto se debe a que el equilibrio químico se establece de manera rápida entre biodegradación y realimentación de la fuente de contaminantes.

La movilidad de los Hidrocarburos es para:

Gasolinas: Alta.

Diesel y fuelóleo: Media

Aceites lubricantes, aceites y combustóleos pesados: Baja

3.3. Hidrocarburos Halogenados Volátiles (HHV)

Tabla N° VI-11: Propiedades físico-químicas de algunos hidrocarburos halogenados volátiles

Propiedad	Cloruro de Vinilo (VC)	Tricloro-metano (cloroforma)	1,2-cis-dicloro-eteno	Tricloro-etano (TRI)	Tetracloro-etano (PER)	HHV Rango
Solubilidad en agua @ 20°C (mg/L)	2700	809	Aprox. 3500	Aprox. 700	Aprox. 2870	Aprox. 150 – 20000
Punto de ebullición (°C)	-14	61	60	87	121	-14 - 121
Coeficiente de distribución Octanol-agua	Aprox. 100	Aprox. 100	---	Aprox. 200	Aprox. 400	100 - 400
Densidad a 20 °C (g/cm ³)	0.9	1.5	1.3	1.5	1.6	0.9 – 1.6
Viscosidad cinemática (mPa*s)		0.6	0.5	0.6	0.9	0.5 – 1.7
Coeficiente de absorción (Koc) en la fracción orgánica del suelo C _{org}	Aprox. 10	Aprox. 100	Aprox. 60	Aprox. 150	Aprox. 300	10 - 300
Clase de peligrosidad para el agua	2	3	3	3	3	3 (menos VC)

Comportamiento en el subsuelo: La movilidad de los Hidrocarburos Halogenados Volátiles (HHV) en el subsuelo es muy alta. Esto se debe a su alta presión de vapor, por ello se infiltran como vapores hasta la franja de agua capilar de un acuífero. Debido a su elevada densidad y baja viscosidad, si se hallan en fase libre se infiltran rápidamente hasta la base de un acuífero cuando es superficial, y se acumulan allí. Su solubilidad en agua es media y pueden ser transportados con el agua de infiltración por lluvia o por el agua subterránea misma. Los HHV solo pueden ser absorbidos medianamente en las partículas orgánicas del suelo.

Cubiertas superficiales como las carpetas asfálticas ofrecen una protección muy baja contra su infiltración en el subsuelo. Los HHV pueden infiltrarse en suelos o cubiertas con una permeabilidad baja como el concreto o arcilla compactada.

Biodegradación: En estos compuestos la biodegradación por lo general es media o baja. Los HHV con alto grado de cloración (compuestos con gran número de átomos de cloro) son biodegradables solo bajo condiciones estrictamente anaerobias. Los HHV con bajo grado de cloración son biodegradables en condiciones aeróbicas. La formación del cloruro de vinilo (VC), compuesto altamente tóxico, es entonces posible. Otro producto de biodegradación es el 1,2-cis-dicloro-etano.

La movilidad de los Hidrocarburos Halogenados Volátiles es: Alta

3.4. Hidrocarburos Poliaromáticos (HPA)

Tabla N° VI-12: Propiedades físico-químicas de algunos hidrocarburos poliaromáticos

Propiedad	Naftalina (2 Anillos)	Antraceno (3 Anillos)	Pireno (4 anillos)	Benzo(a)pireno (5 anillos)
Solubilidad en agua (mg/L)	32	0,07	0,14	0,001
Punto de ebullición (°C)	218	314	396	496
Coefficiente de distribución Octanol-agua (Kow)	1.15	1.24	1.27	1.3
Densidad a 20 °C (g/cm ³)	2300	35000	135000	3 200000
Viscosidad cinemática (mPa*s)	A temperaturas ambientales:			
	sólido	sólido	sólido	sólido
Coefficiente de absorción (Koc) en la fracción orgánica del suelo C _{org}	1300	26000	44000	4 500000
Clase de peligrosidad para el agua	2			3

La USEPA ha señalados 16 HPA para ser determinados:

- 2 Anillos: Naftaleno, Metil-naftaleno
 3 Anillos: Acenaftileno, Acenaftaleno, Fluoreno, Fenantreno, Antraceno
 4 Anillos: Fluoranteno, Pireno, Benzo(a)antraceno, Criseno.
 ≥ 5 Anillos: Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno, Benzo(a)pireno, Indeno(1,2,3-cd)pireno, Dibenz(a,h)antraceno, Benzo(ghi)perileno

Comportamiento en el subsuelo: La naftalina toma un sitio especial dentro de este grupo de hidrocarburos debido a que es mucho más soluble que el resto de los HPA. La movilidad de la naftalina es mucho menor que la de los hidrocarburos aromáticos (HA) y es semejante a la del combustóleo. Los HPA muestran propiedades lipofílicas o hidrofílicas y son adsorbidos fácilmente en partículas orgánicas de suelos. La solubilidad en agua y volatilidad son muy bajas. La movilidad de estos compuestos disminuye conforme aumenta el número de anillos bencénicos. Los HPA pueden ser arrastrados al agua subterránea cuando están adsorbidos en coloides y son arrastrados por infiltraciones de lluvia o se disuelven en los lixiviados del suelo por el uso de tensoactivos. De esta manera, incluso los HPA de 4 y 5 anillos pueden encontrarse en el agua subterránea pero en cantidades muy pequeñas.

Biodegradación: La naftalina bajo condiciones aeróbicas es medianamente biodegradable. Los HPA de más de 3 anillos son limitadamente biodegradables, mientras que para los HPA de más de 5 anillos es casi despreciable. La biodegradación ocurre a través de una apertura oxidativa sucesiva de los anillos bencénicos hasta alcanzar una mineralización, lo cual ocurre en menor medida.

La movilidad de los Hidrocarburos Poliaromáticos es para:

Naftalina (2 anillos): Media

Acenafteno, Acenaftileno, Antraceno, Fluoreno, Fenantreno (3 anillos): Media

El resto de los HPA: Baja a muy baja

3.5. Bifenilos Policlorados (BPC)

Tabla N° VI-13: Propiedades físico-químicas de algunos bifenilos policlorados

Propiedad	2,4,4'- triclora- bifenilo (41% cloro)	2,2,4,5,5'- pentacloro- bifenilo (54%cloro)	2,2',3,4,4',5,5'- heptacloro- bifenilo (63% cloro)	BPC ancho de banda (19-71 % cloro)
Solubilidad en agua (mg/L)	0.14	0.01	0.004	0.001 - 6
Coeficiente de distribución Octanol-agua	740,000	2,500,000	5,000,000	20,000 – 150,000,000
Viscosidad cinemática (mPa*s)	Altamente viscoso	Altamente viscoso	Altamente viscoso	Altamente viscoso
Coeficiente de absorción (Koc) en la fracción orgánica del suelo C _{org}	470	561	--	---
Clase de peligrosidad para el agua	3	3	3	3

Comportamiento en el subsuelo: Los BPC's técnicos son mezclas de distintos compuestos con una estructura de base semejante que corresponde al del bifenilo. Los llamados congéneres se diferencian por el número y posición de los átomos de cloro. La mezcla de BPC's técnicos son mezclas fluidas con una viscosidad media a alta; contienen principalmente tri-, tetra-, penta-, y hexaclorobifenilos. Los aceites de los transformadores pueden contener de 10 a 20 % de Triclorbenzol para reducir su viscosidad. Los nombres comerciales comunes son: Araclor 1242 (USA con un contenido de cloro de 42% y un intervalo de ebullición de 325-336 °C), Clophen (Alemania), Askarel (mezcla de BPC's y clorbenzol).

La movilidad de BPC's en subsuelo es muy baja. Los BPC's poseen una alta viscosidad, los BPC's con varios átomos de cloro son poco solubles en agua. Los BPC's son absorbibles ligeramente en los ácidos húmicos y en los óxidos de hierro. Existen diferentes opiniones contradictorias respecto a su adsorción en las partículas de arcilla. Su volatilidad es muy baja y su movilidad disminuye conforme aumenta el número de átomos de cloro.

Biodegradación: Los BPC's son compuestos muy estables químicamente. En la naturaleza los BPC's no son bioquímicamente sintetizados, por tal motivo su degradación en suelo ocurre muy lentamente; conforme aumenta el grado de cloración de estos compuestos su biodegradación disminuye. Debido a su muy baja biodegradación y a sus características lipofílicas los BPC's se pueden biomagnificar a lo largo de la cadena alimentaria, por esto la peligrosidad para lo organismos es alta.

La movilidad es para los Bifenilos Policlorados: Baja

3.6. Cianuros

Los compuestos de cianuro o cianidos son aplicados para el tratamiento electroquímico de superficies metálicas, proceso llamado galvanización, durante procedimientos de endurecimiento de superficies, para la extracción de metales, como productos intermedios en la síntesis de plásticos, en la producción de ciertos productos farmacéuticos, colorantes, pinturas e insecticidas. En distintas plantas de producción se han encontrado complejos estables de cianuro, por ejemplo en la forma de hierro-hexacianato de ferrato ($\text{Fe}_4^{\text{III}}(\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6)_3$) y en “azul de Berlín” ($\text{Fe}^{\text{III}}(\text{Fe}^{\text{III}}\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6)_3$).

Los compuestos alcalinos de cianuro como el KCN y CaCN, son solubles en agua, reaccionan por hidrólisis y en consecuencia forman el ácido cianhídrico o ácido prúsico (HCN). También los complejos de metales pesados y cianuro son solubles en agua. Con la adición de ácido se forma el ácido cianhídrico (HCN), compuesto con punto de ebullición de 26 °C y muy volátil. Los cianuros que no forman complejos como por ejemplo KCN, están clasificados en Alemania como compuestos muy peligrosos para cuerpos de agua (WGK=3). Otros cianidos como hexacianoferrato de potasio III ($\text{K}_3(\text{Fe}(\text{CN})_6)$) que esta unidos por complejación, han sido clasificados en Alemania como compuestos de baja peligrosidad para los cuerpos de agua (WGK=1).

Toxicidad: El ácido cianhídrico (HCN) es un veneno muy fuerte tanto para las células pulmonares como para tejidos y células epiteliales. Los cianuros no unidos por complejación son muy tóxicos para mamíferos, peces, algas y bacterias. La toxicidad incrementa valores de pH bajos. Para valores de pH medios y bajos se encuentran principalmente especies no disociadas del HCN, en condiciones con valores de pH altos, aumenta la fracción del ión CN^- (para un pH de 7.4 existe solamente 1.6% del HCN disociado). El HCN tiene la capacidad de atravesar fácilmente las membranas biológicas y por lo tanto entrar en los organismos.

Comportamiento en el subsuelo: debido a la solubilidad de muchos cianidos inorgánicos y a la facilidad de ser liberados en la forma muy volátil como es el HCN, la movilidad de estos compuestos en el ambiente se espera que sea elevada. Para los cianidos unidos por complejación, la liberación depende del grado de disociación entre la fracción de HCN o CN^- y de la estabilidad del complejo de cianuro. En complejos de cianuro difícilmente solubles como el “azul de Berlín” ($\text{Fe}^{\text{III}}(\text{Fe}^{\text{III}}\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6)_3$), la movilidad es muy baja.

La biodegradación del Ácido Cianhídrico (HCN) es: Muy baja, y su toxicidad es: Alta.

Productos de descomposición gradual de cianuro: Por sus bajos costos, la degradación biológica del cianuro para la detoxificación de desechos y/o efluentes contaminados es la forma de mayor interés. Muchos estudios de investigación han sido realizados, demostrando que la concentración de este compuesto disminuye con el tiempo, debido a fenómenos de volatilización, precipitación, complejación, adsorción y biodegradación mediante microorganismos nativos. Sin embargo, la degradación de cianuro en efluentes y en suelos (o relaves) es un proceso complejo y depende de varios parámetros. El cianuro no se degrada directamente por completo, sino existe una gran variedad de productos intermediarios de la degradación del cianuro con distintos grados de toxicidad humana y ecológica. Los cuatro productos más comunes y conocidos son el cianato, el tiocianato, sulfuro, nitrato y el amonio.

Los cianatos son el directo resultado de la oxidación del cianuro libre y son sustancias bastante estables que pueden permanecer mucho tiempo en el agua y suelo en sitios mineros. A pesar de que su toxicidad oral aguda es aproximadamente un factor de 50 a 200 inferior en comparación con el cianuro libre, existen daños crónicos, tanto de la fauna acuática, como también a la salud humana (incluyendo efectos de somnolencia, convulsiones, disnea, nerviosismo y excitación o híper reactividad).

El cianuro forma tiocianatos típicamente en geologías con presencia de minerales sulfurosos. La toxicidad aguda de tiocianato es comparable con la toxicidad del cianato, ya que es aproximadamente 50 veces menos tóxico que el cianuro libre. Mientras la toxicidad aguda del tiocianato al ecosistema acuático es reportada como baja, existe el peligro de un daño crónico para la vida acuática. En este aspecto, de importancia para los ecosistemas típicos acuáticos de Perú, es la observación de un incremento de la mortalidad en crustáceos como el camarón y también a peces sensibles como la trucha en presencia de tiocianato (Dauchy et al. 1980).

Existe evidencia de una biodegradación de tiocianato bastante rápida en amonio y sulfato, y es potencialmente la formación de amonio durante la metabolización que es la causa de la ecotoxicidad de esta sustancia.

La descomposición de cianuros genera nitratos y amoniaco como resultado de la hidrólisis del cianuro. Particularmente el amoniaco es altamente tóxico en el ecosistema acuático, con una toxicidad para peces aún por encima del cianuro libre. Cualquier evaluación de la ecotoxicidad relacionado con la exposición a cianuro debería considerar los productos tóxicos de la descomposición gradual de cianuro y no solamente enfocarse a un monitoreo de cianuro mismo.

Clases de cianidos

Cianidos fácilmente liberables: Compuestos que contienen grupo(s) de cianuro y que a un pH de 4 y a temperaturas entre 25 y 100 °C, pueden formar HCN. Dentro de este grupo se puede contar a los cianuros de los metales alcalino-térreos como KCN, así como los complejos de zinc, cadmio y cobre.

Cianuros unidos por complejación: Compuestos que no son fácilmente liberables, pero que a niveles de pH muy bajos (<2) y a altas temperaturas pueden formar HCN, a los cuales se le suman principalmente los complejos metálico-cianuro como el cianuro de cobalto, cianuro de níquel, y cianuro de hierro.

Cianuro total: Es la suma de los cianuros fácilmente liberables y de los cianuros unidos por complejación.

La movilidad de los compuestos del cianuro es:
Cianuros-alcalino-térreos: Muy alta en agua
Complejos de cianuro solubles: Alta
Cianidos complejados e insolubles: Muy baja
Se recomienda siempre en este caso la ejecución de pruebas de lixiviación.

3.7. Metales pesados relevantes

Dentro de los metales pesados (MP) relevantes se encuentran: arsénico, antimonio, plomo, cromo, cadmio, cobalto, cobre, níquel, mercurio, selenio y zinc.

Los metales pesados se definen por tener una densidad superior a 4.5 g/cm^3 . Los “metales medios” son aquellos elementos que presentan propiedades correspondientes a elementos metálicos y no metálicos; ejemplos de compuestos de este grupo son: arsénico, antimonio y selenio.

En el suelo, se encuentran los metales pesados en uno o diferentes “fuentes” del suelo (SHUMANN, 1991):

- Disuelto en la solución (lixiviado) del suelo.
- Ocupando lugares de intercambio iónico de constituyentes inorgánicos del suelo.
- Absorbido específicamente a constituyentes inorgánicos del suelo.
- Asociado a materia orgánica insoluble del suelo.
- Precipitado como sólidos puros o mezclados.
- Presente en la estructura de minerales secundarios.
- Presente en la estructura de minerales primarios.

En situaciones donde los metales han sido introducidos al ambiente por actividades humanas, éstos están asociados a las cinco primeras fuentes. Metales nativos pueden ser asociados a cualquiera de las fuentes dependiendo de la historia geológica del área. Las fracciones acuáticas, y las fracciones en equilibrio con esta fracción, por ej. la fracción de intercambio, son de importancia primordial cuando se considera el potencial de migración de metales asociados a suelos.

Los principales procesos geoquímicos que controlan la presencia de metales pesados “libres” en las soluciones del suelo, se indica en la Ilustración VI-4:

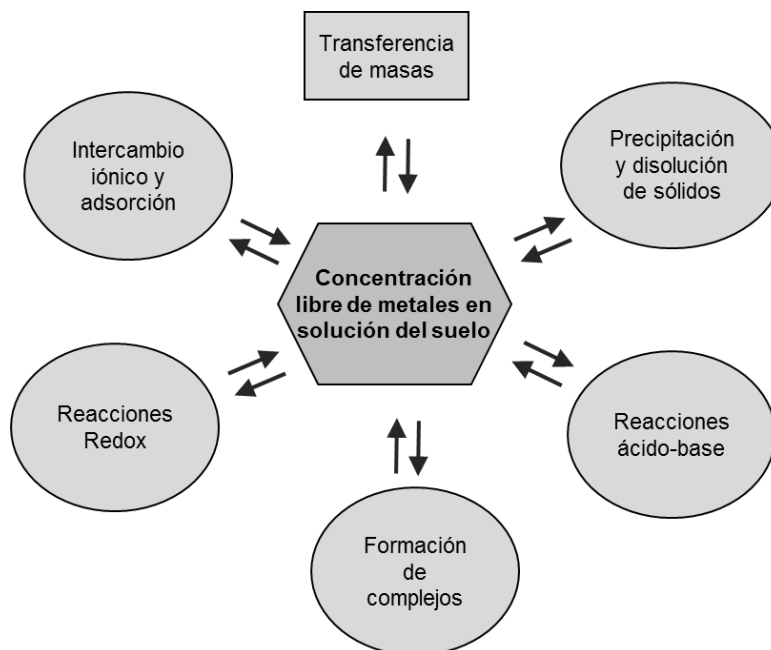


Ilustración VI-4: Principales procesos que controlan la concentración libre de metales en las soluciones del suelo (Mattigod, et. al. 1981, adaptado).

La presente guía brinda información básica sobre el compartimiento de los metales pesados en el ambiente y sus efectos. Para mayor información se recomienda el uso de literatura internacional como de la US EPA (1992b⁴²).

La movilidad y la disponibilidad de los metales pesados en suelos depende de varios factores como:

- la forma de unión química,
- el valor de pH,
- el valor del potencial Redox,
- el contenido de sustancias orgánicas que contienen carbón,
- el contenido de minerales de arcilla del suelo,
- la presencia de agentes acomplejantes o formadores de complejos,
- la temperatura,
- entre otros.

En muchos casos, estos factores son desconocidos o su influencia no es fácilmente predecible o determinable. Por tal motivo, investigaciones y pruebas de lixiviación y extracción son necesarias para una evaluación de su movilidad real.

Tabla N° VI-14: Solubilidad en agua de algunas especies químicas de metales pesados y complejos de distintos metales pesados

Especies química	Solubilidad en agua*
Cloruros a excepción de Hg_2Cl_2 , CuCl	Muy solubles
Nitratos	Muy solubles
Sulfatos a excepción de PbSO_4	Muy solubles
Sulfuros	Poco solubles o no solubles
Hidróxidos	Solubles dependiendo fuertemente del pH
Carbonatos	Insoluble pero por la acción de ácidos se disocian
Cianidas	Solubles dependiendo de la forma de la unión química
Silicatos	Insolubles
Metales pesados anfóteros unidos aniónicamente	
Antimoniatos por ejemplo $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$	Muy solubles
Arseniatos AsO_4^{3-}	La solubilidad depende del catión
Cromatos CrO_4^{2-}	Muy solubles
Selenatos SeO_4^{2-}	Muy solubles
Zincatos $(\text{Zn}(\text{OH})_4)^{2-}$	Muy solubles
Uniones metalo-orgánicas	
Uniones Mercurio-orgánicas como por ejemplo metilo de mercurio	---
Uniones cadmio-orgánicas	---
Uniones plomo-orgánicas como por ejemplo Tetraetilo de plomo	---
*) para condiciones geoquímicas que se presentan comúnmente en las aguas subterráneas	

⁴² <http://www.epa.gov/superfund/remedytech/tsp/download/issue14.pdf>

3.8. Influencia del pH sobre la movilidad de los metales pesados

El pH es un factor clave para la solubilidad y movilidad de los metales pesados en los lixiviados del suelo y en las aguas subterráneas. Sin embargo, otros factores como el potencial redox, la unión química de los metales, la presencia de otros constituyentes químicos, etc. controlan también la solubilidad de los metales en la fase acuosa del suelo (ver ítem 3.7). Por tal motivo, los valores del pH que señala la Tabla N° VI-15, son valores orientativos cuya aplicación está limitada a condiciones geoquímicas que se encuentran comúnmente las aguas subterráneas, considerando una baja salinidad y condiciones redox neutrales.

De manera general, la mayor solubilidad de los metales pesados ocurre a bajos niveles de pH a excepción del selenio. Los metales anfóteros como el cromo o el zinc también son más solubles a mayores niveles de pH. La movilidad de algunos metales pesados se da a partir de ciertos valores de pH. En la Tabla N° VI-15 se muestra la dependencia de la movilidad algunos metales pesados respecto al pH. Particularmente en el caso de mercurio, arsénico y cromo, la movilidad depende del estado de oxidación y de la forma química. Compuestos organometálicos, por ejemplo, tienen una movilidad (y dependencia de la misma del pH) muy distinta a la de las sales inorgánicas.

Tabla N° VI-15: Movilidad de metales pesados de acuerdo al pH (considerando condiciones geoquímicas comúnmente presentes en las aguas subterráneas).

Elemento	pH debajo del cual es comúnmente móvil
Cadmio	< 6.5
Zinc	< 6.0
Níquel	< 5.5
Cromo, Cobre	< 4.5
Plomo, Mercurio (inorgánico)	< 4.0
Arsénico (inorgánico)	<5.0 y >8.0

Para determinar el comportamiento a largo plazo de los distintos metales pesados es necesario aplicar pruebas de lixiviación en dos casos adecuados para la evaluación:

1. En el peor de los casos (worst case), a un nivel de pH determinado, por ejemplo a pH = 4.
2. Aun pH “normal” específico del material para determinar la lixiviación en condiciones lo más cercanas posible a la realidad.

Los señalamientos y el campo de aplicación de los métodos de prueba de lixiviación se indicarán en la sección 3 donde además se dará la descripción de los procedimientos normados y otros no normados.

3.9. Influencia del potencial de redox sobre la movilidad de metales pesados

El potencial redox en agua y suelo influye sobre el nivel de oxidación de los metales pesados y con ello sobre su movilidad y su toxicidad, como es el caso del cromo (III) y del cromo (IV).

La movilidad de los compuestos puede elevarse o reducirse por un cambio del potencial redox. Por tal motivo no pueden hacerse afirmaciones generales acerca de la movilidad de todos los metales pesados durante un cambio de potencial de Redox en uno u otro sentido, para ello se tiene que tomar en cuenta su estado y composición.

Los óxidos de metales pesados bajo condiciones oxidantes son estables y poco móviles, durante un cambio en el potencial redox, a condiciones reductoras se disuelven y los MP se vuelven móviles

Los sulfatos de metales pesados, bajo condiciones reductoras son sulfitos, los cuales por regla general son insolubles y por lo tanto muy poco móviles.

En un pozo de muestreo de aguas subterráneas se puede determinar el potencial redox por medio de sondas sumergibles. El potencial redox y el valor del pH son buenos indicadores sobre las condiciones oxidantes o reductoras en el agua. La capacidad de Redox de un sistema está dada por el valor de rH; su cálculo se realiza con la siguiente ecuación:

$$rH = \frac{2 * Eh}{59.16 \text{ mV}} + 2 \text{ pH}$$

Donde:

rH: Logaritmo base 10 negativo de la presión parcial de hidrógeno

Eh: Valor medido del potencial redox (mV)

pH: Valor del pH de la muestra de agua

Condiciones de las muestras de agua de acuerdo al potencial redox:

rH de 0 a 17	Condiciones reductoras (anaeróbico)
rH de 17 a 25	Condiciones indiferentes (presencia de procesos anaeróbicos y aeróbicos simultáneos)
rH de 25 a 42	Condiciones oxidantes (aeróbico)

En suelos, la medición del potencial redox es más complicada y son necesarios dos electrodos: uno de platino y uno de comparación.

3.10. Diagramas Eh-pH

Los diagramas Eh-pH pueden ser utilizados para determinar la forma química predominante de un metal pesado en una solución acuosa, como son los lixiviados del suelo o las aguas subterráneas, en función del potencial Redox (Eh) y el pH.

Un diagrama Eh - pH, o diagrama de Pourbaix (por el nombre de Marcel Pourbaix, químico ruso que lo creó), muestra data de un equilibrio estable en las fases de un sistema electroquímico acuoso e indica los estados de oxidación y uniones químicos de una sustancia en un rango determinado del potencial Redox (Eh) y el pH. Los límites de iones predominantes son representados por líneas.

El eje vertical del diagrama se denomina Eh para el potencial de voltaje con respecto al electrodo estándar de hidrógeno (SHE), calculado por la ecuación de Nernst.

Para la reacción: $a \cdot A + b \cdot B \rightarrow c \cdot C + d \cdot D$, se calcula el Eh de la siguiente manera:

$$Eh = E^0 - \frac{0.0592}{n} \log \frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b}$$

Dónde:

- Eh: Potencial de voltaje con respecto al electrodo estándar de hidrógeno.
- E^0 : Potencial en condiciones estándar (los potenciales se encuentran tabulados para diferentes reacciones de reducción).
- n: Cantidad de mol de electrones que participan en la reacción.
- A-D: Concentraciones molares de los reactantes y productos
- a-d: Cantidad de moles de cada sustancia implicada en la reacción (coeficientes estequiométricos).

El eje horizontal es la etiqueta de pH para el registro de función de la concentración de iones del hidrógeno.

$$pH = -\log[H^+]$$

La Ilustración VI-5 muestra como ejemplo un diagrama Eh-pH para cromo. Los datos del diagrama se basan en parámetros que representan condiciones típicas en cuerpos de agua. Sin embargo, se debe considerar que la concentración, la presión, la temperatura, la presencia o ausencia de otros iones acuáticos cambiarán las líneas de equilibrio y pueden afectar en consecuencia la especie de cromo que existe. Además se debe tener en cuenta que el diagrama señala solamente las especies que son dominantes para las determinadas condiciones de Eh-pH, pero pueden existir a la vez otras especies en menor cantidad.

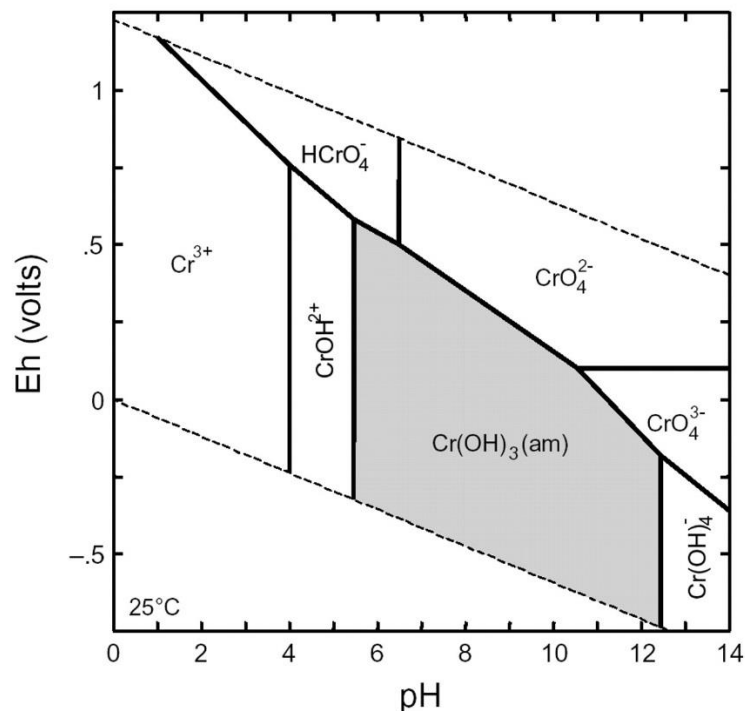


Ilustración VI-5: Diagrama Eh-pH que muestra la predominancia de especies de cromo (Cr) en agua a 25 °C y para una concentración total de Cr de 1 µM.

¿Cómo se lee un diagrama Eh-pH?

- Líneas verticales separan especies que están en un equilibrio de ácido-base
- Líneas no verticales separan especies relacionados por equilibrio de redox.
 - Líneas horizontales separan especies en equilibrio de redox sin involucrar iones de hidrogeno o hidróxido.
 - Fronteras diagonales separan especies en equilibrio de redox donde están iones de hidrogeno o hidróxido.
- Líneas discontinuas delimitan la región de estabilidad del agua. Fuera de este campo el agua se oxida a oxígeno (O₂) o se reduce a hidrógeno (H₂).

¿Qué se puede aprender del diagrama Eh-pH para cromo?

- Cualquier punto en el diagrama muestra la forma más estable (y teóricamente más abundante) del cromo para esta condición específica del potencial redox y pH.
- Agentes fuertemente oxidantes y condiciones oxidantes se encuentran en la parte superior del diagrama.
- Agentes fuertemente reductoras y condiciones reductoras se encuentran en la parte inferior del diagrama.
- Una especie que se encuentra de la parte inferior a superior del diagrama para un pH determinado (por ej. Cr³⁺), no tiene propiedades oxidantes ni reductoras a este pH.
- Cr(III) es estable en un gran rango de Eh-pH y las especies dominantes son, dependiendo del pH, Cr³⁺, CrOH²⁺, Cr(OH)₃, Cr(OH)₄⁻.
- Cromo hexavalente, Cr(VI), es dominante bajo condiciones oxidantes; para un pH menor de 6.5 predomina el ión HCrO₄⁻, mientras que para pH más altos domina CrO₄²⁻.
- El campo gris del diagrama muestra condiciones del EH- pH donde el cromo no se encuentra en solución, sino la forma en equilibrio es el mineral sólido Cr(OH)₃.

3.11. Adsorción de metales pesados en minerales de arcilla y óxidos

Generalmente, en las partículas de arcilla ocurre una adsorción débil y no específica, mientras que en superficies hidroxiladas como los oxi-hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio, ocurre una adsorción específica fuerte.

La capacidad de adsorción de metales pesados en arcillas se da siguiente orden:
(1) Plomo > (2) Cobre > (3) Zinc > (3) Níquel > (4) Cadmio

3.12. Influencia de los formadores de complejos

Los formadores de complejos en suelos pueden ser las sustancias húmicas (como el ácido húmico y fúlvico) y los aniones como los fosfatos y cloratos y complejos de cloro con cadmio.

Los complejos “humus-metal pesado” pueden ser móviles o inmóviles según la solubilidad de las sustancias húmicas que intervienen en la complejación. Los formadores de complejos son solubles *per se*. Los compuestos de metales pesados ya precipitados, los cuales son insolubles, pueden volverse solubles dependiendo de las condiciones del sitio.

3.13. Especies químicas de metales pesados comunes

Antimonio (Sb): en la mayoría de los casos se encuentra en suelos como compuesto trivalentes (3) o pentavalentes (5). Los compuestos de Sb en especial las especies de Sb(III) pueden ser tan venenosos como los compuestos de arsénico y por su composición están emparentados con ellas. No obstante, este tipo de compuestos de Sb se encuentra en menor medida respecto a los compuestos de arsénico, por lo tanto los envenenamientos por Sb son muy raros. Esto también se debe a que las sales de antimonio se transportan con mayor dificultad en el sistema digestivo (estómago e intestino) de los organismos que las sales de arsénico.

Arsénico (As): se encuentra en la mayoría de los casos como arseniatos pentavalente (V). La forma trivalente es más tóxica y más móvil que la especie pentavalente. Debido a la fácil transición de la forma penta- a la forma trivalente o viceversa, la determinación analítica de la forma o especie no es razonable. Los compuestos de arsénico metilados son menos tóxicos que los compuestos inorgánicos.

Plomo (Pb): en la mayoría de los casos está en forma de compuestos bivalentes. El plomo metálico en suelos se convierte en hidroxí-carbonato de plomo y en sulfato de plomo. El plomo tiene una mayor capacidad para ser absorbido en sustancias húmicas o adsorbidos sobre óxidos de manganeso y hierro que otros metales pesados. Estos compuestos de plomo tienen muy baja disponibilidad para las plantas. La solubilidad del hidroxí-carbonato de plomo y del sulfato de plomo es mínima entre pH entre 6.5 y 8.5, pero aumenta cuando los valores de pH están por debajo de 4.

Cadmio (Cd): en la mayoría de los casos esta en forma divalente. El cadmio en los suelos es relativamente móvil y es fácilmente biodisponible. Su solubilidad en agua aumenta conforme el pH disminuye. El cadmio puede ser deadsorbido de las partículas de mineral de arcilla o húmicas a través del desalojo competitivo por iones de metales alcalinos y alcalino-térreos.

Por tal motivo, la aplicación de un fertilizante que contenga distintas sales solubles como las de potasio (K) o de sal (NaCl), incrementa la movilidad del Cd.

Cromo (Cr): se encuentra en el suelo como un catión trivalente Cr(III) o en forma aniónica como cromato o dicromato Cr(VI). Bajo condiciones reductoras el Cr(VI) se convierte en Cr(III) y bajo condiciones oxidantes es estable. El Cr(VI) es mucho más soluble que el cromo (III) y por ello en el suelo es mucho más móvil. El Cr(VI) es además más tóxico y es considerado como un cancerígeno por inhalación. El cromo es un elemento esencial, sin embargo durante el análisis de muestras de aguas y suelos es necesario la realización de análisis específicos de Cr(VI).

Cobalto (Co): metal pesado que yace en mayoría de los casos como compuesto divalente. Conforme disminuye el pH del medio aumenta su solubilidad y su disponibilidad. La toxicidad para seres humanos es relativamente baja.

Cobre (Cu): en el suelo se encuentra en forma divalente y muy rara vez se encuentra como sal de cobre monovalente. La solubilidad y la disponibilidad para plantas es relativamente baja; sin embargo, al aumentar cuando el pH disminuye por debajo de 5. El cobre puede formar complejos estables, pero es tóxico en primera instancia para las bacterias, plantas, peces y rumiantes. También se ha registrado alta toxicidad para niños muy pequeños, pero para adultos su toxicidad es relativamente baja; por esta razón en Alemania no se impusieron niveles de prueba para este elemento.

Níquel (Ni): se encuentra en el suelo como compuesto divalente. El níquel que es emitido al suelo puede ser inmovilizado en las partículas de mineral de arcilla o en los óxidos del suelo. Sin embargo, la movilidad ocurre cuando el pH del suelo cae por debajo de 5.5 o por la acción de formadores de complejos orgánicos. En el suelo el níquel es relativamente móvil.

Mercurio (Hg): el mercurio puede presentarse en suelos de manera elemental que tiene una muy baja solubilidad. También aparece en su forma iónica mono o divalente o puede aparecer en menor medida como compuesto orgánico-metálico, como por ejemplo el metilmercurio mercurio. La tasa de transformación del mercurio elemental y inorgánico a un compuesto organometálico de mercurio depende de las condiciones ambientales. Mientras en climas áridos típicamente es muy baja, en acuíferos o suelos húmedos es catalizado por actividad microbiológica y puede alcanzar niveles críticos. La toxicidad del mercurio elemental es menor que las formas de mercurio inorgánico (sales). Las formas o compuestos orgánico-mercurio generalmente son las más tóxicas y aún más peligrosas que las formas inorgánicas solubles. Si existen indicios de que compuestos de mercurio orgánicos han sido liberados en suelos o en cuerpos de aguas, se recomienda realizar análisis detallados para determinar su concentración. Mientras la Dosis de Referencia para sustancias inorgánicas de mercurio es 0.6 µg/kg/día (OMS 2011) para rutas de exposición oral e inhalación, en presencia de compuestos órgano-mercurio esta dosis fue definida por la OMS en 0.23 µg/kg/día. Esta dosis más baja indica que la toxicidad de compuestos como dimetil mercurio, el compuesto órgano mercurio más común, es unos 2.6 veces más tóxico que los compuestos más tóxicos inorgánicos de mercurio.

Selenio (Se): en suelos bien aireados el selenio se encuentra en sus formas tetra o hexavalentes, bajo condiciones reductoras en forma divalente o como selenio elemental. La movilidad de selenio y sus compuestos es dependiente en gran medida de la forma o especie química presente y del valor de pH. Al contrario a lo que ocurre en la mayoría de los otros metales, la

solubilidad del selenio aumenta a niveles de pH por arriba de 5. Se ha registrado una toxicidad elevada para selenio y sus compuestos.

Zinc (Zn): se encuentra en el suelo como ión divalente. Su solubilidad aumenta cuando el valor de pH disminuye por debajo de 6. Debido a sus características anfóteras su solubilidad también aumenta a altos valores de pH. En suelos es relativamente móvil. A pesar de que el Zn es un elemento esencial, en cantidades elevadas puede ejercer una toxicidad baja para animales y humanos, mientras que para plantas se ha registrado como tóxico (fitotóxico). A pesar de lo anterior, en Alemania no fueron impuestos niveles de prueba.

4. Evaluación de la capacidad de retención y degradación del suelo

En relación a la capacidad de protección de la zona no saturada del suelo se señalan algunos aspectos:

1. En la franja del subsuelo no saturada actúan procesos de retención de contaminantes como son la absorción, la adsorción y la filtración,
2. La franja no saturada del subsuelo influye en el tiempo de estancia de la infiltración de agua en el suelo debido a su permeabilidad y espesor,
3. La tasa de infiltración puede ser reducida por algún tipo de sellado de la superficie y por la vegetación existente en el sitio,
4. Las poblaciones autóctonas de microorganismos de los suelos, ejercen una degradación sobre los contaminantes cuando existen condiciones favorables,
5. Debido a que en la franja no saturada del subsuelo los métodos de simulación de los procesos de retención y degradación de contaminantes no están lo suficientemente desarrollados, pueden aplicarse métodos de aproximación sencillos, y
6. Las condiciones reales del suelo se simplifican en este método de evaluación.

Existen distintas alternativas que permiten una evaluación de la función de protección de la franja del subsuelo no saturada. Durante la evaluación se deberá elegir el caso que se asemeje más al caso específico a evaluar. Los parámetros de evaluación son:

- El espesor de la franja del subsuelo no saturada,
- El sellado o cubierta superficial,
- La permeabilidad del suelo y subsuelo, y
- La biodegradación de los contaminantes.

Los primeros tres parámetros influyen sobre el tiempo de estancia del agua de infiltración en la franja superior al acuífero, entre mayor sea el tiempo de permanencia, los procesos de biodegradación, adsorción y absorción serán, mayores y por lo tanto se disminuirá la emisión de contaminantes en el agua subterránea. La biodegradación microbiana juega un papel secundario sobre los parámetros señalados.

Las propiedades físico-químicas de los contaminantes como por ejemplo la solubilidad en agua, la capacidad adsorptiva, la viscosidad, así como su biodisponibilidad y biodegradación, tienen un gran significado para la evaluación de la capacidad de retención y degradación de esta franja del subsuelo. Debido a que ya fueron tratadas en la primera sección no serán tratadas en esta sección.

El espesor de la franja de suelos no contaminada por encima del agua subterránea tiene una gran influencia sobre el tiempo de estancia de los contaminantes en la franja no saturada del suelo. Como franja de suelo no saturada se entiende como la distancia entre el punto más bajo de la pluma de contaminantes y el nivel de agua del manto freático. La franja no saturada del subsuelo no tiene ninguna función de protección cuando la pluma contaminante alcanza completamente al agua subterránea o cuando la alcanza en ciertas temporadas del año.

Un suelo es muy permeable cuando su coeficiente de permeabilidad (K_f) es mayor que 10^{-3} m/s. El coeficiente de permeabilidad (K_f) es aplicable solo para la zona saturada del suelo, mientras que para la zona no saturada del suelo se utilizan los valores (K_u), los cuales describen la permeabilidad del suelo cuando coexisten la fase sólida, la fase gaseosa y la fase líquida. Los

valores K_u dependen entonces del contenido de agua en esa zona del suelo y del valor de K_f . En la Tabla N° VI-16 se indica el intervalo del coeficiente de permeabilidad de los tipos de suelo.

Tabla N° VI-16: Permeabilidad de distintos tipos de suelos.

Textura				Intervalo del coeficiente de permeabilidad (K_f)
Grava				10^{-1} bis 10^{-2} m/s
Arena gruesa				10^{-2} bis 10^{-3} m/s
Arena media				10^{-3} bis 10^{-4} m/s
Arena fina				10^{-4} bis 10^{-5} m/s
Arena limosa – Migajón arenosos				10^{-5} bis 10^{-7} m/s
Migajón arcilloso	Arena arcillosa	Arcilla arenosa	Migajón arcilloso	10^{-6} bis 10^{-9} m/s

El espesor de la franja del suelo (EP) no contaminado por debajo de la pluma de contaminantes hasta el nivel del manto freático:
 Reducida cuando $EP \leq 2$ m
 Media cuando $2 \text{ m} \leq EP \leq 10 \text{ m}$
 Grande cuando $EP \geq 10 \text{ m}$

Considerando que la permeabilidad del suelo sea de media a baja y que el espesor de la franja (EP) sea reducido, la capacidad de retención y biodegradación pueden ser consideradas como despreciables. Cuando se han realizado pruebas de lixiviación y los valores de las concentraciones de contaminantes en los lixiviados se hayan determinado, estos en principio se pueden comparar con los valores señalados en la Tabla N°VI-21. Es recomendable considerar en la evaluación, que la concentración de contaminantes en los lixiviados depende del método de lixiviación elegido y de las condiciones de prueba.

4.1. Tasa de infiltración

Entre más pequeña sea la tasa de infiltración, las aguas infiltradas en la franja no contaminadas permanecerán más tiempo en la zona no saturada del suelo (EP). En este caso, los procesos de sorción y biodegradación actuarán con más tiempo; por lo tanto, la emisión de los contaminantes en un acuífero será menor.

Los recubrimientos como las losas de concreto o capas de asfalto implican tasas de infiltración menores. La función de protección se limita cuando el recubrimiento es defectuoso o está dañado o cuando hay un flujo lateral de agua. El recubrimiento en gran medida no dañado garantiza su efectividad aislante suponiendo una tasa de infiltración muy reducida.

Los recubrimientos artificiales solo ofrecen una protección limitada contra contaminantes volátiles como los HHV's y BTEX, ya que éstos pueden penetrar las barreras por micro fracturas. Se dispersan también como vapores o gases y por lo tanto la migración ocurre también sin infiltración.

Los empedrados son otro tipo de recubrimientos infiltrables de suelos que como la capa vegetal, ejerce también una disminución de la tasa de infiltración. Estas coberturas ofrecen solo una protección menor que los recubrimientos arriba mencionados.

Cuando el recubrimiento no está dañado en mayor medida, su funcionalidad y durabilidad en el futuro están aseguradas y al mismo tiempo el espesor de la franja no contaminada en la zona no saturada del suelo es de media a mayor, entonces la función de protección de la franja del suelo (EP) por regla general es grande.

Cuando se trate de contaminantes volátiles, aun cuando esté presente un recubrimiento del suelo y la franja del suelo (EP) sea media o grande, se recomienda considerar la posibilidad de que ocurrirá una emisión de contaminantes a un acuífero.

4.2. Determinación de la tasa de infiltración

Existen varios métodos para determinar de manera aproximada la tasa de formación de agua subterránea o tasa de infiltración bajo otras condiciones. La elección del método de evaluación de la tasa de infiltración depende de las condiciones hidrogeológicas del sitio.

Un ejemplo es el método propuesto por Renger y Wessolek (1990) para la evaluación de la recarga anual de acuíferos o la formación de agua subterránea en un periodo determinado, donde indica los parámetros y las ecuaciones que son utilizadas en la evaluación de la tasa de infiltración. Estas ecuaciones son válidas cuando la inclinación del terreno es menor a 3.5 %.

La aplicación de estas ecuaciones representa solo un ejemplo, otros métodos similares pueden ser utilizados para determinar la tasa de infiltración.

Campos de cultivo (coeficiente de correlación $R = 0.84$)

$$GWN_j = 0.92 * N_w + 0.61 * N_s - 153 * \log(W_{pfl}) - 0.12 * ET_H + 109$$

Campos no cultivados (coeficiente de correlación $R = 0.95$)

$$GWN_j = 0.90 * N_w + 0.52 * N_s - 286 * \log(W_{pfl}) - 0.10 * ET_H + 330$$

Para bosques de pinos (coeficiente de correlación $R = 0.92$)

$$GWN_j = 0.71 * N_w + 0.67 * N_s - 166 * \log(W_{pfl}) - 0.19 * ET_H + 127$$

Donde:

GWN_j :	Tasa anual de formación de agua subterránea o tasa de recarga (mm)
N_w :	Precipitación media en la temporada seca
N_s :	Precipitación media en la temporada de lluvias (mm)
W_{pfl} :	Agua en el suelo disponible para las plantas (mm)
ET_H :	Evaporación anual potencial según Haude (mm)

Los promedios semestrales de la precipitación pluvial según la temporada, pueden ser calculados a partir de los promedios mensuales. El agua del suelo disponible para las plantas (W_{pfi}) se puede calcular utilizando las siguientes ecuaciones:

$$W_{pfi} = nFKW_e + KA$$

También se puede calcular a partir de la capacidad del campo efectiva y utilizable del espacio poroso de las raíces en la franja del suelo superficial en mm ($nFKW_e$) y la elevación capilar de agua en suelos en mm (KA). La capacidad de campo efectiva es utilizable del espacio poroso de raíces ($nFKW_e$) se puede calcular a partir de la adición de la capacidad de campo utilizable de cada horizonte:

$$nFKW_e = \sum_{i=0}^{i=We} nFK_i$$

Donde:

- nFK: Capacidad de campo utilizable del espacio poroso de raíces efectivo en (mm/dm) del espesor de una capa, para cada tipo de suelo
We: profundidad efectiva de enraizamientos en dependencia del tipo de suelos en (dm)

El ascenso capilar medio (KA) se calcula siguiendo la siguiente ecuación

$$KA = KR * t_a$$

Donde:

- KR: Tasa de ascensión capilar (mm/d)
T_a: Tiempo medio de la ascensión capilar (d)

A partir de la tasa de infiltración (GWN) y si existe un balance de agua positivo, se puede calcular la posible carga de contaminantes que son emitidos de una pluma de contaminantes a un cuerpo de agua subterráneo, es decir si existe una infiltración de agua:

$$E_{SW} = GWN * F * C_{CL}$$

Donde:

- GWN: Tasa anual de formación de agua subterránea o tasa de recarga en (mm/a) o (m^3/m^2*a) o (Litros/sec * Km^2)
E_{SW}: Carga emitida de una pluma de contaminantes a un cuerpo de agua subterránea (Kg/a)
C_{CL}: Concentración de los contaminantes en los lixiviados en el sitio de evaluación (Kg/m^3)
F: Superficie de la pluma de contaminantes o del sitio contaminado (m^2)

Para la evaluación de las emisiones de una pluma de contaminantes que ya ha alcanzado la zona saturada del suelo, se tiene que evaluar el área transversal a partir de la cual, por dilución o desplazamiento, los contaminantes son dispersados:

$$E_{GW} = K_f * i * F * (C_{CLS} - C_{CLE})$$

Donde:

- K_f: Coeficiente de permeabilidad (m/s)
- I: Gradiente hidráulico
- E_{GW}: Carga emitida de una pluma de contaminantes en el acuífero al cuerpo de agua subterránea (Kg/a)
- C_{CLS}: Concentración de los contaminantes en los lixiviados o aguas en el sitio de evaluación (Kg/m³) de salida
- C_{CLE}: Concentración de los contaminantes en el agua de la entrada al sitio de evaluación (agua arriba) (Kg/m³)
- F: Superficie de la pluma de contaminantes o del sitio contaminado (m²)

Debido a las unidades de la ecuación resultan en Kg/s las unidades deben transformarse unidades a Kg/a con un factor (1 a/ 31536000 sec = 3.17098 e-8).

A esta carga de contaminantes puede adicionarse la carga de contaminantes provenientes de la zona no saturada, la cual es producida por la infiltración de lluvias. Para esto, se tiene que tomar en cuenta si la contaminación abarca ambas zonas del subsuelo.

Además de la determinación de la carga de contaminantes emitidos o dispersados a través del agua, se requiere evaluar aunque de manera básica, la duración o el transcurso de la emisión de contaminantes en los cuerpos de agua subterráneos. Esto es importante para la evaluación de las medidas de remediación y no se puede descartar de ninguna manera, sobre todo para los casos en los cuales aún no se ha presentado un daño a los cuerpos de agua subterráneos debido a las condiciones geohidrológicas, a pesar de que el sitio contaminado tenga mucho tiempo.

Para la evaluación del transcurso de la emisión de contaminantes orgánicos lipofílicos se puede asumir que después de ocurrido el daño se establece un equilibrio químico entre la carga de contaminante emitidos al suelo y la carga de contaminante emitidos a los lixiviados. Debido a la solubilidad limitada de la mayoría de estos contaminantes, se asumirá que éstos no se agotarán en un tiempo razonable y mientras las condiciones del suelo no se modifiquen.

Para metales pesados el transcurso de la emisión de contaminantes puede evaluarse de otra manera. El tiempo de elusión o de lixiviación depende principalmente del valor de pH mínimo que se establezca en el sitio durante el periodo de evaluación, y del tipo de metal. La fracción móvil de la concentración total de los metales se puede calcular bajo la suposición de que la concentración de la fuente permanece estable:

$$T_{MP} = \frac{F_{movil}}{GWN * C_{CL}}$$

Donde;

- T_{MP}: Tiempo de elusión (años o d)
- GWN: Tasa anual de formación de agua subterránea o tasa de recarga en (mm/a) o (L/a) o (m³/m²*a) o (L/sec * Km²)
- F_{móvil}: Fracción móvil de los contaminantes (mg)
- C_{CL}: Concentración de los contaminantes en los lixiviados en el sitio de evaluación (Kg/m³)

4.3. Permeabilidad del suelo y subsuelo

Entre más permeable es el suelo y el subsuelo, más pequeño es el tiempo de estancia del agua de infiltración en el suelo; por lo tanto, el tiempo de los procesos de sorción y biodegradación en la franja del suelo será menor.

Los suelos plásticos adherentes con permeabilidades muy bajas muestran un alto contenido de limo y arcilla y un alto porcentaje de poros finos. Estos suelos pueden absorber relativamente bien los contaminantes y de esta manera retrasan en buena medida la emisión de contaminantes en los acuíferos. El retardo por regla general es proporcional al contenido de arcilla y al espesor de la franja del subsuelo.

En la superficie un estrato de espesor reducido, de hasta 3 m, con capas arcillosas sobre un estrato con buena capacidad de drenaje y libre de aguas subterráneas pueden mostrar este estrato de arcillas grietas de sequedad, de tal manera que estos estratos mostraran una conductividad de aguas semejante a un subsuelo rocoso de alta conductividad. La permeabilidad de estos estratos debe considerarse como alta.

Cuando estos estratos o capas arcillosas, llamados lentes de arcilla, tienen una extensión lateral reducida, entonces su capacidad como capas de retención es menor.

Para la evaluación de la permeabilidad de la franja del suelo son determinantes en primer lugar las capas de arcilla y limo poco permeables. La permeabilidad puede ser considerada como pequeña, cuando en el suelo y subsuelo estén presentes capas de arcilla o capas limo-arcillosas con suficiente espesor y extensión. Puede considerarse permeabilidad media, cuando en el suelo y subsuelo se presentan mayoritariamente capas limosas o cuando se presentan dos capas arcillosas que muestran “huecos” o “ventanas”. La permeabilidad se considera alta, cuando en el suelo y subsuelo no se presentan capas de arcilla o cuando se presentan “lentes de arcilla” de extensión lateral reducida, o cuando la mayoría de las capas consistan de materiales permeables, como por ejemplo suelo con arena gruesa, grava o suelo rocoso con muchas grietas.

De manera particular cuando coexisten capas de arcillas y limos junto con capas interdigitadas de arenas, es posible un flujo diferenciado a través de estas capas. En una situación en la cual se intercalen lentes de arenas, limos y arcillas y además entre éstas se interdigiten capas de arenas, es posible que coexistan capas de flujo preferencial con permeabilidad alta con capas sin flujo con baja permeabilidad, lo cual hace la evaluación muy compleja.

También es necesario considerar en la evaluación, la presencia de capas de sedimentos lacustre con paleo-raíces, lo cual puede conducir a la formación de canales tubulares a través de capas de sedimentos arcillosos.

En la determinación de la permeabilidad de las distintas capas del suelo, no solo debe considerarse las interpretaciones de los perfiles y texturas, también deben considerarse los resultados de las pruebas de campo y de laboratorio. La prueba de laboratorio, más aceptada, que se realiza para determinar la textura del suelo es la determinación granulométrica de las distintas fracciones del suelo.

Procedimientos aceptables son por ejemplo los estándares

- NTP 339.134,
- ASTM D422 - 63(2007),
- ISO 2591-1:1988,
- ISO 9276-2:2014
- o métodos equivalentes.

Para suelos con una buena permeabilidad, la biodegradación en la zona no saturada del suelo es reducida debido a que ahí el tiempo de permanencia del agua es muy pequeño. Sin embargo, típicamente existe una reducción gradual de compuestos volátiles causados por una migración de los vapores hacia el superficie. Esta migración puede causar serios problemas de contaminación atmosférica dentro de viviendas donde las concentraciones de vapores pueden concentrarse. Este fenómeno que debe ser incluido en el modelo conceptual del sitio y en la evaluación de riesgos para la salud humana es conocido con el término “intrusión de vapores”.

Es importante que la interpretación de la textura se realice con una clasificación reconocida internacionalmente, adecuada y aplicable para determinar las propiedades mecánicas del suelo con respecto a la remediación. En las siguientes ilustraciones se muestran ejemplos de clasificación.

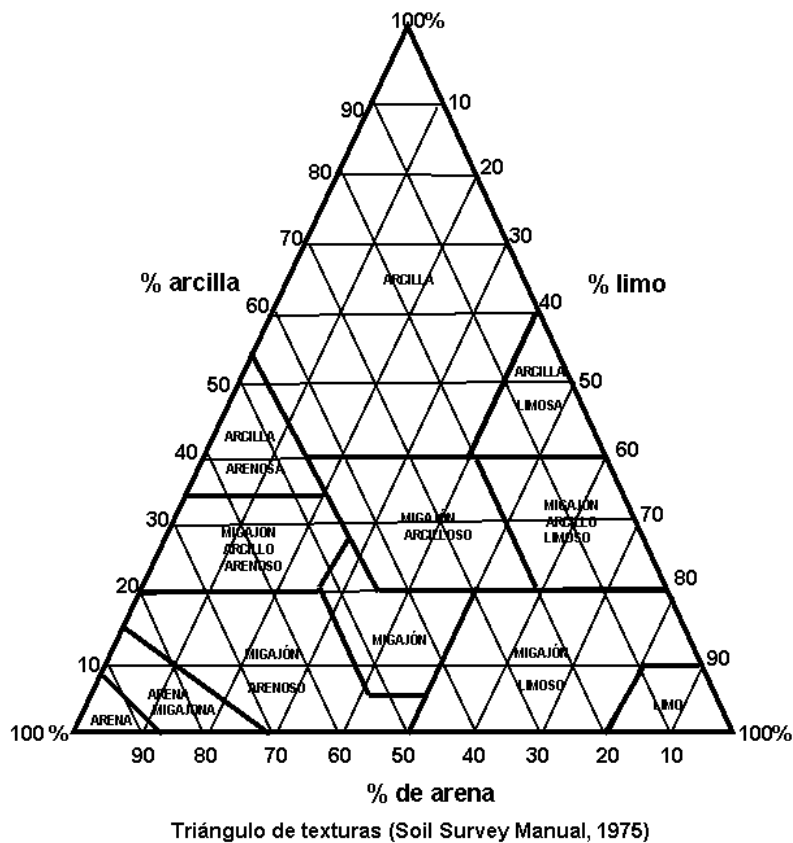


Ilustración VI-6: Triángulo de clasificación por contenido de arena, limo y arcilla

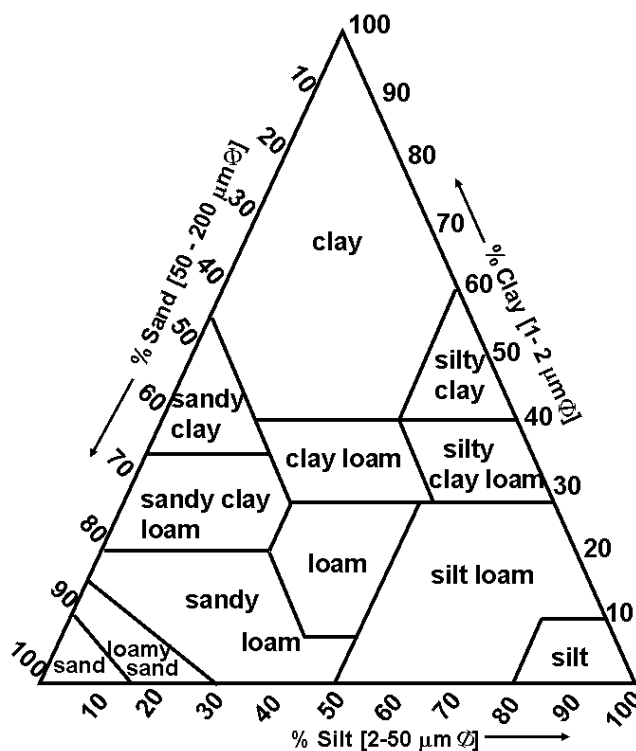


Ilustración VI-7: Triángulo de clasificación por contenido de arena (sand), limo (silt) y arcilla (clay), migajón (loam)

Debe tenerse cuidado utilizando estándares europeos por diferencias en el uso de la terminología y clasificación de suelos. Las diferencias entre la clasificación europea y la peruana se muestran en la Tabla N° VI-17 donde se muestran las diferencias de rango de las distintas fracciones finas del suelo. La traducción de los términos es importante para la interpretación de los datos.

Tabla N° VI-17: Límites de las fracciones finas del suelo (diámetro en micrómetros).

Clasificación Europea de las fracciones finas del suelo								
Arena			Limo			Arcilla		
Gruesa	Media	Fina	Gruesa	Media	Fina	Gruesa	Media	Fina
2000-630	630-200	200-63	63-20	20-6.3	6.3-2	2-0.63	0.63-0.2	>0.2
Clasificación de la Norma Técnica Peruana NTP 339.134								
Arena			Limo		Arcilla			
Gruesa	Media	Fina						
4750 – 2000	2000- 425	425 – 75	< 75 (no plástico)		< 75 (plástico)			

4.4. Biodegradación natural de sustancias orgánicas

Algunos contaminantes orgánicos pueden ser degradados por microorganismos mientras se presenten en el suelo las condiciones favorables. La velocidad de degradación (tasa de degradación) generalmente es reducida. Si en un caso en particular no se han realizado investigaciones o pruebas acerca de la capacidad de biodegradación o de la actividad microbiana, solo se podrá considerar en el caso de hidrocarburos de petróleo alguna biodegradación considerable, siempre y cuando las condiciones del suelo sean favorables.

En los casos de un espesor reducido de la franja de suelo o para suelos con una muy buena permeabilidad, la capacidad de biodegradación será despreciable. El tiempo de estancia de infiltrados contaminados es relativamente pequeño, de tal manera que en la zona no saturada del suelo no ocurrirá ninguna biodegradación de consideración.

Se puede considerar como buena biodegradación la de contaminantes orgánicos, en especial para los hidrocarburos con cadenas de carbón de C4 a C17, es decir para las fracciones no aromáticas de gasolinas así como fracciones volátiles de diesel y combustóleos. También los fenoles no clorados (halogenados) por regla general son biodegradables.

En comparación a los BTEXN (BTEX más naftalina), los hidrocarburos de cadenas largas presentan una biodegradación reducida, la cual es poco significativo en la mayoría de los casos. La biodegradación de compuestos como HHV, HPA, BPC, benceno hexaclorado, DDT o PCP es muy lenta o casi nulo.

4.5. Descripción de escenarios de movilidad

La función de protección de la zona insaturada del suelo es reducida cuando:

- Escenario 1** el espesor de la franja del suelo (EP) es menor y cuando la superficie del sitio no está recubierta.
- Escenario 2** el espesor de la franja del suelo (EP) es medio, la superficie no está recubierta y la permeabilidad del suelo y del subsuelo es alta.
- Escenario 3** el espesor de la franja del suelo (EP) es medio, la permeabilidad del suelo y del subsuelo es media y la biodegradación de los contaminantes es baja.
- Escenario 4** el espesor de la franja del suelo (EP) es alto, la superficie no está recubierta, no tiene cubierta vegetal y la permeabilidad del suelo y del subsuelo es alta.

La función de protección de la zona insaturada del suelo es alta cuando:

- Escenario 5** el espesor de la franja del suelo (EP) es grande, la superficie está recubierta y la permeabilidad del suelo y del subsuelo es baja.
- Escenario 6** el espesor de la franja del suelo (EP) es grande, la superficie no está recubierta, la permeabilidad del suelo y del subsuelo es media y la biodegradación de los contaminantes es buena.

Tabla N° VI-18: Escenarios de evaluación de la función de protección de la zona no saturada del suelo en dependencia de las características del sitio después de la caracterización

Escenario	Espesor de la franja del suelo (EP)	Recubrimiento de superficie	Permeabilidad del suelo y subsuelo	Degradación biológica	Función de protección de la zona no saturada del subsuelo
1	< 10m	Sin R	(-)	(-)	Reducida
2	< 10m	Empedrado /plantas	(-)	(-)	Reducida
3	< 10m	Con R	Alta/ Mediana	(-)	Reducida
4	< 10m	Con R	Reducida	(-)	Media
5	10 m < EP <20m	Sin R	Alta	(-)	Reducida
6	10 m < EP <20m	Sin R	Media	Reducida	Reducida
7	10 m < EP <20m	Sin R	Media	Buena	Media
8	10 m < EP <20m	Sin R	Reducida	(-)	Media
9	10 m < EP <20m	Empedrado /plantas	Alta	(-)	Reducida
10	10 m < EP <20m	Empedrado /plantas	Media / Reducida	Reducida	Media
11	10 m < EP <20m	Empedrado /plantas	Media / Reducida	Buena	Alta
12	10 m < EP <20m	Con R	Alta	(-)	Media

Escenario	Espesor de la franja del suelo (EP)	Recubrimiento de superficie	Permeabilidad del suelo y subsuelo	Degradación biológica	Función de protección de la zona no saturada del subsuelo
13	10 m < EP < 20m	Con R	Media / Reducida	(-)	Alta
14	EP > 20m	Sin R	Alta	(-)	Reducida
15	EP > 20m	Sin R	Media / Reducida	Reducida	Media
16	EP > 20m	Sin R	Media / Reducida	Buena	Alta
17	EP > 20m	Empedrado / plantas	Alta	(-)	Media
18	EP > 20m	Empedrado / plantas	Media / Reducida	(-)	Alta
19	EP > 20m	Con R	Alta	(-)	Media
20	EP > 20m	Con R	Media / Reducida	(-)	Alta

(-) No existe o es muy reducida

R: Recubrimiento

EP: Espesor de la capa del suelo

Tabla N° VI-19: Escenarios de evaluación de la función de protección de la zona no saturada del suelo en dependencia de las características del sitio, después de la caracterización, en la cercanía de cuerpos de agua o en franjas costeras

Escenario	Espesor de la franja del suelo (EP)	Recubrimiento de superficie	Permeabilidad del suelo y subsuelo	Degradación biológica	Función de protección de la zona no saturada del subsuelo
1	< 5m	Sin R	(-)	(-)	Reducida
2	< 5m	Empedrado / plantas	(-)	(-)	Reducida
3	< 5m	Con R	Alta/ Mediana	(-)	Reducida
4	< 5m	Con R	Reducida	(-)	Media
5	5 m < EP < 10m	Sin R	Alta	(-)	Reducida
6	5 m < EP < 10m	Sin R	Media	Reducida	Reducida
7	5 m < EP < 10m	Sin R	Media	Buena	Media
8	5 m < EP < 10m	Sin R	Reducida	(-)	Media
9	5 m < EP < 10m	Empedrado / plantas	Alta	(-)	Reducida
10	5 m < EP < 10m	Empedrado / plantas	Media / Reducida	Reducida	Media
11	5 m < EP < 10m	Empedrado / plantas	Media / Reducida	Buena	Alta

Escenario	Espesor de la franja del suelo (EP)	Recubrimiento de superficie	Permeabilidad del suelo y subsuelo	Degradación biológica	Función de protección de la zona no saturada del subsuelo
12	5 m < EP < 10m	Con R	Alta	(-)	Media
13	5 m < EP < 10m	Con R	Media / Reducida	(-)	Alta
14	EP > 10m	Sin R	Alta	(-)	Reducida
15	EP > 10m	Sin R	Media / Reducida	Reducida	Media
16	EP > 10m	Sin R	Media / Reducida	Buena	Alta
17	EP > 10m	Empedrado / plantas	Alta	(-)	Media
18	EP > 10m	Empedrado / plantas	Media / Reducida	(-)	Alta
19	EP > 10m	Con R	Alta	(-)	Media
20	EP > 10m	Con R	Media / Reducida	(-)	Alta

(-) No existe o es muy reducida

R: Recubrimiento

EP: Espesor de la capa del suelo

4.6. Evaluación de la movilidad de contaminantes en suelos y subsuelos

Cuando no se hayan realizado aún simulaciones matemáticas de la dispersión de contaminantes y cuando no sea necesario, la movilidad de contaminantes y su lixiviación pueden evaluarse en base a los criterios anteriormente expuestos.

Esta evaluación es aproximativa y representa un estimado en base a afirmaciones indirectas a partir de mediciones analíticas de la concentración de los contaminantes en suelos, de sus propiedades físico-químicas, de las condiciones geo-hidrológicas existentes en el sitio, así como de estimaciones de las funciones de retención y degradación de suelos y subsuelos. La evaluación que se muestra en la Tabla N° VI-20 puede proporcionar una base sólida para determinar los siguientes pasos dentro de una evaluación de riesgo.

Tabla N° VI-20: Evaluación básica de la movilidad y riesgo para aguas subterráneas

Movilidad de los contaminantes	Función de protección de la zona no saturada del suelo	Contenido de contaminantes en el suelo	Riesgo para cuerpos de agua subterráneos
Baja	Reducida	Bajo	No probable
		Alto	Probable
	Media	Bajo	No probable
		Alto	De esperarse
	Alta	Muy alta o alta	Probable

Movilidad de los contaminantes	Función de protección de la zona no saturada del suelo	Contenido de contaminantes en el suelo	Riesgo para cuerpos de agua subterráneos
		Reducida	De esperarse
Media	Reducida	Muy alta o alta	Probable
		Reducida	De esperarse
	Media	Muy alta	Probable
		Alta o baja	De esperarse
	Alta	Muy alta o alta	De esperarse
		reducida	No es de esperarse
Alta	Reducida	Muy alta	Probable
		Alta	De esperarse
		Reducida	No es de esperarse
	Media o alta	Muy Alta	De esperarse
		Alta o reducida	No es de esperarse

5. Evaluación detallada de la movilidad de los contaminantes en el suelo mediante la aplicación de modelos matemáticos y estadísticos

El resultado de la evaluación preliminar debe responder siempre a la pregunta: ¿Existe un riesgo alto o medio de que migren los contaminantes? Si la respuesta es afirmativa, la consecuencia de la migración puede ser la exposición de los recursos naturales y de los seres vivos a los contaminantes. Por lo tanto, es necesaria una investigación más detallada sobre la migración de los contaminantes.

Si la respuesta es negativa y existe suficiente evidencia que soporte la conclusión de que no hay migración o dispersión de contaminantes, el proceso de evaluación puede darse por terminado. De cualquier modo, la evaluación debe contener la evaluación de la lixiviación de los contaminantes, es decir la determinación de la concentración soluble de contaminantes a partir de pruebas de laboratorio.

En el esquema de evaluación se muestra que cuando es probable que los contaminantes de interés migren desde de la fuente de emisión al suelo, manto freático o en general en el ambiente, el siguiente paso es iniciar una evaluación detallada aplicando modelos matemáticos y estadísticos que puedan dar una aproximación sólida acerca de su movilidad.

Es importante recalcar que la evaluación mencionada en la primera sección de este anexo está enfocada a la evaluación del riesgo de la ruta de exposición “suelo – agua – ser humano”. Sin embargo, también debe evaluarse la movilidad de los contaminantes para otras rutas de exposición como lo es la ruta de exposición “suelo – polvos – aire – ser humano”, la cual es relevante en muchos casos de contaminación en México, por ejemplo por metales pesados.

Una evaluación que no considere la ruta “suelo – polvos – aire – ser humano” en especial para el caso de suelos contaminados con metales pesados NO es completa ni se puede considerar como sustentada.

Si de acuerdo a la evaluación preliminar de la movilidad de los contaminantes existe un riesgo alto o medio para que un cuerpo de agua se vea afectado, lo primero a realizar es la elección de los modelos matemáticos o estadísticos adecuados para la evaluación de la movilidad.

Existe un gran número de modelos matemáticos para simular el transporte de contaminantes en el suelo. La elección de un modelo depende de las condiciones de la fuente de contaminación, las condiciones geohidrológicas, la zona del suelo donde se encuentra la contaminación, las características de los contaminantes o las expectativas con respecto a la remediación.

Algunos modelos son aplicables dependiendo del objetivo de la evaluación, por ejemplo si se pretende simular el peor escenario posible o si se pretende determinar la vida media de una fuente de contaminantes se pueden aplicar modelos más “sencillamente” analíticos. Si se pretende determinar la efectividad de ciertas acciones de remediación en el acuífero se pueden aplicar modelos más completos y conservativos que solo simulan el transporte advectivo que pueden utilizarse para comprobar la eficacia de acciones de remediación. Por ello es importante fundamentar la elección de dicho modelo.

Existen modelos matemáticos que pueden simular la biodegradación tanto por vía anaeróbica como por vías anóxicas o anaerobias a través del consumo de otros donadores de electrones. Así mismo, existen modelos que solo contemplan la biodegradación dependiendo solo de una fuente de donadores de electrones y se representa con una ecuación de primer orden, en el caso de los modelos de la US EPA Bioplume.

Existen otros modelos que utilizan soluciones analíticas de la ecuación general de transporte y que por ello presentan limitaciones dependiendo del planteamiento para el cual fueron desarrolladas. Sin embargo, tienen una aplicación para representar en principio el transporte de contaminantes en el subsuelo.

También existen modelos numéricos que aplican distintos métodos de solución numérica como son:

- método de diferencias implícitas y explícitas, por ejemplo el método de Crank-Nicholson,
- método de elementos finitos,
- método de características, y
- método “Random-Walk”

Una vez de que se haya determinado el objetivo de la evaluación y las condiciones del sitio y de que se cuente con la información suficiente para aplicar el modelo y que se cuente con una estrategia de calibración y validación del modelo, entonces se puede pasar a la aplicación del modelo.

Cabe aclarar que los modelos a ser aplicados siempre presentan errores inherentes dependiendo del modelo elegido, por lo tanto se recomienda considerar los resultados en

función del grupo de parámetros empleados en el modelo, de los datos de calibración, de los datos de validación y de la confiabilidad de la reproducción de la migración ya ocurrida.

En el caso de contaminantes volátiles, la evaluación del transporte y movilidad de los contaminantes debe incluir la evaluación de la migración desde la fuente de contaminación hasta el punto de exposición.

Para la modelación del transporte de contaminantes en el suelo y subsuelo deberán aplicarse datos de perfiles de perforación, que incluya la secuencia de estratos, su textura y datos geofísicos como la porosidad y la permeabilidad. No es suficiente la simulación de la movilidad de contaminantes con base a suposiciones respecto a la estructura geológica del subsuelo.

6. Consideraciones generales sobre los resultados de ensayos de lixiviación

El Anexo G señala distintos tipos de pruebas para determinar el potencial de que un contaminante pueda ser lixiviado de un suelo contaminado, por ejemplo a través de filtraciones de aguas pluviales o en contacto directo con las aguas subterráneas.

Estos resultados deben ser interpretados con la finalidad de determinar si los lixiviados pueden generar un impacto negativo en las aguas subterráneas.

Para permitir una interpretación de los resultados de los ensayos de lixiviación es imprescindible que se reporten para cada muestra y contaminante de preocupación los siguientes parámetros:

- Denominación/Clave de la muestra
- Profundidad de la muestra (y de la napa freática)
- Textura de la muestra
- Concentración total del contaminante en suelo (C_T)
- Concentración del contaminante en el lixiviado (C_{ENSAYO})
- Concentración del contaminante en el lixiviado del suelo en campo (C_L)
- pH final del lixiviado
- Volumen del lixiviado (V_L)
- Masa seca de la muestra del suelo utilizado en el ensayo de lixiviación (M_s)
- (Contenido de carbón orgánico del suelo)

Es importante resaltar que los diferentes ensayos de lixiviación utilizan diferentes relaciones de suelo : agua (por ejemplo DIN DEV-S4: 1:10, SPLP 1:20), y estas relaciones no representan las condiciones naturales en campo. Por ejemplo, un suelo arenoso tiene una porosidad de aprox. 25 %, y considerando que todos los poros están rellenos de agua, resultaría en campo una relación suelo : agua de 3 : 1.

Por tal motivo, es requerido e internacionalmente común calcular la concentración de los contaminantes en el lixiviado del suelo en campo (C_L). La US EPA (2013c)⁴³ ha publicado una metodología que la desarrolló para los ensayos de lixiviación SPLP (Synthetic Precipitation Leaching Procedure, método US EPASW-846⁴⁴), pero en principio son también aplicables para

⁴³ http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/rs/splp_guidance.pdf

⁴⁴ <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/index.htm>

otros ensayos de lixiviación cuando se conoce los parámetros señalados líneas arriba. El método de la US EPA considera el cálculo de C_L de la siguiente manera:

- a) Calcular el coeficiente de partición Suelo : Agua (K_d) para cada contaminante de preocupación

$$K_d = \frac{(C_T \cdot M_S - C_{ENSAYO} \cdot V_L) / M_S}{C_{ENSAYO}}$$

Dónde:

- K_d : Coeficiente de partición Agua-Suelo (L/kg)
 C_T : Concentración total del contaminante en suelo (mg/kg)
 M_S : Masa seca de la muestra del suelo utilizado en el ensayo de lixiviación (kg)
 C_{ENSAYO} : Concentración del contaminante en el lixiviado del ensayo (mg/l)
 V_L : Volumen del lixiviado (L)

- b) Para estimar la concentración del contaminante en el lixiviado del suelo en campo (C_L), se debe aplicar la siguiente ecuación:

$$C_L = \frac{C_T}{K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho_b}}$$

- C_L : Concentración del contaminante en el lixiviado del suelo en campo (mg/L)
 C_T : Concentración total del contaminante en suelo (mg/kg)
 ρ_b : Densidad aparente del suelo (por defecto: 1.5 kg/L)
 θ_w : Contenido de humedad en el suelo (por defecto: 0.23)
 θ_a : Contenido de aire en el suelo (por defecto: 0.18)
 H : Constante de la Ley de Henry (sin dimensiones, específico por contaminante, solamente aplicable para contaminantes volátiles y semivolátiles)

Mayor información sobre los cálculos contiene el Anexo C de la guía de la US EPA (2013a).

Nota: para valores de K_d grandes, en relación al otro término en el denominador, la C_L tiene menor dependencia de las cantidades relativas de agua, suelo y aire. Por lo tanto, para químicos con valores de K_d altas, las concentraciones que se determinan en los ensayos de lixiviación y los valores bajo condiciones de campo serán similares. Al contrario, químicos con valores de K_d bajos señalan concentraciones en el lixiviado que tienen mayor dependencia de la cantidad de agua, suelo y aire.

- c) Aplicar la concentración C_L en la evaluación de los resultados de lixiviados.

7. Valores de referencia para lixiviados de suelos

La interpretación de las concentraciones de los contaminantes en el lixiviado del suelo en campo (C_L) no es sencillo. La finalidad de esta evaluación es determinar, si la contaminación en el sitio representa un riesgo para la calidad de las aguas subterráneas a través de lixiviados contaminados, tanto en la actualidad como en el futuro. Para esa evaluación es requerido considerar no solamente la concentración de contaminantes en los lixiviados del suelo, sino también de otros criterios, como:

- Tipo de la fuente de contaminación
- Mecanismo de liberación de los contaminantes al ambiente
- Características físico-químicas de los contaminantes
- Extensión y profundidad de la contaminación
- Tasa de precipitación y otras fuentes que pueden generar lixiviados (por ej. alcantarillados con fugas)
- Existencia de fase libre de contaminantes (por. ej. hidrocarburos, solventes orgánicos)
- Presencia de pavimento o edificaciones que impiden la infiltración de aguas pluviales
- Permeabilidad del subsuelo
- Profundidad de la napa freática
- Etc.

Mayor información al respecto contienen las secciones anteriores del Anexo H.

Una condición imprescindible para la formación de lixiviados contaminados es la presencia de filtraciones de agua, sea por la filtración de aguas pluviales o por otras fuentes, como fugas en tuberías de agua potable o del alcantarillado. Parece sencillo, pero sin agua no hay lixiviados que puedan movilizar contaminantes. Cabe mencionar que existen también otros mecanismos del transporte de contaminantes que no requieren la presencia de agua. Por ejemplo, contaminaciones de fase libre, como de hidrocarburos, solventes orgánicos, etc., pueden migrar de forma gravitacional en el subsuelo.

Un paso en la evaluación del riesgo para las aguas subterráneas puede ser la comparación de los resultados del C_L con valores de referencia, que pueden ser:

- a) Valores referenciales para aguas subterráneas
- b) Valores orientativos para lixiviados del suelo

a) Valores referenciales para aguas subterráneas

La comparación del C_L con valores referenciales para aguas subterráneas es un enfoque conservador, puesto que no se consideran procesos de atenuación (por ej. dilución, degradación, absorción o adsorción a componentes del suelo) que puedan disminuir la concentración de los contaminantes en el lixiviado al traspasar del subsuelo a la napa freática.

Su aplicación se considera pertinente, cuando el lugar donde se tomó la muestra del suelo para el ensayo de lixiviación (= Punto de Muestreo), se ubica:

- en una zona del subsuelo que tiene contacto permanente o temporal con las aguas subterráneas, o

- el punto de muestreo se ubica cerca de la napa freática, considerando como “cerca” una distancia de
 - igual o menor de 3 metros para suelos de alta y media permeabilidad, o
 - igual o menor de 1 metro para suelos de baja permeabilidad.

En estos casos se presupone que el Punto de Muestreo y el lugar donde el lixiviado entra en contacto con las aguas subterráneas (= Punto de Evaluación) coinciden, y los procesos de atenuación no desempeñan un papel importante.

Si en estos casos, la concentración del contaminante en el lixiviado de campo (C_L) supera los valores referenciales para aguas subterráneas (VRAS), se debe presuponer que la contaminación del suelo puede impactar negativamente a las aguas subterráneas.

En los casos donde el Punto de Muestreo no se encuentra cerca de la napa freática, es decir que no coincide con el Punto de Evaluación, no se considera pertinente utilizar los VRAS para deducir un riesgo de contaminación para las aguas subterráneas. Al contrario, si C_L queda por debajo de los VRAS, se puede descartar un riesgo de contaminación significativo para las aguas subterráneas, con tal de que se cuente con un muestreo representativo de la contaminación del suelo.

Mientras no haya valores nacionales para aguas subterráneas, y cuando los acuíferos potencialmente afectados tienen un uso determinado, se pueden aplicar como valores de referencia los ECA para Agua según Anexo I del D.S. N° 002-2008 MINAM. Los ECA para Agua se aplicarán en función del uso de las aguas subterráneas. Por ejemplo, se deben aplicar los ECA de la categoría 1-A para un uso del acuífero como fuente de agua potable o los valores de la categoría 3 para cuando se utilizan las aguas para riego).

En casos donde no existe una clara definición del uso del agua, se recomienda utilizar valores referenciales internacionales para aguas subterráneas, como los valores de referencia de Alemania⁴⁵ (*Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfads Boden - Grundwasser*) o los *Health-based Groundwater Quality Criteria, Class IIA*⁴⁶ del Department of Environmental Protection de New Jersey, EEUU.

La Tabla N°VI-21 señala los valores referenciales de Alemania y de la US EPA para algunos contaminantes relevantes. Para otros parámetros se debe consultar los documentos originales.

⁴⁵ Basándose en valores del Reglamento alemán de la Ley para la Protección de Suelos, BBodSchV, Anexo2, Art. 3.1: Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfads Boden - Grundwasser nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes

⁴⁶ http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/rs/splp_guidance.pdf

Tabla N°VI-21: Valores referenciales de contaminantes para lixiviados de suelo y aguas subterráneas

Parámetro	Valor Referencial para el lixiviado de suelo ⁴⁷ y el agua subterránea en Alemania (µg/l)	Health-based Groundwater Criteria US EPA (µg/l)
<i>Sustancias inorgánicas:</i>		
Antimonio	10	6
Arsénico	10	0.02
Plomo	25	5
Cadmio	5	4
Cromo, total	50	70
Cromo VI	8	-
Cobalto	50	100
Cobre	50	1.300
Molibdeno	50	-
Níquel	50	100
Mercurio	1	2
Selenio	10	40
Zinc	500	2000
Cianuro, total	50	100
Cianuro, libre	10	-
Fluoruro	750	-
<i>Sustancias orgánicas:</i>		
Fracción de hidrocarburos F2 y F3 (C10 – C40)	200	-
BTEX (Suma de benceno, tolueno, etilbenceno, xileno)	20	-
Benceno	1	0.2
Hidrocarburos halogenados (C1 y C2)	10	-
Cloruro de vinilo (= cloroeteno)	0.5	0.08
Aldrin	0.1	0.002
DDT	0.1	0.1
Fenoles	20	2000
Bifenilos policlorados (PCB), total	0.05	0.02
Hidrocarburos poliaromáticos (EPA 15, sin naftaleno)	0.2	-
Naftaleno	2	300

Cabe mencionar que los valores referenciales de los EEUU se basan en evaluaciones toxicológicas enfocadas a la salud humana, mientras que los valores de Alemania consideran también posibles riesgos para receptores ecológicos.

En la aplicación de los valores de la Tabla N°VI-21 se debe considerar:

- La prueba de lixiviación representa un escenario real o un escenario peor (“worst-case”) de la situación natural en el sitio, por ej. en cuanto a las condiciones del pH en los lixiviados.

⁴⁷ Siempre que la muestra represente la calidad del lixiviado en campo en el *lugar de evaluación*, es decir la zona dónde el lixiviado entra en contacto con las aguas subterráneas

- Los valores referenciales son válidos para el margen de transición entre la zona no-saturada (= zona vadosa) y la zona saturada (zona de aguas subterráneas) del subsuelo. Este margen es la zona donde puede haber un contacto directo entre el lixiviado contaminado y las aguas subterráneas (= “lugar de evaluación”).
- No se considera idónea la aplicación de pruebas de lixiviación en el caso de contaminaciones del suelo demasiado heterogéneas o de material de rellenos antiguos con composición heterogénea de los residuos depositados. En estos casos se requiere una alta cantidad de muestras para descartar un posible riesgo para el acuífero. En estos casos se recomienda una investigación in-situ de la calidad de las aguas subterráneas mediante pozos, tanto dentro del sitio como aguas corriente abajo y comparándolo con la calidad del agua corriente arriba.
- De ser posible se recomienda la toma de muestras de los lixiviados directos del subsuelo, preferiblemente en el lugar de evaluación, o sea el margen de transición entre la zona vadosa del suelo y las aguas subterráneas.
- En la evaluación se debe considerar la composición geogénica de las aguas subterráneas, puesto que pueden haber alteraciones naturales de metales o metaloides en el agua de la zona.

La Ilustración VI-8 señala un modelo conceptual simplificado de un sitio contaminado. En este escenario existe una contaminación del suelo y a través de filtraciones de aguas pluviales se forman lixiviados que movilizan los contaminantes al subsuelo.

Mediante un muestreo de suelo y ensayo de lixiviación se busca evaluar, si la contaminación del suelo puede afectar la calidad de las aguas subterráneas.

El ejemplo señala dos puntos de muestreo del suelo (1 y 2). A estas muestras se realizan ensayos de lixiviación y se calcula el C_L .

El Punto de Muestreo N° 1 se encuentra en el foco de la contaminación a 5 metros de distancia a la napa freática. En este caso no se considera idóneo comparar los valores del ensayo de lixiviación con valores referenciales para aguas subterráneas. En este caso se recomienda el uso de valores orientativos para lixiviados (ver ítem b).

El Punto de Muestreo N°2 se encuentra en cercanía a la napa freática. En este caso se considera pertinente comparar las concentraciones de lixiviados directamente con valores de referencia para aguas subterráneas, como los señalados en la Tabla N°VI-21.

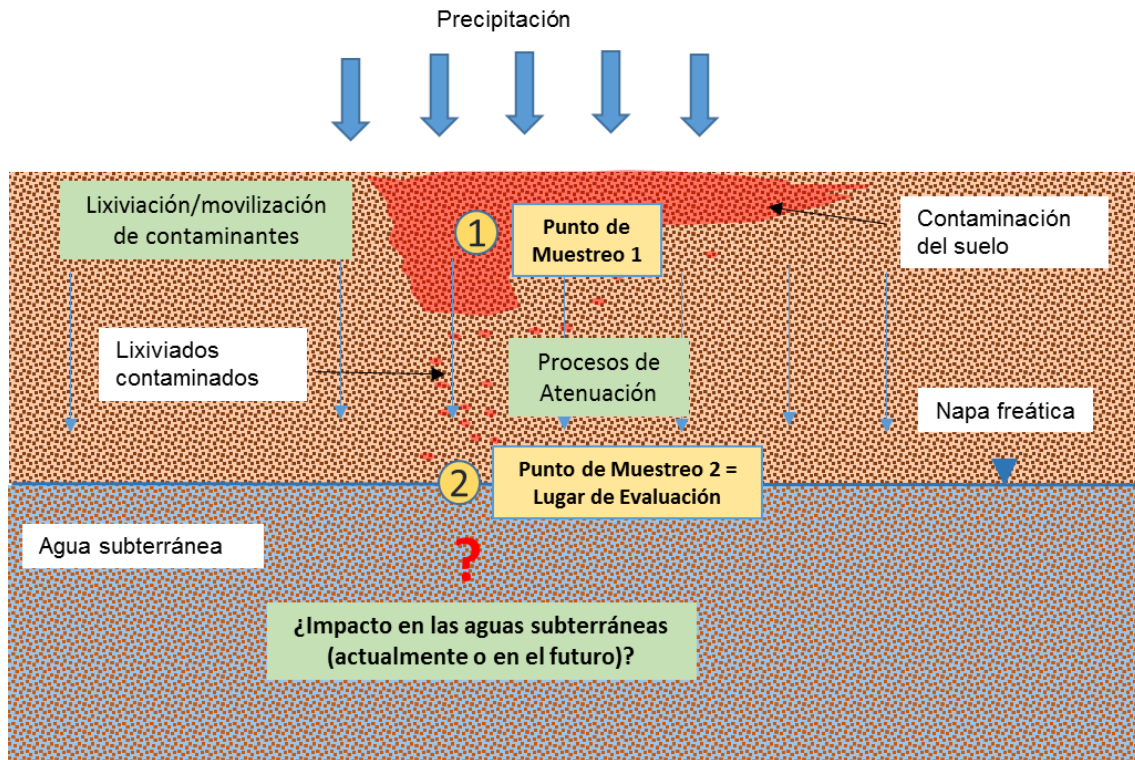


Ilustración VI-8: Escenario de contaminación del suelo con peligro de impactar a las aguas subterráneas mediante lixiviados contaminados

b) Valores orientativos para lixiviados del suelo

Para los casos, donde el Punto de Muestreo y el lugar donde el lixiviado entra en contacto con el agua subterránea no coinciden (ver consideraciones en el ítem a), no se considera idóneo el uso de los VRAS para deducir un riesgo para las aguas subterráneas. En estos casos se debe considerar los efectos de atenuación que pueden disminuir la concentración del contaminante en el lixiviado hasta que llegue a la napa freática. Son varios los procesos que influyen la atenuación de los contaminantes, entre ellos se encuentran:

- La dilución
- La degradación (química o biológica)
- La adsorción o adsorción a constituyentes del suelo

En muchos casos no será factible cuantificar todos estos factores para determinar factores de atenuación específicos para el sitio.

Por eso, la US EPA⁴⁸ recomienda el uso de un Factor de Dilución - Atenuación - FDA (en inglés: *dilution-attenuation factor - DAF*), que considera el efecto de dilución cuando los lixiviados se mezclan con las aguas subterráneas. Otros efectos de atenuación no son considerados en el cálculo del FDA. La ecuación para el cálculo del FAD es (US-EPA-NJ, 2013b):

⁴⁸ US EPA-NJ (2013b): Guidance document, development of a dilution-attenuation factor for the impact to ground water pathway, Versión 2.0, <http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/rs/daf.pdf>

$$FAD = 1 + \frac{Kid}{IL} \quad (1)$$

$$d = (0.112L^2)^{0.5} + d_a \{1 - \exp[(-LI)/(Kid_a)]\}, d \leq d_a \quad (2)$$

Dónde:

- FAD: Factor de Dilución – Atenuación (sin dimensiones)
 L: Longitud del área de preocupación, paralelo al flujo del agua subterránea (m)
 d_a: Espesor del acuífero (m)
 I: Tasa de Infiltración (m/año)
 K: Conductividad hidráulica del acuífero (m/año)
 i: Gradiente hidráulico (sin dimensiones)
 d: Profundidad de la zona de mezcla (m), cuando d > d_a, utilizar d_a en la ecuación (1)

En base a casos reales de New Jersey, la US EPA determinó un valor “estándar” para el FDA de 20 (ver Appendix B de US EPA-NJ 2013 b). Considerando que las condiciones climáticas del Perú son completamente distintas a las de la costa este de los EEUU, no se considera pertinente la aplicación de un FDA por defecto de 20.

Dado la gran variedad de zonas climáticas en el Perú, se considera necesario el cálculo de FDA específicos para el sitio.

Para el cálculo de la tasa de infiltración considerar los estudios hidrológicos de fuentes reconocidas como la *Autoridad Nacional del Agua de Perú* o el *Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología*.

En el caso de que no existan datos específicos sobre la tasa de infiltración del área de estudio, se puede estimar este parámetro utilizando la siguiente ecuación:

$$I = T_{ES} * (P_a - E_T) \quad (3)$$

Dónde:

- I: Tasa de Infiltración (m/año)
 T_{ES}: Tasa de escorrentía subterránea (%)
 P_a: Precipitación anual promedio (mm/año)
 E_T: Evapotranspiración anual promedio (mm/año)

La tasa de escorrentía subterránea (T_{ES}) depende, entre otros factores, de la pendiente del terreno. Para esta estimación simplificada, se considera solamente la influencia de la pendiente, por defecto se deben aplicar los siguientes valores:

- Terreno plano o de poca inclinación: 0.7
- Terreno con pendiente mediana: 0.5
- Terreno con pendiente empinada: 0.3

Un factor de 0.7 significa que 70 % de la escorrentía total corresponde a flujos de agua subterráneo y 30 % a aguas superficiales.

Datos de la precipitación anual promedio se puede acceder por el *Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología*⁴⁹. Datos referenciales de la Evapotranspiración son disponibles en el Atlas de Evapotranspiración Referencial (MINAM/MINAGRI, 2013)⁵⁰.

Nota: La ecuación (3) no considera otros factores que influyen la tasa de infiltración como la capacidad de campo del suelo, la vegetación, etc. Hay que destacar que se trata de una estimación muy aproximada de la tasa de infiltración (I), y las incertidumbres deben ser consideradas en la interpretación de los datos.

En base a los valores referenciales para aguas subterráneas y el FDA se puede calcular valores orientativos para los lixiviados del suelo (VO_{LIX}):

$$VO_{LIX} = VRAS * FDA \quad (4)$$

Dónde:

VO_{LIX} : Valores orientativos para los lixiviados del suelo ($\mu\text{g/l}$)
 $VRAS$: Valores referenciales para aguas subterráneas ($\mu\text{g/l}$)
 FDA : Factor de Dilución – Atenuación (sin dimensiones)

Ejemplo:

Un sitio contaminado en Puerto Maldonado cuenta con las siguientes características:

C_L : 300 $\mu\text{g/l}$ de mercurio en el lixiviado de suelo de campo
 P_a : 2250 mm/año
 E_T : 1640 mm/año
 T_{Es} : 0.7 (terreno plano)
 L : 30 m
 d_a : 5 m
 K : 1×10^{-4} m/s = 3153 m/año (suelo arenoso)
 i : 0.003

Dónde:

C_L : Concentración del contaminante en el lixiviado del suelo en campo ($\mu\text{g/L}$)
 T_{Es} : Tasa de escorrentía subterránea (%)
 P_a : Precipitación anual promedio (mm/año)
 E_T : Evapotranspiración anual promedio (mm/año)
 L : Longitud del área de preocupación, paralelo al flujo del agua subterránea (m)
 d_a : Espesor del acuífero (m)
 I : Tasa de Infiltración (m/año)
 K : Conductividad hidráulica del acuífero (m/año)
 i : Gradiente hidráulico (sin dimensiones)
 d : Profundidad de la zona de mezcla (m), cuando $d > d_a$, utilizar d_a en la ecuación (1)

⁴⁹ <http://www.senamhi.gob.pe/>

⁵⁰ <http://agroaldia.minag.gob.pe/biblioteca/download/pdf/informacion-especializada/2014/atlas.pdf>

- 1) Utilizando la ecuación (3) se estima una tasa de infiltración a

$$I = 0.7 * (2250 - 1640) = 427 \text{ mm/año} = 0.427 \text{ m/año}$$

- 2) Utilizando las ecuaciones (1) y (2) se determina un **FDA de 5**

- 3) Los valores orientativos para lixiviados se calculan entonces:

Utilizando el VRAS de Alemania de $1 \mu\text{g/L}$:

$$VO_{\text{LIX}} = 1 \mu\text{g/L} * 5 = \mathbf{5 \mu\text{g/L}}$$

Anexo I Herramientas para la determinación de efectos adversos

La profundidad de esta sección se hará caso por caso, a criterio experto, debidamente justificado y fundado en guías y estándares internacionales.

1. Biomarcadores

Una manera de acercarse a la caracterización de riesgos para poblaciones humanas y ecosistemas en sitios contaminados es la aplicación de biomarcadores de exposición y efecto.

Es importante conocer aspectos toxicocinéticos y toxicodinámicos asociados a los biomarcadores antes de elegir un biomarcador para su aplicación.

Los bioindicadores llamados biomarcadores, son la respuesta de los organismos vivos que están expuestos a los contaminantes, que pueden ser utilizados para predecir el daño actual y futuro e incluso, pueden por sí mismos presentar los efectos dañinos. El contexto en el que se debe interpretar un biomarcador cae en el ámbito bioquímico, fisiológico o morfológico. En forma estricta, no debe considerarse como un bioindicador la escala de “población o de comunidad”, tal como, la riqueza de especies, la variabilidad genética o una especie centinela.

El programa BEST (Biomonitoring of Environmental Status and Trends) del Servicio de Vida Silvestre de los Estados Unidos ha propuesto el uso de varias enzimas como biomarcadores para identificar los problemas de contaminación en animales por agroquímicos, entre ellos están:

- La acetilcolinesterasa (AChE) - donde las concentraciones reducidas de esta enzima en animales como aves, anfibios e invertebrados puede indicar exposición de unas cuantas horas o días a insecticidas organofosforados y carbamatos y quizá a metales pesados.
- Citocromo P450 Mono-oxigenasa (MO) y Porfirina ácido hexacarboxílico (HCP) - donde elevadas concentraciones de esta enzima, en aves indica la exposición a varios hidrocarburos orgánicos.
- Retinol (Vitamina A) - donde la exposición a los hidrocarburos orgánicos disminuye la concentración de la enzima.

En general, la aplicación de biomarcadores es complejo y muchas veces costoso y en un estudio ecotoxicológico solamente debería ser utilizado si se requiere de evidencias adicionales de impactos negativos de una contaminación.

Otros ejemplos para la aplicación de biomarcadores enzimáticos se presentan en el Anexo J.

Se recomienda el uso de biomarcadores en el estudio de ERSA para los siguientes casos:

- La información disponible a partir de los estudios de caracterización del sitio o a partir de muestreos adicionales ejecutados durante el estudio de riesgo no es suficiente para la toma de decisiones con respecto a la salud de las poblaciones potencialmente afectadas y/o efectos adversos en ecosistemas (flora y fauna).
- Existen señales de efectos adversos en los receptores.
- Falta de datos ecotoxicológicos para estimar el riesgo para la biota, en particular cuando los sitios contaminados estén localizados en alguna de las siguientes áreas:
- Áreas naturales protegidas,

- Ecosistemas frágiles con alto valor ambiental,
- Áreas con especies vegetales y animales de alto valor ecológico,
- Áreas con especies protegidas por la legislación vigente

1.1. Tipos de biomarcadores

1.1.1. Biomarcadores de exposición

Los biomarcadores de exposición son respuestas biológicas que integran las propiedades fisicoquímicas del compuesto tóxico y su toxicocinética en el organismo; es decir, reflejan que el organismo está o ha estado expuesto a compuestos particulares dando cuenta de la biodisponibilidad de los tóxicos.

Ventajas:

- Indican la naturaleza química del tóxico y su mecanismo de acción,
- Relativamente bajas concentraciones de los tóxicos inducen las respuestas,
- Reflejan una relación de dosis/concentración – efecto,
- Respuesta rápida al agente estresante o contaminante,
- Evaluación relativamente rápida.

Desventajas:

- Factores abióticos y bióticos (por ejemplo, condición reproductiva) modifican las respuestas,
- Se desconocen en muchos casos los patrones y funciones básicas de las respuestas,
- Se desconoce el significado biológico de muchos de los cambios en las respuestas,
- Se desconoce en muchos casos la implicación de los efectos a nivel organismo y supra-organismo.

1.1.2. Biomarcadores de efecto

Los biomarcadores de efecto son respuestas moleculares, bioquímicas, celulares o fisiológicas de un organismo y que son indicativas del efecto tóxico de los contaminantes. Algunos de estos biomarcadores señalan solamente el estado de un proceso que puede ser reversible o no, dependiendo de la duración e intensidad de la exposición.

Los efectos de los contaminantes o tóxicos ambientales se manifiestan en niveles bajos de organización biológica (sub-organismo, organismo) antes de que las alteraciones ocurran a nivel de comunidades y ecosistemas. Se propone que el proceso del efecto de los contaminantes es:

- Los efectos iniciales ocurren a nivel molecular y bioquímico con la inducción de mecanismos de defensa celular
- Pueden ocurrir daños que pueden ocasionar alteraciones histopatológicas o fisiológicas las cuales pueden no ser reversibles dependiendo del nivel del daño,
- Si los procesos anteriores son permanentemente afectados, el desarrollo, el crecimiento, la reproducción y/o la sobrevivencia pueden verse afectados alterando la estructura y la función de las poblaciones y las comunidades y por ende del ecosistema,
- De acuerdo a lo anterior, los biomarcadores de efecto pueden ser medidos a diferentes niveles de organización biológica. Debido a la relación potencial entre las respuestas

biológicas a nivel suborganismo, organismo y supra-organismo, es necesario que se considere la selección y evaluación integral de un conjunto de biomarcadores que puedan establecer relaciones de causalidad, como por ejemplo, marcadores a nivel bioquímico – fisiológico – poblacional.

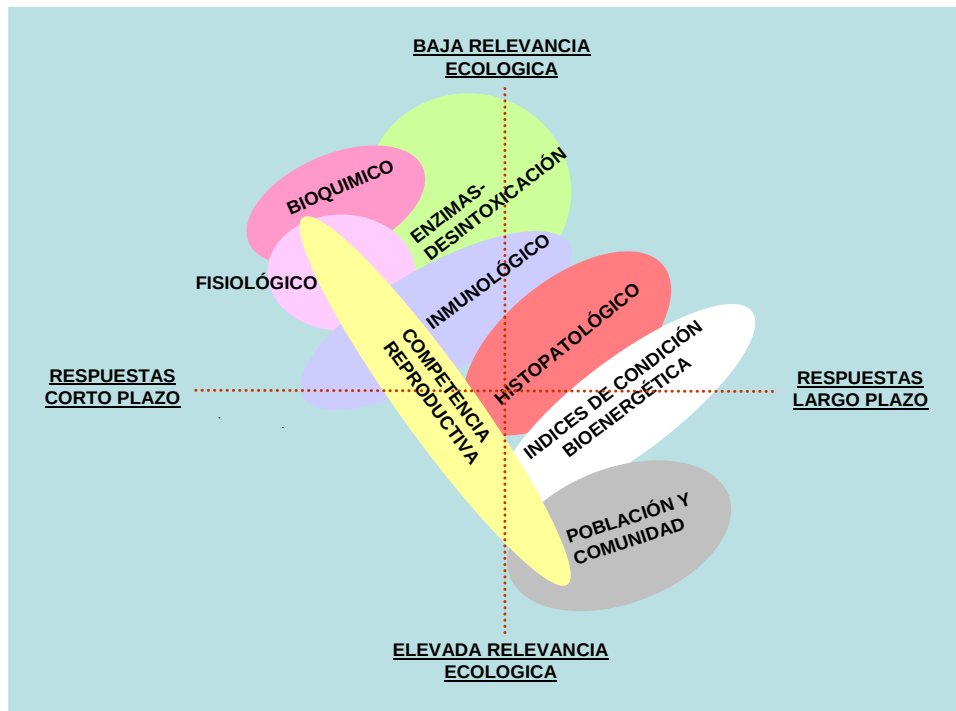


Ilustración VI-9: Respuestas biológicas de los organismos a los contaminantes y su relación con el tiempo de respuesta y su relevancia ecológica; modificado de Adams et al., 1989 (con autorización de la Dra. Cecilia Vanegas. Facultad de Ciencias, UNAM)

Es importante considerar los siguientes aspectos:

El efecto en algunos de estos indicadores es inespecífico, es decir, la respuesta no es originada únicamente por un solo tipo de contaminante. Biomarcadores de un nivel bajo de organización biológica son, por ejemplo: bioquímicos y celulares.

Algunos de ellos, no son indicativos del estado de salud global del organismo ya que en ellos no se consideran mecanismos que compensen la acción negativa de los contaminantes. Ejemplo de biomarcadores integrales son los fisiológicos como el crecimiento y la reproducción, la cual tiene incidencia a nivel poblacional.

Es importante considerar respuestas que tengan incidencia a nivel poblacional o de comunidad.

Ventajas:

- Importantes para establecer efectos adversos en un intervalo amplio de condiciones ambientales cuando se desconoce la naturaleza exacta del tóxico o cuando están involucrados agentes de estrés múltiples o contaminantes múltiples,
- Las respuestas no-específicas pueden ser particularmente sensibles al efecto de tóxicos en una relación dosis/concentración – respuesta,
- Son de gran valor cuando se ha identificado la naturaleza química de los contaminantes,
- Respuestas integrales (por ejemplo, disfunción reproductiva; disfunción bioenergética) aportan información de efectos a largo plazo y de implicación a nivel de poblaciones y comunidades,

- Aporta información de las consecuencias biológicas y ecológicas de la exposición crónica a agentes de estrés múltiples.

Desventajas:

- No proveen información de la naturaleza química del agente de estrés,
- En numerosos casos se desconocen los procesos de compensación/adaptación involucrados,
- Cambios en respuestas individuales no implican necesariamente disfunción del organismo,
- Su evaluación y obtención de respuestas requiere de mucho tiempo (semanas - meses).

1.2. Evaluación de biomarcadores

Actualmente, ha recibido mucha importancia el uso de herramientas como la evaluación de biomarcadores de exposición y de efecto para valorar el impacto de la contaminación *in situ*.

Los biomarcadores permiten la evaluación a nivel sub-organismo (por ejemplo a nivel molecular, celular), organismo (por ejemplo a nivel fisiológico, conductual) y supra-organismo (por ejemplo a nivel de población) del efecto adverso de contaminantes y otros factores de estrés ambientales, dando cuenta a su vez de la severidad del efecto y/o de los mecanismos de acción tóxica involucrados.

De manera general, los biomarcadores son usados para obtener información respecto a los siguientes aspectos:

- Ayudar e establecer relaciones entre causa (tipo y dosis o concentración del contaminante) y efecto (respuesta biológica),
- Indicar la presencia o ausencia de grupos específicos de contaminantes,
- Dar respuesta temprana de “aviso” del efecto de contaminantes y predecir los efectos a niveles mayores de organización biológica,
- Establecer la ausencia de efectos biológicos o ecológicos significativos en las poblaciones, comunidades y ecosistemas,
- Como una señal para monitorear si se han excedido los umbrales fisiológicos o los límites de tolerancia.

1.3. Consideraciones para el uso de biomarcadores

Escenario Humano:

Un grupo jerárquico de biomarcadores puede resultar en mejores resultados, los primeros de ellos pueden ser de fácil medición, rentables y generales para probar en gran cantidad en distintas áreas del sitio.

- Indicadores generales: algunos biomarcadores son indicadores en general y solo sugieren el estrés en la población.
- Sensibilidad relativa: un biomarcador altamente sensible podría ser útil en identificar rápidamente los cambios en la exposición.
- La especificidad biológica y la especificidad química son factores a considerar en la elección de un biomarcador.

- Una vez elegido un biomarcador es de comprobarse que permita: claridad en la interpretación, un tiempo razonable en la manifestación del efecto, la permanencia de la respuesta, mostrar variabilidad inherente reducida (confiabilidad), tener acoplamiento a efectos de un nivel más alto, ser aplicable en las condiciones de campo, debe de ser validable en el campo.
- En la elección de un biomarcador se considerara si el estado de desarrollo de un biomarcador permite su aplicación rápida, económica y sin dificultades.

Para seleccionar un biomarcador para identificar efectos de un contaminante crítico en individuos y poblaciones se consideran los siguientes criterios:

- La sustancia a estudiar es un contaminante de preocupación.
- El tipo y la magnitud del riesgo cancerígeno (clasificación de la sustancia).
- El tipo y la magnitud de los efectos crónicos (no cancerígenos) de la sustancia.
- Número de personas afectadas por el contaminante.
- Preocupación social por el contaminante.

El consentimiento por escrito del donador cuando sea un adulto o del padre o tutor del donador cuando la colecta se realice entre población infantil es de suma importancia en la aplicación de biomarcadores.

- Es importante que los resultados de sus análisis y lo que significan para la salud del individuo sean accesibles a los donadores.
- Un análisis estadístico previo permite un mejor diseño epidemiológico del estudio.
- Es mejor optar por economía por estudios: transversales (comparación de un grupo control con grupos expuestos a diferentes dosis del contaminante) y por estudios en los cuales sea posible comparar la exposición pasada entre dos grupos.
- En la elección de tamaño de la población a muestrear debe considerarse que ésta sea representativa apoyándose en modelos estadísticos.
- Los resultados de la aplicación de los biomarcadores se consideran una prueba de la exposición a los contaminantes, se buscará obtener una correlación entre ellos y el nivel de contaminación en el sitio. Para recabar la información necesaria es de aplicarse cuestionarios diseñados de manera específica para la comunidad en estudio, además son necesarias entrevistas con los profesionistas de la salud del lugar.

Todos los estudios deberán ser gratuitos, voluntarios y anónimos. Asimismo, los expertos están obligados a regresar a las comunidades a entregar los resultados a cada voluntario y a explicar las conclusiones de los estudios.

Escenario Ecológico:

- Especie: el organismo deberá ser nativo y representativo del área de estudio. No deberán ser organismos de especies raras,
- Tipo de biomarcador: se sugiere elegir un grupo jerárquico de biomarcadores, los de fácil medición, rentables y generales para evaluar una mayor cantidad de zonas en el sitio de estudio,
- Sensibilidad: que sean altamente sensibles para identificar de manera rápida los cambios por la exposición,

- Tipo de información que generan: algunos biomarcadores son indicadores de carácter general y solo sugieren la presencia de estrés en la población, otros dan información sobre el grado de afectación de un contaminante sobre una población,
- Aplicabilidad: para el monitoreo de la salud del ambiente y que permita evaluar los resultados del estudio de evaluación de riesgo y las acciones de mitigación de éste. Los biomarcadores deberán proporcionar información necesaria sobre el nivel y diversidad de respuestas biológicas que sirvan como evidencia de efecto de las especies críticas en el proceso de evaluación de riesgo,
- Otras consideraciones: especificidad biológica, especificidad química, claridad en la interpretación, tiempo de la manifestación del efecto, permanencia de la respuesta, variabilidad inherente (confiabilidad), acoplamiento a efectos de un nivel más alto, aplicabilidad a las condiciones de campo, validación en el campo, consideraciones metodológicas, estado de la utilidad del método, método de muestreo y análisis.

2. Índices bióticos

Además de los efectos a nivel individual, en algunos sitios será muy importante la evaluación de los efectos a un mayor nivel de organización, para lo cual, una de las herramientas más utilizadas es el estudio de diversos índices bióticos.

Ejemplos de índices: Índice de riqueza de especies, índice de diversidad, Índice de equitatividad, índice de similitud, índices de integridad biótica, coeficientes de riesgo ecológico u otros aplicables.

3. Bioensayos de toxicidad

Con los bioensayos en laboratorio se puede establecer una relación causa-efecto, la cual no puede ser obtenida en un estudio realizado en campo. Los tipos de bioensayos y su relación con la relevancia ecológica de los resultados están indicados en la Ilustración VI-10.

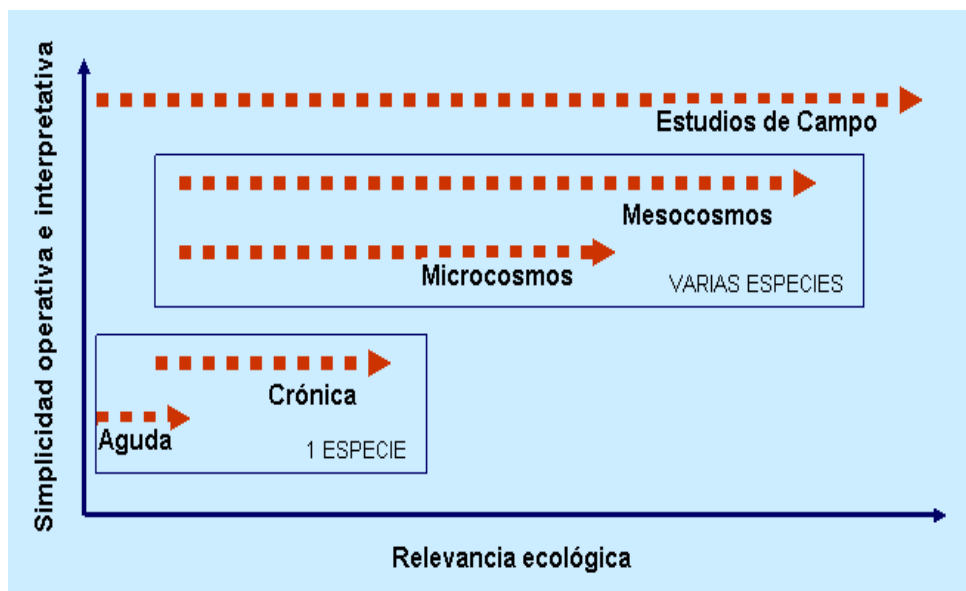


Ilustración VI-10: Tipos de pruebas de toxicidad o bioensayos (con autorización de la Dra. Cecilia Vanegas. Facultad de Ciencias, UNAM)

Ventajas:

Son útiles para evaluar los efectos de toxicidad de un contaminante o de una mezcla de contaminantes,

Pueden ser rápidos y de bajo costo.

Desventajas:

Dependiendo de su complejidad, pueden no estar considerando el complejo de los factores ambientales que interactúan y determinan los efectos sobre los organismos expuestos,

Resulta difícil adaptar los métodos estandarizados para especies silvestres por dificultades técnicas (por ejemplo, germinación de semillas, tiempo de desarrollo de plantas).

En la ejecución de las pruebas de toxicidad o bioensayos es necesario que sean considerados: los organismos de especies críticas elegidos según el estudio de caracterización del sitio y que los resultados de las pruebas elegidas reflejen el probable efecto de los contaminantes sobre los organismos en el sitio.

Los organismos silvestres pueden reflejar la exposición a factores de estrés físicos o químicos a través de diferentes vías, incluyendo la transferencia a través de la cadena alimenticia, sobre todo cuando se encuentran expuestos de manera crónica. Así también, los efectos observados pueden ser el reflejo de la exposición a mezclas de contaminantes y característicos de un sitio específico.

Anexo J Ejemplos de Biomarcadores

Tabla N° VI-22: Biomarcadores de exposición y de efecto

BIOMARCADOR	RESPUESTA BIOLÓGICA	CONTAMINANTE	TIEMPO DE RESPUESTA	SEÑAL	BIOMARCADOR EXPOSICIÓN	BIOMARCADOR EFECTO	DESTRUCTIVO	NO DESTRUCTIVO
<i>ALTERACIÓN A NIVEL MOLECULAR</i>								
Rupturas del DNA	Rupturas de la doble hélice	HPAs HAPAs	Rápido	S	Si	Si	Varios tejidos	Sangre, piel
Aductos	Formación de aductos	HPAs HAPAs	Rápido	S, D, P	Si	Si	Varios tejidos	Sangre, piel
SCE	Alteraciones cromosómicas	HPAs HAPAs	Medio	S, D, P	Si	Si	Varios tejidos	Sangre/ Hemolinfa
<i>ALTERACIONES A NIVEL BIOQUÍMICO O CELULAR</i>								
Esterasas	Inducción /inhibición enzimática	POFs, CBs	Rápido	S, D, P	Si	Si (AChE)	Cerebro	Sangre/ Hemolinfa
MFO EROD	Inducción enzimática (Citocromo P450 1a ; CYP1A)	HPAs, HAPAs	Rápido	S, D	Si	Si	Hígado/ Hepatopáncreas y riñones	Piel, mucosa
Proteínas de estrés	Inducción enzimática	Metales pesados, HPAs, HAPAs	Rápido	S	Si	No	Varios tejidos	Sangre Hemolinfa
Metalotioneinas	Inducción enzimática	Metales pesados	Rápido	S, D	Si	No	Varios tejidos	-
ALAD	Inducción enzimática	Metales pesados (Pb)	Rápido	S, D, P	Si	No	-	Sangre/ Hemolinfa
Aductos de hemoglobina	Aducto proteico	HPAs, HAPAs	Rápido	S, D	Si	No	-	Sangre/ Hemolinfa
Bioquímica de la sangre	Modificaciones de varias enzimas	Metales pesados, HPAs, HAPAs, POFs	Rápido, Medio	S, D	Si	Si/No	-	Sangre/ Hemolinfa
Hormonas	Cortisol, vitelogenina	Estrógeno ambientales	Rápido	S, D, P	Si	Si	Hígado/ Hepatopáncreas	Sangre, / Hemolinfa
CAF		HPAs	Rápido		Si	No	Bilis	Orina
Estrés oxidativo	Inducción enzimática: catalasa, y Glutación-S-Transferasa	Varios	Rápido	S, P	No	Si	Hígado/ Hepatopáncreas	-
Cambios en sustratos energéticos		Varios	Rápido	S, P	No	Si	-	Organismos
Na ⁺ /K ⁺ ATPasa	Alteración enzimática	Varios	Rápido	-	No	Si	Branquias	-
<i>ALTERACIONES DEL SISTEMA INMUNE</i>								
Retinol	Modificaciones a nivel del retinol	HAPAs	Rápido	S	Si	Se desconoce	Hígado	Sangre

Guía para la elaboración de estudios de Evaluación de Riesgos a la Salud y el Ambiente

BIOMARCADOR	RESPUESTA BIOLÓGICA	CONTAMINANTE	TIEMPO DE RESPUESTA	SEÑAL	BIOMARCADOR EXPOSICIÓN	BIOMARCADOR EFECTO	DESTRUCTIVO	NO DESTRUCTIVO
Función tiroidea	Alteración de las funciones tiroideas	HAPAs	Medio	S	Si	No	Tiroides	Sangre
Inmunotoxicología	Varias	Metales pesados, HPAs, HAPAs, POFs	Medio, Lento	S	Si	Se desconoce	Células linfáticas	Sangre
<i>ALTERACIONES A NIVEL HISTOLÓGICO</i>								
Daños titulares, Tumores	Alteración de tejidos y órganos	Varios	Medio, Lento	S, P	No	Si	Varios tejidos	-
<i>ALTERACIONES FISIOLÓGICAS</i>								
Osmorregulación	Niveles de Na ⁺ , K ⁺ , CL ⁻ , Mg,	Varios	Rápido, Medio	S	No	Si		Sangre, hemolinfa
Respiración aerobia, Relación O/N (animales)	Consumo de oxígeno	Varios	Rápido	S	No	Si	-	Organismo
Eficiencia fotosintética	Captación de CO ₂	Varios	Rápido	S	No	Si	-	Planta completa u hojas
Desarrollo o crecimiento	Tiempo de desarrollo, Peso húmedo o seco, longitud	Varios	Medio, Lento	S, P	No	Si	-	Organismo
Reproducción	Tiempo de reproducción, número de descendientes, Imposex	Varios	Medio, Lento	S, P	No	Si	-	Organismo
Índices de condición		Varios	Medio, Lento	S, P	No	Si	-	Organismo
Alteraciones bioenergéticas	Campo de crecimiento	Varios	Medio, Lento	S, P	No	Si	-	Organismo
Porfirinas	Desórdenes metabólicos en el ciclo del EME	Metales pesados, HAPAs	Medio	S, D, P	Si	Si	Hígado y riñones	Sangre, heces
<i>ALTERACIONES CONDUCTUALES</i>								
Alteraciones conductuales	Patrones de nado, escape a depredadores, comportamiento migratorio	Varios	Rápido, medio	S, P	No	Si	-	Organismo
<i>ALTERACIONES A NIVEL POBLACIONAL</i>								
Estructura	Alteración en la abundancia, distribución, estructura de edades, biomasa	Varios	Lento	S, P	No	Si	-	Poblaciones de organismos

BIOMARCADOR	RESPUESTA BIOLÓGICA	CONTAMINANTE	TIEMPO DE RESPUESTA	SEÑAL	BIOMARCADOR EXPOSICIÓN	BIOMARCADOR EFECTO	DESTRUCTIVO	NO DESTRUCTIVO
<i>ALTERACIONES A NIVEL COMUNIDAD-ECOSISTEMA</i>								
Estructura	Diversidad de especies, biomasa	Varios	Lento	S, P	No	Si	-	Comunidades
Función	Flujo energético Trama trófica	Varios	Lento	S, P	No	Si	-	Comunidades

CAF: Compuestos aromáticos fluorescentes
 CBs: Carbamatos
 POFs: Plaguicidas organofosforados
 HPAs: Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos
 HAPAs: Hidrocarburos Aromáticos Polialogenados
 Tiempo de respuesta: Rápido horas - días; Medio= días - semanas; Lento= días – meses
 Señal: S= señal de un problema potencial; D= Indicador definitivo de una clase de contaminantes; P= Indicador predictivo de un efecto negativo a largo plazo.

Fuente: Modificado de Fossi *et al*, 1996. Con autorización de la Dra. Cecilia Vanegas y Dra. Cecilia Robles. Facultad de Ciencias, UNAM.

Anexo K Bibliografía

ANZECC (2000): Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality, Vol1 – The guidelines, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand and the Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Australia;
<http://tinyurl.com/q8tvcn9>.

ASTDR (2009). Glossary of Terms, Agency for Toxic Substances & Disease Registry, Estados Unidos de América; <http://www.atsdr.cdc.gov/glossary.html>.

BBodSchV (1998): Bundes-Bodenschutz-und Altlastenverordnung, Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, Anhang2 (Anexo2), Alemania; <http://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/>.

CAOT (2004): Guía de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas, Plan regional de Actuaciones en materia de suelos contaminados de la Comunidad de Madrid 2001-2006, Consejería de Ambiente y Orientación del Territorio, Dirección General de Promoción y Disciplina Ambiental; Madrid; España; http://www.madrid.org/cs/Satellite?c=CM_Publicaciones_FA&cid=1142403958964&idTema=1109265600870&language=es&pagename=ComunidadMadrid%2FEstructura&segmento=1&sm=1.

CCME (1999): Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment; Canada, <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/>.

FAO (2003): Draft Guidelines for Assessment of Ecological Hazards of Herbicide and Insect Resistant Crops, Plant Production and Protection Division, Food Agriculture Organization of the United Nations, Roma; http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Biodiversitypollination/Weeds/Docs/Risk_English.pdf

GOAG (2013): National Environment Protection Measures (NEPMs), Guideline 2013, Vol2 B1, Council of Australian Governments, Australia; <http://www.scew.gov.au/nepms>.

Health Canada (2004): Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada. Part II: Health Canada Toxicological Reference Values. Environmental Health Assessment Services Safe Environments Programme, Health Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contamsite/part-partie_ii/part-partie_ii_e.pdf

Health Canada (2008): Summary of Health Canada Toxicological Reference Values. May 2008, Draft. Personal Communication Louise White. Regional Health Risk Assessor and Toxicology Specialist, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada.

IHOBE (2003): Guía Metodológica. Análisis de Riesgos para la Salud Humana y los Ecosistemas; Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente; España;
http://www.ministeriodesalud.go.cr/index.php/component/docman/doc_view/2367-guia-metodologica-analisis-de-riesgos-para-la-salud-humana-y-los-ecosistemas-pais-de-vasco.

INECC: Publicaciones, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), México;

<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/new.consultaPublicacion.php>.

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

MATTIGOD, S. V., G. SPOSITO, AND A. L. PAGE. (1981): Factors affecting the solubilities of trace metals in soils. In D. E. Baker (Ed.). Chemistry in the soil environment. ASA Special Publication No 40. Amer. Soc. Agronomy, Madison, WI.

MINAM (2008): Decreto Supremo N°002-2008-MINAM; Aprueban los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua; Ministerio del Ambiente; Lima-Perú;

http://www.ana.gob.pe/media/664662/ds_002_2008_minam.pdf.

MINAM (2008): Decreto Supremo N°003-2008-MINAM; Aprueban Estándares de Calidad Ambiental para Aire; Ministerio del Ambiente, Lima-Perú;

<http://www.osinerg.gob.pe/newweb/uploads/GFE/Normativa/8%20Normativa%20Medioambiental/D.S.003.2008.MINAM.pdf>

MINAM (2013): Decreto Supremo N°002-2013-MINAM; Aprueban Estándares de Calidad (ECA) para Suelo; Ministerio del Ambiente; Lima-Perú; <http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wp-content/uploads/sites/22/2013/10/D-S-N-002-2013-MINAM.pdf>.

MINAM-PERU (2014a): Guía para el muestreo de suelos, en el marco del D.S. N°002-2013-MINAM, Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelos; Ministerio del Ambiente; Lima, Perú;

http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/04/GUIA-MUESTREO-SUELO_MINAM1.pdf

MINAM-PERU (2014b): Guía para la Elaboración de Planes de Descontaminación de suelos, en el marco del D.S. N°002-2013-MINAM, que aprueba los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelos Ministerio del Ambiente; Lima, Perú; http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/04/GUIA-PDS-SUELO_MINAM2.pdf.

MINSA (2014): Perfil Epidemiológico – Neoplasias Malignas más frecuentes de 1985 al 2011, Instituto Nacional de Enfermedades Neoplásicas, Ministerio de Salud, Perú;

<http://www.inen.sld.pe/portal/estadisticas/datos-epidemiologicos.html>.

NIH: TOXNET – Toxicology Data Network, US National Library of Medicine, National Institutes of Health, Estados Unidos de América; <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.

NSW EPA (2009): New South Wales Environmental Protection Agency, Waste Classification Guidelines Part 1: Classifying Waste, Australia, ISBN 978 1 74232-507 1; <http://www.environment.nsw.gov.au/>.

OMS (2010): Exposure to lead: a major public health concern,

<http://www.who.int/ipcs/features/lead.pdf>

ONU (1992): Convenio sobre la Diversidad Biológica. Organización de las Naciones Unidas;
<http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>.

PCM (2001): Decreto Supremo N°074-2001-PCM; Reglamento de Estándares Nacionales de Calidad Ambiental del Aire; Presidencia del Consejo de Ministros, Lima-Perú;
<http://sinia.minam.gob.pe/admDocumento.php?accion=bajar&docadjunto=1515>

PCM (2009): Ley de Recursos Hídricos N°29338, Art N°75: Protección del Agua, Presidencia del Consejo de Ministros, Perú; <http://www.ana.gob.pe/media/316755/leyrh.pdf>.

PCM (2009): Ley de Recursos Hídricos N°29338, Art N°83: Vertimiento de algunas sustancias, Presidencia del Consejo de Ministros, Perú; <http://www.ana.gob.pe/media/316755/leyrh.pdf>.

QUIMIFARMA NETWORK (1998): Base de Datos, Toxicología y Seguridad, Web Española Especializada en Química; <http://www.quimifarma.net/cas/basesDades/toxicologia.html>.

SAMPLE, BE, OPRESKO, DM y SUTER II, GW (1996), Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 revisión, ES/ER/TM-86/R3, Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division, Office of Environmental Management, US Department of Energy, United States;
<http://rais.ornl.gov/documents/tm86r3.pdf>.

MINAM/MINAGRI (2013): Atlas de evapotranspiración referencial; Ministerio de Ambiente del Peru - Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología y Ministerio de Agricultura; Lima; Perú.
<http://agroaldia.minag.gob.pe/biblioteca/download/pdf/informacion-especializada/2014/atlas.pdf>

SHUMAN, L. M. (1991): Chemical forms of micronutrients in soils. In J. J. Mortvedt (ed.), Micronutrients in agriculture. Soil Soc. Soc. Amer. Book Series #4. Soil Sci. Soc. Amer., Inc., Madison, WI.

SEMARNAT (2006): Guía Técnica para Orientar la Elaboración de Estudios de Evaluación de Riesgo Ambiental de Sitios Contaminados, Secretaria de Ambiente y Recursos Naturales, Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas; México D.F; <http://relasc.org/relasc-docs-orden/menu-biblioteca/publicaciones-tecnicas-cientificas-guias-y-manuales/mexico/guia-tecnica-para-orientar-la-elaboracion-de-estudios-de-evaluacion-de-riesgo-ambiental-de-sitios-contaminados/guiatecnicaorientarelaboracion2006.pdf>.

UK (2014): Contaminated Land - Pollutant Linkage, Chiltern District Council, Reino Unido,
<http://www.chiltern.gov.uk/article/2034/Pollutant-Linkage>.

US EPA (1989): Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol I, Human Health Evaluation Manual, EPA/540/1-89/002. Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S Environmental Protection Agency, Washington D.C; http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsa/pdf/rags_a.pdf

US EPA (1991): Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I -Human Health Evaluation, Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals), EPA/540/R-92/003. Office of

Research and Development, Washington D.C; United States of America; <http://epa-prgs.ornl.gov/radionuclides/HHEMB.pdf>

US EPA (1992a): Framework for Ecological Risk Assessment, EPA/630/R-92/001, Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, United States, http://rais.ornl.gov/documents/FRMWRK_ERA.PDF.

US EPA (1992b): Ground Water Issue, Behavior of Metals in Soils, EPA/540/S-92/018, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, United States, <http://www.epa.gov/superfund/remedytech/tsp/download/issue14.pdf>

US EPA (1996): Soil Screening Guidance Technical Background Document, Part 2: Development of Pathway Specific Soils Screening Levels, EPA/540/R95/128, Office of Solid Waste and Emergency Response, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, United States; http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/part_2.pdf.

US EPA (1997): Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments – Interim Final, EPA 540-R-97-006, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, United States; <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ecorisk/ecorisk.htm>.

US EPA (1997): Guiding Principles for Monte Carlo Analysis, EPA/630/R-97/001, Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, United States, <http://www.epa.gov/raf/publications/pdfs/montecar.pdf>.

US EPA (1998): Bioplume III, Natural Attenuation Decision Support System – User's Manual Version 1.0. Publication N° EPA/600/R-98/010; <http://www.epa.gov/ada/csamos/models/bioplume3.html>.

US EPA (2002): Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites, Office of Emergency and Remedial Response, Environmental Protection Agency, Washington D.C, Estados Unidos de América; <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/pdf/ucl.pdf>.

US EPA (2004) Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) Interim, EPA/540/R/99/005. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, United States; <http://www.epa.gov/swerrims/riskassessment/ragse/>.

US EPA (2005): Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, March 2005. Risk Assessment Forum; US Environmental Protection Agency; Washington D.C.; Estados Unidos de America; <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=116283>

US EPA (2006): Child Specific Exposure Factors Handbook (external review draft); Publication N° EPA/600/R/06/096A. Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Washington D.C.; Estados Unidos de America; <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=56747>

US EPA (2009): Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment), EPA-540-R-070-002, Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, US Environmental Protection Agency, Washington D.C; http://www.epa.gov/swerrims/riskassessment/ragsf/pdf/partf_200901_final.pdf.

US EPA (2011): Exposure Factors Handbook: 2011 Edition, EPA/600/R-090/052F, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, Estados Unidos de América; <http://www.epa.gov/ncea/efh/pdfs/efh-complete.pdf>.

US EPA (2013a): Statical Software ProUCL 5.5 for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations, Characterization and Monitoring Technical Support Center, Environmental Protection Agency, Washington D.C.; Estados Unidos de America; <http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/software.htm>.

US EPA (2013b): Integrated Risk Information System (IRIS), US Environmental Protection Agency, Washington D.C, Estados Unidos de América; <http://www.epa.gov/IRIS/>

US EPA-NJ (2013a): Guidance document, development of site-specific impact to ground water soil remediation standards using the Synthetic Precipitation Leaching Procedure, Versión 3.0, US Environmental Protection Agency, Department New Jersey Department of Environmental Protection, Estados Unidos de América; http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/rs/splp_guidance.pdf

US EPA-NJ (2013b): Guidance document, development of a dilution-attenuation factor for the impact to ground water pathway, Versión 2.0, US Environmental Protection Agency, Department New Jersey Department of Environmental Protection, EEUU; <http://www.nj.gov/dep/srp/guidance/rs/daf.pdf>

US EPA (2014b): Regional Screening Levels (Formerly PRGs); Pacific Southwest, Region 9, US Environmental Protection Agency, Washingn D.C, Estados Unidos de América; <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/>

US EPA: On – Line Tools for Site Assessment Calculation, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, United States; <http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/es.html>.

US EPA: Superfound cleanup process –basic information, Protection Agency, Washington D.C, Estados Unidos de América; <http://www.epa.gov/superfund/about.htm>.

US EPA: Vapor Intrusion, US Environmental Protection Agency, Washington D.C, United States; <http://www.epa.gov/oswer/vaporintrusion/>.

WHO (2005): International Programme on Chemical Safety (IPCS), Analytical Toxicology, World Health Organization, Ginebra-Suiza; http://www.who.int/ipcs/publications/training_poisons/analytical_toxicology/en/

WHO (2010): International Programme on Chemical Safety (IPCS), WHO Human Health Risk Assessment Toolkit: Chemical Hazards, IPCS harmonization project document No. 8, World Health Organization, Ginebra-Suiza; http://whqlibdoc.who.int/publications/2010/9789241548076_eng.pdf