

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Propuesta Elaborado por:

**Arturo Torres, Guillermo Espinosa-Reyes, César
Ilizaliturri, Donaji J. González, Israel Razo, Jesús
Mejía y Fernando Díaz-Barriga ***

Reporte para:

Instituto Nacional de Ecología

* Departamento de Toxicología Ambiental, Facultad de Medicina,
Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Avenida Venustiano

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

Carranza 2405, 78210, San Luis Potosí, S.L.P. México. Teléfono y Fax:
(444) 826-2354. Correo Electrónico: fdia@uaslp.mx

INTRODUCCIÓN	5
CAPÍTULO 1.-EVALUACIÓN DEL SITIO ESCENARIO DE RIESGO	9
1. ANTECEDENTES GENERALES DEL SITIO	10
1.1 DESCRIPCION DEL SITIO	10
1.2. HISTORIA DEL SITIO	11
1.3. INFORMACION GEOGRAFICA	12
2. ESCENARIO HUMANO	14
2.1. INFORMACIÓN DEMOGRÁFICA	14
2.2. VIVIENDA	14
2.3. ÁREAS DE RECREACIÓN	15
2.4. ESPACIOS EDUCATIVOS	15
2.5. VULNERABILIDAD DE LA COMUNIDAD	15
2.6. FUENTES DE ALIMENTOS	16
2.7. ASPECTOS MIGRATORIOS	16
2.8. PREOCUPACIONES DE LA COMUNIDAD	16
3. ESCENARIO ECOLÓGICO	17
3.1. INFORMACIÓN GENERAL DEL SITIO DE ESTUDIO	17
3.2. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE ESPECIES PARA BIOMONITOREO	20
3.3. ANTECEDENTES DE EFECTOS EN ESPECIES SELECCIONADAS	21
3.4. DISTURBIO ANTROPÓGENO	22
4. PRIMERA INTEGRACIÓN DEL CONOCIMIENTO	22
4.1. ANÁLISIS CARTOGRÁFICO DE LA INFORMACIÓN	22
4.2. VISITA AL SITIO	22
4.3. MODELO PRELIMINAR DEL SITIO	23
CAPÍTULO 2.-ESTIMACIÓN DEL RIESGO	24
1. MONITOREO AMBIENTAL EN RUTAS DE EXPOSICIÓN	25
1.1. RUTAS DE EXPOSICIÓN	25
1.2. IDENTIFICACIÓN DE LAS RUTAS DE EXPOSICIÓN	25

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

1.3. ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL	27
1.4. SELECCIÓN DE CONTAMINANTES CRÍTICOS	29
2. ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN EN EL ESCENARIO HUMANO	30
2.1. IDENTIFICACIÓN DEL CONTAMINANTE	30
2.2. ANÁLISIS DOSIS-RESPUESTA	31
2.3. ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN	32
2.4. CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL RIESGO	39
2.5. FACTORES ASOCIADOS AL RIESGO	43
2.6. ANÁLISIS FINAL	44
3. MODELOS TOXICOLÓGICOS EXPERIMENTALES	45
3.1. ESPECIES SILVESTRES	45
3.2. BIOENSAYOS	46
4. ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN EN EL ESCENARIO ECOLÓGICO	46
4.1. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA EN EL ESCENARIO ECOLÓGICO	46
4.2. ETAPA DE ANÁLISIS	47
4.3. CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL RIESGO	48
5. SEGUNDA INTEGRACIÓN DEL CONOCIMIENTO	51
5.1. TOXICIDAD POR MEZCLAS QUÍMICAS	51
5.2. ESTIMACIÓN DEL RIESGO INTEGRADO	51
5.3. MODIFICACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO	52
CAPÍTULO 3.-EVALUACIÓN DE EFECTOS	53
1. IDENTIFICACIÓN DE POBLACIONES EN RIESGO	54
2. BIOMARCADORES DE EXPOSICIÓN Y EFECTO EN HUMANOS	54
2.1. BIOMARCADORES DE EXPOSICIÓN	55
2.2. BIOMARCADORES DE EFECTO	59
3. BIOMARCADORES DE EXPOSICIÓN Y EFECTO EN BIOTA	59
3.1. BIOMARCADORES DE EXPOSICIÓN EN BIOTA	59
3.2. BIOMARCADORES DE EFECTO EN BIOTA	60
3.3. CONSIDERACIONES PARA EL USO DE BIOMARCADORES	61
3.4. ÍNDICES BIÓTICOS	64
CAPÍTULO 4.-CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO	74

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

1. ESCENARIO AMBIENTAL	75
2. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO ESCENARIO HUMANO	75
3. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO ESCENARIO ECOLÓGICO	76
4. CARACTERIZACIÓN INTEGRADA DEL RIESGO	76
CAPÍTULO 5.-CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	78
1. CONCLUSIONES	79
2. RECOMENDACIONES	80
3. ACCIONES DE SALUD PÚBLICA	82
4. ACCIONES DE PRESERVACIÓN ECOLÓGICA	82
5. COMUNICACION DEL RIESGO	82
REFERENCIAS	84
ANEXO 1	91
ANEXO 2	92
ANEXO 3	93
ANEXO 3	105
ANEXO 5	107

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

INTRODUCCIÓN

La evaluación del riesgo es un proceso que tiene como objetivo asignar magnitudes y probabilidades a los efectos adversos de la contaminación. En consecuencia, éste proceso resulta ser un instrumento que puede utilizarse para definir si un sitio contaminado merece o no ser intervenido. Con ello puede establecerse si el grado de contaminación presente en un sitio genera efectos nocivos; entre mayor sea el riesgo de que la contaminación afecte a los seres vivos, mayor será la necesidad de instrumentar programas de restauración.

Por razones prácticas, las metodologías de evaluación de riesgo para salud humana y para biota (riesgo ecológico) se han desarrollado de manera independiente; sin embargo, paulatinamente se reconoce cada vez la exigencia de establecer de mejores niveles de protección tanto al ser humano como a los otros componentes del ambiente, por ello surge la necesidad de diseñar una a una metodología de evaluación de riesgo integrada que contemple a tanto a la población humana como a los otros receptores ecológicos en un solo proceso.

En materia ambiental las decisiones no pueden ser completamente adecuadas si sólo se considera de forma parcial la protección a los humanos o sólo a las otras especies biológicas, poblaciones ó ecosistemas. En muchos casos la contaminación ambiental afecta más a los receptores no humanos (mayor exposición) o incluso éstos individuos resultan ser los más sensibles a los efectos negativos (Suter 1993, Aylward Lesa L., *et al* 1996; Ramondetta and Repossi, 1998), éstas características frecuentemente conducen que tanto los evaluadores de riesgo humano como ecológico, generen evidencias que podrían parecer contradictorias acerca de la naturaleza de los riesgos asociados a un sitio contaminado.

Debido a lo anterior, resulta clara la necesidad de establecer una metodología integrada de evaluación de riesgo, enfocada a los escenarios reales que se presentan en un sitio contaminado, tales como: la presencia de mezclas de contaminantes, diferentes compartimientos ambientales, varias rutas de exposición y, principalmente el impacto simultáneo sobre los diversos receptores tanto ecológicos como humanos. Por tanto, las razones fundamentales para realizar una evaluación integrada del riesgo son: 1) Mejorar la

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

calidad y la eficiencia del proceso de evaluación por medio del intercambio de información entre la salud humana y los estudios ecotoxicológicos; y 2) Proveer de mejores argumentos para el proceso de toma de decisiones ambientales.

El esquema que se propone este documento no pretende conjuntar las metodologías ya descritas de la "Evaluación del Riesgo en Salud" (OPS, 1999) y de la "Evaluación del Riesgo Ecológico" (EPA, 1993a; 1993b; 1994a; 1994b; 1998; 1999, Sutter, 1993) debido a que, de seguir ese camino, se tendría una metodología larga, complicada y costosa. Por el contrario, para el diseño del método integral solamente se han tomado -como se verá más adelante- los puntos clave de ambas. Es decir, este esfuerzo integrado debe ser considerado como una propuesta diferente y no, como un sustituto de las metodologías ya descritas; debido a que bajo los escenarios imperantes en los países en desarrollo, resultaría sumamente complicado desarrollar las metodologías mencionadas anteriormente. Este nuevo diseño se ha desarrollado tomando en cuenta las limitaciones principalmente económicas, de información y de personal capacitado, que prevalecen en este tipo de países, por lo que al mismo tiempo, ésta propuesta busca asegurar que los resultados generados sean suficientemente sólidos para justificar las acciones o los criterios de intervención en un sitio contaminado.

El presente trabajo se dividió en 5 capítulos en el que se explican detalladamente las etapas del proceso de evaluación de riesgo integrado; sin embargo, actualmente está en desarrollo y validación un apartado adicional en donde se indican los pasos propuestos para la Identificación de Sitios Peligrosos; en ellos, el evaluador de riesgo deberá establecer: 1) Un grupo organizador considerando diversos elementos de la sociedad con el que se generará; 2) Un listado preliminar de sitios potencialmente contaminados; 3) La priorización de la lista de sitios potencialmente peligrosos; y 4) La organización de la siguiente etapa.

Dicho apartado busca presentar un sistema para obtener un listado priorizado de sitios peligrosos con un método se diseñado para aquellas regiones que carecen de dicha lista y donde se presume que la información ambiental es incompleta. La carencia de información es la principal limitante y con ello aumenta el grado de incertidumbre. Dichas incertidumbres serán superadas en la medida en que se van completando los estudios

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

ambientales que se proponen efectuar en las siguientes fases de la metodología. En consecuencia, la falta de información será barrera para obtener un listado.

En América, existen diversos instrumentos utilizados para priorizar los sitios potencialmente contaminados (OPS, Brasil, etc.); sin embargo, de acuerdo con el esquema de trabajo de la presente metodología, lo mejor será contar con un sistema que integre tanto criterios de riesgo ecológicos como de riesgo para la salud humana, dicho procedimiento aún se encuentra en proceso de validación por parte del INE.

En la presente metodología, el Capítulo 1 describe las bases para establecer la Primera Integración del Conocimiento del área, con la que se describirá de forma inicial el Escenario de Riesgo; Las primeras tres partes de este capítulo implican una revisión documental del sitio, para que junto con la última etapa podamos establecer una metodología en un Modelo Preliminar del Sitio, en la que se incluyen los principales elementos obtenidos por los Antecedentes Generales del sitio; así como la información más relevante acerca de los aspectos demográficos y ecológicos del sitio de estudio.

En el Capítulo 2 se detallan los pasos requeridos para realizar la Estimación del Riesgo en la que se incluye todo un proceso que permitirá la valoración del riesgo tanto para humanos como para los receptores ecológicos derivados de la exposición a los contaminantes presentes en un sitio peligroso, este proceso está basado en un Monitoreo Ambiental de las Rutas de Exposición y La Estimación de la Exposición Humana. Una de las principales limitaciones en estudios de riesgo ecológico es la carencia de información acerca del daño provocado por los contaminantes en la vida silvestre de un sitio, este capítulo provee una guía para realizar estudios en receptores silvestres y propone la utilización de ensayos por medio de Modelos Toxicológicos Experimentales con la finalidad de generar información sobre los efectos adversos, derivados de la exposición a un compuesto tóxico. La generación de información acerca de las dosis a las que se presentan efectos negativos es muy importante porque permite realizar, La Estimación de la Exposición en el Escenario Ecológico y la Estimación del Riesgo; finalmente con toda la información se propone una segunda Integración del Conocimiento, por medio de un segundo modelo conceptual del sitio basado en la primera aproximación al problema.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

En el Capítulo 3 se describe el procedimiento para realizar la Evaluación de los Efectos en las Poblaciones en Riesgo, esta sección indica la utilización de los Biomarcadores de Exposición y de Efecto para los escenarios humano y ecológico, así como una guía para realizar una valoración de los componentes bióticos de la zona de estudio y su asociación con el impacto ambiental que provoca la contaminación del área.

El Capítulo 4 se centra en la Caracterización del Riesgo en tres Escenarios que son, Ambiental, Humano y Receptores Ecológicos. Es en esta sección donde se propone la Caracterización Integrada del Riesgo que permitirá la asignación conjunta de las magnitudes de los efectos adversos en estos tres escenarios.

Finalmente en el Capítulo 5 se plantean Conclusiones y Recomendaciones a las que se llegan después de haber implementado la metodología. Se ejemplifican Acciones correctivas para salud pública y ecológica, como estrategias de remediación y/o restauración del sitio, implementación de programas de comunicación de riesgo, así como algunas estrategias de conservación ecológica.

CAPÍTULO 1.- EVALUACIÓN DEL SITIO ESCENARIO DE RIESGO

1. ANTECEDENTES GENERALES DEL SITIO

1.1 DESCRIPCIÓN DEL SITIO

La información debe buscarse en diversas fuentes, incluyendo las oficiales, las universitarias, las de consultorías privadas, etc. Durante la visita al sitio (ver más adelante), podrá corroborarse o completarse la información obtenida.

1.1.1. Nombre del sitio. Deben incluirse el nombre oficial y la denominación popular.

1.1.2. Ubicación del sitio. La información de este punto deberá complementarse anexando un mapa donde claramente se señale la localización y el área de influencia del sitio. Además de las coordenadas (georreferencia en unidades UTM y geográficas), siempre es importante referir la ubicación a un punto geográfico conocido, como una ciudad, un río, etc.

1.1.3. Tipo de sitio. Exponer la descripción que mejor se acerque a la realidad del sitio. Por ejemplo: campo agrícola; zona minera; área industrial; microindustria (especificando el tipo); depósito no controlado (de residuos sólidos o líquidos, de residuos industriales, urbanos, hospitalarios, etc.); área impactada por contaminación natural (especificando); etc.

1.1.4. Información oficial sobre los tóxicos presentes en el sitio. Para la mayoría de los sitios, es poco probable que exista este tipo de información; sin embargo, en caso de que la hubiere, es de suma importancia que incluya datos que permitan establecer la calidad y por ende, la confiabilidad de la misma. En caso de no contarse con esta información, el evaluador deberá anotarlo en su reporte.

1.1.5. Descripción del proceso contaminante ó del origen de la contaminación. En muchos casos será factible la identificación de la fuente contaminante y por ende, podrá establecer el proceso que da lugar al problema ambiental; sin embargo, es importante considerar que en algunos casos el origen de la contaminación se encuentra alejada del

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

sitio. Por ejemplo, el origen de la contaminación de un lago puede estar gradiente arriba de algún río afluente de él.

1.1.6. Actividades que se desempeñan en el sitio. Deberán incluirse todas las actividades que pudieren afectar de alguna manera el escenario de exposición, así por ejemplo, dentro de las económicas, habría que apuntar las actividades industriales, comerciales, agropecuarias, etc. Entre las actividades recreativas se pueden incluir natación en ríos, cacería, presencia de campos deportivos, etc. Para la evaluación de la exposición se requiere que las actividades incluyan temporalidad (por ejemplo, en épocas de vacaciones, sólo los fines de semana, ocho horas diarias, etc.). A fin de estimar el riesgo de la exposición, es necesario describir los usos del suelo pasados, presentes y futuros (zona industrial, residencial, comercial, recreativa, agrícola, etc.).

1.1.7. Descripción de barreras que impidan el acceso al sitio. El libre acceso al área contaminada permite la exposición de la población a las sustancias químicas. Por ejemplo, en un lugar donde hubiese residuos industriales almacenados en tambos, los pobladores podrían entrar en contacto con los residuos al utilizar dichos tambos para almacenar agua potable.

1.2. HISTORIA DEL SITIO

Esta sección tiene como objetivo la recopilación de información para contestar cuatro preguntas:

- ¿Cuál es el origen de la contaminación ?
- ¿ Desde cuándo existe la contaminación en el sitio ?
- ¿ La contaminación ha sido siempre la misma ?
- ¿ Desde cuándo ha ocurrido la exposición humana a los contaminantes ?

1.2.1. Inicio de operaciones de la fuente contaminante o de la contaminación. Probablemente en algunas ocasiones, la fecha de los eventos deberá obtenerse de entrevistas efectuadas con pobladores del lugar; en caso de que así ocurra, deberá verificarse la fecha mediante entrevistas con dos o más personas independientes.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

1.2.2. Eventos desde el inicio de operación (y de la contaminación). Deberán registrarse todos los acontecimientos significativos que hayan determinado el tipo de contaminación a través del tiempo. Por ejemplo: ¿La contaminación ha sido siempre del mismo tipo? ¿Han existido otras fuentes contaminantes, ahora clausuradas o abatidas? ¿El sitio ha tenido siempre el mismo uso de suelo? ¿Dónde almacenaban los residuos décadas atrás? ¿Han existido fugas del contaminante?

1.2.3. Historia de actividades humanas relacionadas con el área contaminada. Deberán registrarse todos los acontecimientos que determinen el tipo de exposición humana a los contaminantes del sitio. Por ejemplo: ¿Existían áreas de recreación en las zonas contaminadas? ¿Había campos agrícolas en las áreas ahora urbanizadas?

1.2.4. Acciones realizadas para remediar el problema de contaminación. En algunos sitios podrían haberse llevado a cabo acciones de restauración parcial o total que fueren importantes para definir el actual riesgo del sitio. Por ejemplo, pavimentación de zonas sobre suelo contaminado, confinamiento de tambos con material peligroso, etc. Las acciones de restauración deben tomarse en cuenta ya que pudieron haberse dado en situaciones de emergencia y por lo tanto, podrían no ser las más adecuadas. En uno de los anteriores ejemplos, el almacenamiento de los tambos en las celdas podría haberse dado en condiciones no controladas ó pudiera ocurrir que las celdas estuviesen construidas con material permeable que en el futuro facilitara la lixiviación de los residuos.

1.3. INFORMACION GEOGRAFICA

Para esta sección es de suma utilidad la información que pueda obtenerse de las Instituciones Oficiales (por ejemplo, en México sería el caso del Instituto Nacional de Estadística, Geografía, e Informática).

1.3.1. Terreno. Deberá recopilarse información topográfica del sitio e información relevante para el transporte y destino de los contaminantes. Por ejemplo: presencia de fracturas geológicas que pudiesen conectar a la superficie con cuerpos de agua profunda; cavernas o deformaciones del terreno donde pudiese haber almacenamiento clandestino de

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

residuos peligrosos o basura municipal; características del terreno que posibilitaran la generación de corrientes de agua en épocas de lluvia, etc.

1.3.2. Suelo. Este punto deberá centrar la información en el tipo de suelo y en datos sobre la cubierta vegetal. Atención con la historia sobre aplicación de plaguicidas.

1.3.3. Agua Superficial. Se requiere su clasificación (arroyo intermitente, río, lago, etc.). Información sobre sus usos (consumo humano, agrícola, abrevadero, pesca, recreación, lavado de ropa, etc.). Datos sobre descargas industriales, agrícolas, urbanas, etc. Antecedentes sobre inundaciones en los últimos años. En caso de que las inundaciones sean frecuentes: ¿El sedimento ha contaminado el suelo?

1.3.4. Agua Subterránea. Clasificación (acuífero no confinado, semiconfinado ó confinado). Dirección de la corriente subterránea. Antigüedad, localización, profundidad y usos de los pozos ubicados en la región. ¿Puede contaminarse el acuífero por el material presente en la superficie? ¿Existen datos de sobreexplotación del acuífero? ¿El acuífero superficial podría estar en contacto con el acuífero profundo a través de los pozos? En caso de que no hubiere antecedentes en la zona del sitio, habrá que examinar la información oficial que hubiere sobre la región. La dirección de la corriente subterránea puede estimarse con base al nivel del agua en los pozos profundos del área.

1.3.5. Recursos Naturales (Flora, Fauna, etc). ¿Puede existir contaminación de la flora y fauna? ¿Pueden llegar los contaminantes a través de la cadena alimentaria hacia el hombre? ¿El recurso contaminado es fuente de alimento de la comunidad? ¿El recurso contaminado se emplea como cocción para las actividades del hogar (cocción de alimentos, baño diario, etc.)?

1.3.6. Datos meteorológicos relevantes. Promedio anual de precipitación pluvial, época de máxima precipitación y época de estiaje (secas). Temperatura promedio anual, época de frío y época de calor. Dirección de vientos predominantes (rosa de vientos). Cambios de vientos según las épocas del año. Otros datos relevantes del sitio.

2. ESCENARIO HUMANO

2.1. INFORMACIÓN DEMOGRÁFICA

La información de esta sección debe obtenerse a partir de los datos censales. Sin embargo, siempre que sea posible, durante la visita al sitio habrá que verificar la información obtenida. Los objetivos de la información demográfica son: (1) definir la magnitud de la población mayormente expuesta; y (2) establecer con detalle la distribución por edades, sexo y grupos étnicos. En el Censo Mexicano la información demográfica está vertida en áreas denominadas AGEBS (Áreas Geoestadísticas Básicas), por lo tanto, es factible establecer la cantidad de individuos que viven a diferentes distancias de la fuente contaminante.

Un hecho particularmente importante es el conocimiento de los grupos étnicos y de los grupos etéreos. Diversos factores toxicológicos afectan más a unos grupos que a otros (por ejemplo, el efecto endocrino del plomo se presenta más en mujeres afroamericanas Selevan et al., 2003), en tanto, la excreción de creatinina por orina, un factor muy empleado para ajustar las concentraciones urinarias de tóxicos, es diferente entre grupos de edad, géneros y etnicidad (Canfield et al., 2003). Basten estos dos ejemplos para puntualizar la importancia de este tipo de conocimiento.

2.2. VIVIENDA

Debe obtenerse conocimiento sobre: i) tipo de vivienda (material de construcción, tipo de piso, contar con patio doméstico de tierra, etc.); ii) localización del área residencial con respecto a la fuente (distancia, localización con respecto a la dirección de vientos predominantes, etc.); iii) antigüedad del área residencial; iv) presencia de contaminantes interiores (fumigación de insecticidas en zonas palúdicas, empleo de leña para la cocción de alimentos, etc.); v) proyectos de crecimiento del área residencial; vi) localización del dormitorio y del área de preparación de alimentos; vii) industria familiar localizada en la misma dirección de la vivienda (carpinterías, ladrilleras, invernaderos, etc.), viii) tiempo que pasa la mujer cocinando, el niño en interiores (cualquier información útil para establecer patrones de comportamiento en el interior de la vivienda) ; ix) otros.

2.3. ÁREAS DE RECREACIÓN

Sobre las áreas donde juegan los niños es importante conocer: i) el material con el cual están contruidos los juegos (en algunos casos de juegos de madera, la madera está tratada con insecticidas organoclorados o en base a la mezcla cromo-cobre-arsénico); ii) el tipo de piso del área de recreación (pasto, tierra, material sintético, trozos de llanta, etc.); iii) localización del área con respecto a la fuente (distancia, localización con respecto a la dirección de vientos predominantes, etc.); iv) antigüedad del área; v) eventos de restauración en el área (por ejemplo, cambio de suelo, plantar pasto, poner cemento, etc.); vi) frecuencia de juego (importantísimo para el momento de estimar el riesgo); vii) otros. Es muy importante establecer si los niños juegan donde existen tóxicos (residuos mineros, áreas agrícolas con plaguicidas, ríos contaminados, etc.).

2.4. ESPACIOS EDUCATIVOS

Debe obtenerse una información similar a la que se recopile para la vivienda, enfatizando tiempo de recreo y características del área de recreación. ¿Los niños tienen que caminar para llegar a la escuela, por dónde, a qué hora?

2.5. VULNERABILIDAD DE LA COMUNIDAD

Puede consultarse el índice de marginación de la CONAPO (Consejo Nacional de Población) que incluye entre otros a factores como el nivel socioeconómico, los tipos de vivienda, el nivel académico, el acceso a drenaje y agua potable, etc. Además, el evaluador podrá advertir otros factores como acceso a servicios médicos, disposición y manejo de basura doméstica (el quemar basura puede ser fuente de dioxinas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, etc.), hacinamiento, consanguinidad, etc. Es decir, cualquier factor que pudiera incrementar la exposición a las sustancias químicas o que pudiere aumentar el número de tóxicos a los cuales pudieran estar expuestos los individuos de la comunidad.

2.6. FUENTES DE ALIMENTOS

¿Los alimentos pudieran estar contaminados con los plaguicidas que se emplean en la zona (áreas agrícolas), o con polvo rico en metales (zonas mineras o metalúrgicas), etc.? ¿Los alimentos lácteos podrían estar contaminados con compuestos organoclorados, bromados, etc.? ¿Preparan sopas, bebidas, alimento de bebé, etc., con el agua contaminada (áreas con fuentes de agua contaminada)? ¿Emplean barro vidriado (plomo)? ¿El pescado podría traer metales, contaminantes orgánicos persistentes u otros tóxicos? En fin, hay que obtener información sobre los alimentos, la procedencia, la variedad, la cantidad y la frecuencia de consumo.

2.7. ASPECTOS MIGRATORIOS

En México, en zonas marginadas es común que se presenten altos índices de migración, bien dentro del país para ir a trabajar a zonas urbanas o a campos agrícolas, bien fuera del país. Es importante considerar la migración porque abre opciones a cambiar patrones de exposición, pero además, puede incrementar la cantidad de basura compleja (empaques de material eléctrico, computadoras obsoletas, piezas de coches antiguos, etc.). En otro sentido, los materiales (bienes) que los trabajadores migrantes llevan a sus comunidades podrían ser materiales tratados con sustancias químicas producidas en el mundo desarrollado (por ejemplo, los retardantes de flama).

2.8. PREOCUPACIONES DE LA COMUNIDAD

La interacción con la comunidad es clave para el buen desarrollo del estudio. Los miembros de la comunidad afectada deben estar enterados de los trabajos que se realizarán en el sitio. Para ello, deberán buscarse las mejores estrategias de comunicación de riesgo; incluyendo desde luego, la honestidad y el uso de un lenguaje claro y franco. El evaluador debe establecer un listado de las preocupaciones comunitarias relacionadas con el sitio, en materia de contaminación, salud y estrategias de limpieza. Se recomienda la recopilación de la información publicada en los medios locales de comunicación (editando el amarillismo y las noticias sin sustento). Asimismo, deben efectuarse entrevistas con miembros de la comunidad, autoridades locales y personal médico de la región (poner atención en las

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

clínicas rurales de salud). Si el evaluador realizó una buena labor en este punto, al final deberá contar con un listado de las preocupaciones de la comunidad en lo referente a los riesgos en salud asociados al sitio contaminado y con una visión clara del sentir comunitario sobre cómo debe manejarse la problemática del área en estudio.

3. ESCENARIO ECOLÓGICO

3.1. INFORMACIÓN GENERAL DEL SITIO DE ESTUDIO

3.1.1 Fisiografía. Se deberá hacer una descripción de las principales unidades fisiográficas y geomorfológicas. Las unidades deben de describir el tipo de geoforma (cerros, depresiones, laderas, etc.); ubicación, extensión, altitud, pendiente, factores erosivos predominantes, etc.

El evaluador deberá realizar cartografía con la finalidad de sintetizar y contextualizar la información que ayudará a la realización del modelo conceptual.

3.1.2 Geología. De forma general debe realizarse una descripción geológica del área, en la cual se deberán tomar en cuenta aspectos de geología: a) histórica –origen, desarrollo y procesos a través del tiempo que dieron forma a la geología local-, b) estratigráfica (composición, edad, profundidad, dureza y permeabilidad de los estratos, presencia de fallas y fracturamientos, etc.) y c) estructural (descripción litológica, composición mineralógica, etc.)

Otro aspecto que debe presentarse en esta parte es la susceptibilidad de la zona a: sismos, deslizamientos, derrumbes u otros movimientos de suelo o roca y posible actividad volcánica.

El evaluador deberá realizar cartografía con la finalidad de sintetizar y contextualizar la información que ayudará a la realización del modelo conceptual

3.1.3 Clima. Se deberán describir los principales tipos de clima según la clasificación de Köppen (o de acuerdo a su clasificación local). Así como los principales datos meteorológicos del sitio como: precipitación-temperatura mensual, anual y extremas, humedad relativa y absoluta, balance hídrico (evaporación-evotranspiración), radiación e incidencia solar, vientos predominantes (dirección y velocidad) mensual y anual, época de

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

estiaje, lluvia etc. El evaluador deberá realizar cartografía, diagramas ombrotérmicos y rosas de vientos, con la finalidad de resumir y contextualizar la información que ayudará a la realización del modelo conceptual. Mientras más información histórica se recabe del área, se tendrá una mayor comprensión de los ciclos climáticos de la zona de estudio.

Es importante describir fenómenos meteorológicos extremos como huracanes, nortes, tormentas tropicales, inundaciones, heladas, nevadas, etc.

3.1.4 Suelo. Se deberán describir los tipos de suelo de acuerdo con la clasificación de FAO-UNESCO, así como sus principales características físico químicas como: la estructura, textura, materia orgánica, profundidad, fases, pH, bases intercambiables, porosidad, conductividad térmica e hidráulica, salinización, capacidad de saturación, etc. Se deberá describir su susceptibilidad a la: erosión, acidificación, compactación, etc. Así como la estabilidad edáfica.

El evaluador deberá realizar cartografía con la finalidad de sintetizar y contextualizar la información que ayudará a la realización del modelo conceptual.

3.1.5 Hidrología. Se deben describir los aspectos geohidrológicos e hidrológicos de la(s) cuenca(s) en la(s) que se encuentra localizado el sitio. Se deben incluir aspectos de recarga de acuíferos, transporte y aprovechamiento de aguas subterráneas así como datos relativos a: profundidad de acuíferos, nivel freático, porosidad, tasas de infiltración, de calidad de agua subterráneas, presencia de fallas y fracturas, localización de pozos y norias.

En cuanto a la hidrología superficial se deben señalar los cuerpos de aguas superficiales que puedan ser afectados por los contaminantes. Señalar además la calidad del agua de acuerdo a parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad, sólidos suspendidos totales, DQO, y coliformes totales, etc.) y metales como Pb, Cd, Cu, Zn, etc. Se deben de tomar en cuenta para esta descripción: la capacidad de transporte, migración y acumulación de los contaminantes hacia otras áreas, superficies o ecosistemas. Para la hidrología subterránea se deben describir aspectos como profundidad y dirección de acuíferos, principales usos y calidad del agua.

En el caso de que el sitio se localice en una zona marina se deben de tomar en cuenta para la descripción: tipo de costa, ambientes, fisiografía, batimetría, etc. Se debe hacer además la caracterización física de las masas de agua (salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, características generales del ambiente abiótico). Si el sitio se localiza en

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

una zona costera se deben de tomar en cuenta los márgenes del sistema lagunar, batimetría, calidad del agua (salinidad, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, fosfatos y amonio) Para ambos casos se deben considerar las condiciones generales y las variaciones estacionales.

El evaluador deberá realizar cartografía con la finalidad de sintetizar y contextualizar la información que ayudará a la realización del modelo conceptual.

3.1.6 Vegetación. Describir los tipos de vegetación terrestre y/o acuática y su distribución geográfica, de acuerdo con el sistema de clasificación INEGI (o a su sistema de clasificación) así como su estado de conservación. Se deberá de elaborar un listado de las especies presentes en el área de estudio así como resaltar las que estén bajo algún estatus de protección (de acuerdo a la normatividad nacional e internacional), así como aquellas que se puedan considerar de relevancia ecológica, cultural, científico o comercial.

Es de principal relevancia describir en este punto el uso de suelo y vegetación que represente las principales actividades productivas como ganadera, agricultura, minería, etc.

El evaluador deberá realizar cartografía con la finalidad de sintetizar y contextualizar la información que ayudará a la realización del modelo conceptual.

3.1.7 Fauna. Se deberá realizar un inventario de las especies o comunidades faunísticas terrestres, acuáticas y de humedal reportadas o avistadas en el sitio; se deberá indicar su distribución espacial, abundancia, así como aspectos fenológicos. Se identificarán aquellas especies que estén bajo algún estatus de protección (de acuerdo a la normativa nacional e internacional), así como aquellas que se puedan considerar de relevancia ecológica, cultural, científico o comercial.

Se deberán identificar los radios de actividad para aquellos grupos considerados como vulnerables, así como de las áreas sensibles como corredores, zonas de anidación, de refugio, de alimentación, de crianza, etc. También es relevante identificar y mencionar sucesos biológicos únicos como migraciones en masa, zonas de presencia de juveniles, etc.

El evaluador requiere realizar cartografía con la finalidad de sintetizar y contextualizar la información que ayudará a la realización del modelo conceptual.

3.2. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE ESPECIES PARA BIOMONITOREO AMBIENTAL

A fin de establecer un esquema inicial de trabajo, se recomienda la selección de especies **críticas**, es decir, aquellas especies animales o vegetales, que tienen un papel importante en la dinámica del ecosistema y/o importancia (económica, cultural, científica, etc.) para el hombre y que podrían tener mayor vulnerabilidad por la contaminación del sitio en estudio; en esta metodología se asume que al proteger a las especies críticas se estará protegiendo a las demás. A continuación se proponen varios criterios para determinar cuál o cuales serán las especies a evaluar tales como:

- Los **contaminantes** presentes en el sitio. No es imperativo realizar un monitoreo ambiental en las diferentes matrices (suelo, agua, aire) para identificar los contaminantes, ya que es posible obtener esta información consultando literatura especializada, sin embargo, en caso de no existir antecedentes, será necesario generar información al respecto.
- Las probables **rutas de exposición** (ingesta, inhalación y dérmica) que dependerán del comportamiento ambiental de los contaminantes. Una vez determinados los contaminantes y las probables rutas de exposición, es posible determinar qué especies son las más expuestas.
- Seleccionar las especies de **biología bien conocida** (dieta, nicho ecológico, amplitud de hábitat, época reproductiva, hábitos de conducta, etc.), esto se puede determinar con base en literatura. Se recomienda realizar un muestreo poblacional preliminar para establecer si las especies propuestas son abundantes, de lo contrario será necesario seleccionar otras especies.
- Las especies seleccionadas deben ser relativamente de **fácil captura y manejo** (insectos, peces, roedores).
- Realizar un análisis documental básico de los componentes de la red trófica que existen en el sitio de estudio, con la finalidad de seleccionar especies

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

preferentemente ubicadas en **diferentes niveles de la red trófica**, para lograr una mejor caracterización de la magnitud del impacto ecológico y su posible afectación a la población humana.

Con la finalidad de contar con la mayor información posible se sugiere seleccionar por lo menos tres especies por ecosistema, buscando de esta manera tener la mejor representación de los niveles tróficos. Preferentemente, las especies seleccionadas deben pertenecer a diferentes sistemas biológicos, por ejemplo; en el caso hipotético que en un sitio de estudio existan los siguientes tres sistemas la selección se podría realizar de esta forma: terrestre: lombrices, roedores y serpientes; humedal: ranas, culebras y cocodrilos; acuático: crustáceos, moluscos y peces.

Las especies vegetales también pueden ser estudiadas sin embargo, esta metodología tiene como objetivo realizar una integración entre dos escenarios (el humano y fauna silvestre), por lo que se ha elegido trabajar con animales, que biológicamente están más emparentados con el humano a diferencia de las plantas.

Finalmente, el evaluador deberá asesorarse con biólogos y con los pobladores de la región a fin de contar con la mejor selección de especies críticas.

3.3. ANTECEDENTES DE EFECTOS EN ESPECIES SELECCIONADAS

Los antecedentes que se buscan conocer son todos aquellos que permitan establecer las rutas de exposición a los contaminantes presentes en el sitio (ver Cap. 2). Así, es importante definir el hábitat y las cadenas tróficas en las cuales participa. Además, es imperativo definir si son especies migratorias, ya que es complicado trabajar con este tipo de especies. Con los datos anteriores se pueden fijar las rutas de exposición por alimento y en los ambientes de su hábitat (suelo, agua, sedimentos, etc.).

Se persigue establecer los antecedentes existentes en las especies críticas que pudieran tener alguna asociación con los contaminantes del sitio, por ejemplo, aparición de tumores, menor producción de leche, huevos con cascarón delgado, cambio de color en hojas, aparición de organismos muertos, malformaciones y parasitosis. Habrá que registrar

la fuente de información, la época del evento descrito, la antigüedad (primera vez que se describió el evento), la frecuencia, etc.

3.4. DISTURBIO ANTROPÓGENO

Al evaluar el riesgo ecológico siempre se deberá establecer la vulnerabilidad de las especies críticas a fenómenos ajenos a la contaminación del sitio; por ejemplo, tala inmoderada, erosión del suelo, presencia de descargas municipales, ganadería, agricultura, caza o pesca, introducción de especies exóticas, etc. La interacción con la comunidad es vital para establecer aquellos fenómenos que estén afectando a las especies críticas (Martorell y Peters, 2005).

4. PRIMERA INTEGRACIÓN DEL CONOCIMIENTO

4.1. ANÁLISIS CARTOGRÁFICO DE LA INFORMACIÓN

Habrà de construirse un sistema de informaci3n geogràfica del sitio, para lo cual podrà utilizarse informaci3n obtenida de bases de informaci3n geogràfica. En dicho sistema habrà de localizarse al sitio en conjunto con las poblaciones màs cercanas y el hàbitat de las especies de alto riesgo. Con esta herramienta, el evaluador podrà definir con mayor precisi3n un esquema preliminar del riesgo integrado en la zona contaminada.

4.2. VISITA AL SITIO

Ademàs de corroborar y/3 complementar la informaci3n sobre los puntos anteriores, la visita al sitio tiene dos objetivos màs: obtener informaci3n sobre las preocupaciones de la comunidad con respecto a la situaci3n ambiental de su entorno y determinar de una manera preliminar, las rutas de exposici3n de mayor importancia. La interacci3n con la comunidad es clave para el buen desarrollo del estudio. Los miembros de la comunidad afectada deben estar enterados de los trabajos que se realizaràn en el sitio. Para ello, deberàn buscarse las mejores estrategias de comunicaci3n de riesgo; incluyendo desde luego, la honestidad y el uso de un lenguaje claro y franco. El evaluador debe establecer un listado de las preocupaciones comunitarias relacionadas con el sitio, en materia de contaminaci3n, salud y

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

estrategias de limpieza (al respecto es importante listar todas aquellas acciones que se hubieren instrumentado con el objetivo de reducir los riesgos, tanto de la población humana como de los organismos de la biota, como por ejemplo, acciones preliminares de restauración, atención o rescate de las especies críticas y programas preventivos de salud).

Análisis Preliminar de las Rutas de Exposición .. Más adelante, en este mismo capítulo, se definen con precisión los componentes de una ruta de exposición. El evaluador deberá comprender a la perfección el significado de cada uno de estos componentes, a fin de poder establecer durante la visita al sitio, el número de rutas de exposición posibles. Tendrá que verificar las fuentes contaminantes (dentro y fuera del sitio), los medios ambientales que pudieran estar contaminados (durante la visita podría apreciar derrames, olores, etc.), los puntos de exposición de mayor riesgo (áreas recreativas en centros escolares, pozos, etc.), las vías de exposición más probables y la población de alto riesgo. Si el evaluador logra determinar las rutas de exposición durante la visita, el análisis de contaminación tendrá mayor éxito y por ende, el estudio adquirirá la calidad requerida para definir el riesgo.

4.3. MODELO PRELIMINAR DEL SITIO

Con toda la información recopilada y después de su análisis, el investigador tendrá que establecer un modelo conceptual del sitio. El modelo deberá incluir la descripción de las rutas de exposición de mayor importancia, identificando para cada una, a la población receptora, tanto humana como biótica. Además, deberá señalarse la posibilidad de que los contaminantes hayan migrado de un ambiente a otro y fuera de los límites acordados para el estudio. En este momento puede darse una primera aproximación de los biomarcadores y otras respuestas biológicas, que pudieran emplearse para valorar el riesgo ecológico y de las poblaciones humanas. Podrán discutirse algunas incertidumbres, pero siempre serán sesgadas a sobreestimar el riesgo, a fin de evitar el que una interpretación errónea impida la continuación del estudio. La descripción del modelo conceptual deberá acompañarse de una figura que ilustre la problemática identificada durante la visita al sitio.

CAPÍTULO 2.- ESTIMACIÓN DEL RIESGO

1. MONITOREO AMBIENTAL EN RUTAS DE EXPOSICIÓN

1.1. RUTAS DE EXPOSICIÓN

El concepto de ruta de exposición se refiere al camino que sigue el contaminante desde su fuente hasta la población. Toda ruta se constituye entonces de cinco componentes:

- 1. Fuente de contaminación.** Fuente que emite contaminantes al ambiente.

- 2. Medio ambiental.** Medio responsable de transportar los contaminantes desde la fuente hasta el punto de exposición: aire, agua, suelo, polvo, alimento, etc.

- 3. Punto de exposición.** Lugar donde la población (humana o biota) entra en contacto con los contaminantes (pozos profundos, área de recreación infantil, grifos caseros, cuerpos de agua, madrigueras, etc.).

- 4. Vía de exposición.** Inhalación (aire, partículas finas), ingesta (agua, suelo, alimento, polvo), absorción dérmica, etc.

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

1.2. IDENTIFICACIÓN DE LAS RUTAS DE EXPOSICIÓN

La identificación de las rutas de exposición es un punto medular del método ya que, la ruta es el camino que utiliza el contaminante para llegar al receptor; por consiguiente, cualquier programa de restauración deberá centrarse en el abatimiento de las rutas más importantes. Identificando a los componentes de las rutas de exposición, pueden diseñarse barreras que impidan la exposición a los contaminantes críticos.

El evaluador deberá identificar a las rutas por un nombre que claramente las distinga. En algunos casos, el nombre puede ser el medio del ambiente involucrado en la ruta, pero

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

esto no es siempre aconsejable, ya que como se verá en el siguiente párrafo, dos rutas podrían compartir el mismo medio (por ejemplo: suelo superficial en una ruta dentro de un centro escolar y suelo superficial en una ruta en un patio casero).

Dos ó más rutas pueden compartir elementos. Por ejemplo, es común que diferentes rutas compartan la misma fuente de contaminación. Pero de mayor importancia son las rutas que comparten idéntica población receptora. Un individuo podría estar expuesto a un mismo contaminante a través de diversas rutas. En este caso, la dosis total de exposición sería la sumatoria de la exposición a todas las rutas y dicha sumatoria podría llegar a superar el nivel tóxico del contaminante, lo cual entonces representaría un riesgo en salud para dicho individuo.

Aunado a lo anterior, debe considerarse la posibilidad de que en algunos casos los elementos de una ruta pudiesen no estar bien definidos. Cuando a una ruta le falte alguno de sus elementos se le denominará ruta potencial y quedará a criterio del evaluador si debe considerarse como una ruta importante. Por ejemplo, el suelo contaminado en una zona sin población expuesta al momento del estudio es una ruta potencial. La importancia de su identificación es que esta zona contaminada no debiera tener vocación residencial (hecho que en un ejercicio real debería mencionarse en la sección de recomendaciones).

Una vez seleccionados los contaminantes críticos en cada uno de los medios ambientales, el evaluador deberá señalar todas las rutas de exposición completas o potenciales con importancia, que pudieran existir en el sitio o fuera de él.

Para facilitar la fase de evaluación de rutas de exposición, el evaluador puede utilizar los siguientes dos formatos:

FORMATO 1 (ejemplo).

NOMBRE DE LA RUTA	FUENTE	MEDIO DEL AMBIENTE	PUNTO DE EXPOSICION	POBLACION RECEPTORA	PASADA, PRESENTE o FUTURA	COMPLETA O POTENCIAL
TAMBOS	basurero	suelo	el basurero	niños, biota	presente	completa
AIRE	basurero	aire	comunidad	todos los	presente	completa

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

				miembros		
--	--	--	--	----------	--	--

FORMATO 2 (ejemplo).

NOMBRE DE LA RUTA	CONTAMINANTES CRITICOS	NUMERO NIÑOS EXPUESTOS	NUMERO JOVENES EXPUESTOS	NUMERO MUJERES EN EDAD FERTIL	NUMERO ADULTOS EXPUESTOS	NUMERO ANCIANOS EXPUESTOS
TAMBOS	ARSENICO BENCENO	100	---	---	---	---
AIRE	BENCENO HEXANO	1200	600	535	1790	329

Se podría adaptar un formato similar para los organismos de la biota.

1.3. ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

1.3.1. Plan de muestreo

El plan del muestreo ambiental debe contestar las siguientes preguntas: ¿Qué matriz se va a analizar? ¿En qué sitio se va a efectuar el muestreo?, ¿Tipo de muestra que se va a coleccionar?, ¿Cuándo se realizará la colecta?, ¿Frecuencia del muestreo?, ¿Cómo se tomarán las muestras?, ¿Cuidados de Transporte?, ¿Qué programa de control de calidad se aplicará?

Las matrices pueden ser agua, suelo, sedimento, polvo, alimentos, aire, partículas suspendidas, hojas, etc. Serán seleccionadas aquellas matrices que más interesen de acuerdo al contaminante en cuestión. Por ejemplo, en una zona palúdica, el contaminante de interés sería el DDT y considerando sus características fisicoquímicas, el suelo, el sedimento y las hojas del follaje (que fijarían el DDT volatilizado), podrían ser las matrices de mayor interés. Para aquellos lugares donde ya se aplica deltametrina, quizá el polvo doméstico y el suelo serían las matrices más importantes. Conclusión, las características del contaminante definirán las matrices. Adicionalmente, es fundamental el considerar las rutas de exposición. Por ejemplo, podría darse el caso de que una matriz seleccionada por las características fisicoquímicas del contaminante, no fuese parte de una ruta de exposición, por lo cual, dicha

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

matriz podría ser descartada para el muestreo. Debe advertirse que en esta metodología integrada, los organismos de la biota (como serían los peces), se consideran organismos receptores y no, solamente parte de la cadena alimenticia del hombre.

Los sitios de muestreo de mayor importancia son los puntos de exposición de las rutas previamente identificadas. Además, hay que muestrear áreas no contaminadas a fin de obtener los valores basales. Algún estudio podría tener como objetivo el conocer la extensión de la mancha contaminante, en tal caso, el diseño del muestreo debe considerar un modelaje estadístico, donde el número de muestras y el punto de muestreo estarán dictados por la precisión definida por el propio investigador.

El tipo de muestra, por ejemplo suelo superficial vs suelo profundo, será determinado de acuerdo a los objetivos del trabajo. Para un organismo silvestre en especial, quizá las muestras de suelo profundo sean tan o más importantes que las muestras de suelo superficial. Para los niños en cambio, son de mayor importancia las muestras superficiales. En consecuencia, para definir el tipo de muestra debe analizarse con cuidado y siguiendo el modelo conceptual del sitio que se haya planteado.

El momento del muestreo será determinado inicialmente por el tipo de matriz; por ejemplo, un acuífero requiere ser monitoreado cuando menos de tres a cuatro veces por año. En otras ocasiones, la frecuencia y el momento preciso del muestreo estarían dictados por otro tipo de actividades. Así, en las zonas palúdicas, el muestreo podría estar definido por la época de aplicación de los insecticidas y la frecuencia debería basarse en los parámetros de degradación del insecticida aplicado. En cualquier caso, el diseño considerará la época de máxima exposición; es decir, el momento en el tiempo donde sea más probable el contacto del contaminante con los seres vivos.

El muestreo deberá realizarse en condiciones adecuadas. El investigador debe conocer el material requerido para la toma y el almacén de las muestras, según la matriz a muestrear y de acuerdo al contaminante. En consecuencia, se tendrán que consultar los textos en materia de química analítica ambiental. Atención especial merece la limpieza de los contenedores empleados en los muestreos, a fin de evitar falsos positivos. El transporte de las muestras del sitio al laboratorio debe realizarse de acuerdo a los estándares de

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

seguridad más indicados. Deben evitarse pérdidas por volatilidad o degradación. En algunos casos se aconseja el empleo de fijadores, de antimicrobianos y la baja temperatura. Cada tipo de contaminante requiere un trato particular. El control de calidad inicia al momento del muestreo. El investigador deberá analizar la pertinencia de obtener, al momento de la colecta, blancos de campo y/ ó muestras fortificadas. Por otro lado, es una costumbre recomendable que todo el proceso del plan de muestreo sea valorado de manera previa por un comité evaluador externo, constituido por entendidos en la materia.

1.3.2. Programas analíticos

Los laboratorios cuentan en la actualidad con un gran número de técnicas analíticas, tanto para la detección de contaminantes inorgánicos como orgánicos. El investigador debe contemplar realizar los análisis con los métodos que mejor respondan en cuanto a límites de detección, precisión y reproducibilidad. A fin de garantizar los datos que se generen, habrá que aplicar los programas de control de calidad más adecuados. Incluyendo el análisis de matrices certificadas cuando ello fuese factible. Los resultados deberán expresarse en tablas con valores promedio, rangos y frecuencia de muestras con niveles por arriba de los valores de referencia que hubieren sido seleccionados.

1.4. SELECCIÓN DE CONTAMINANTES CRÍTICOS

Con la lista de los contaminantes identificados, habrá de establecerse una priorización de ellos, a fin de valorar solamente a los contaminantes que realmente representan un riesgo para el sitio en estudio. Entre los factores que deben ser tomados en cuenta para dicha clasificación están: (A) la comparación ente las concentraciones ambientales y los valores de referencia que hubieren sido elegidos para tal fin (normas, guías ambientales como los EMEGs (Environmental Media Evaluation Guide) de ATSDR, valores basales, incluyendo valores ecotoxicológicos, etc.); (B) frecuencia de localización en los puntos de exposición; (C) preocupación de la comunidad por el contaminante; (D) factor de bioconcentración; (E) capacidad de biomagnificación; (F) persistencia ambiental; (G) características toxicológicas; (H) presencia del contaminante en todos los medios; (I) otras que el investigador considere importantes.

2. ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN EN EL ESCENARIO HUMANO

El método para la estimación del riesgo que se expone a continuación se basa en la metodología desarrollada en los Estados Unidos. En su planteamiento original la metodología consiste en cuatro fases iniciales, a las cuales, se le ha adicionado una quinta para enfatizar aspectos que podrían modificar el riesgo en salud.

1. Identificación del Contaminante.
2. Análisis Dosis-Respuesta.
3. Estimación de la Exposición.
4. Caracterización del Riesgo.
5. Factores asociados al riesgo (incluidos factores microbiológicos).

2.1. IDENTIFICACIÓN DEL CONTAMINANTE

En esta sección se resume la información sobre los contaminantes presentes en el sitio. Deberán contestarse interrogantes como las siguientes:

- ¿Cuál es la ruta de exposición más importante en el sitio ?
- ¿Cuáles son los contaminantes críticos que se han detectado en dicha ruta ?
- ¿ 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 críticos ?

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Además de las respuestas a las anteriores interrogantes, debe incluirse una clasificación de los contaminantes identificados, según su grado de Toxicidad y de Persistencia en el ambiente. Según su toxicidad las sustancias químicas pueden clasificarse como sustancias no tóxicas, y sustancias con toxicidad ligera, moderada ó severa. Según su persistencia las sustancias pueden clasificarse como no persistentes, persistentes, algo persistentes y altamente persistentes (ver cuadros de toxicidad y persistencia en los Anexos 1 y 2).

2.2. ANÁLISIS DOSIS-RESPUESTA

A través de diferentes investigaciones, la EPA ha definido una serie de dosis de referencia (RfD) para diferentes sustancias químicas. De la misma manera, la ATSDR ha definido las dosis de riesgo mínimo (MRL). La RfD y la MRL son dosis teóricas que han sido generadas a través de curvas dosis-respuestas (EPA, 2000); ambas, son resultado de la estimación del nivel de exposición diaria para humanos, incluyendo poblaciones sensibles, a las que no se observan efectos adversos.

Tanto la RfD como la MRL se han obtenido a partir de considerar el efecto adverso que se presenta a la menor dosis de exposición. Si una sustancia causa varios efectos, sólo el que se presenta a la menor dosis es considerado para el cálculo de la RfD o del MRL. Si el lector está interesado en saber más acerca del proceso de la obtención de las dosis de referencia puede consultar el reporte técnico final de la EPA sobre el procedimiento para la obtención de estos valores (EPA 2002a).

Es importante recordar que por lo limitado de los estudios científicos, para algunas sustancias no se han calculado las RFD ó MRL. El evaluador deberá obtener información de la RfD a partir del banco de datos IRIS (banco de información de la EPA IRIS 2005) y deberá obtener información del MRL a partir del banco de datos de la ATSDR (ATSDR 2005). La información numérica generalmente se acompaña de los estudios que originaron la dosis de referencia o la dosis de riesgo mínimo. Es decir, junto al valor de la dosis se puede obtener información sobre el efecto seleccionado para su cálculo.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Una vez con estos datos, el evaluador deberá hacer esfuerzos para obtener la NOAEL (dosis experimental a la cual no se ha observado efecto adverso alguno para el padecimiento seleccionado) y la LOAEL (mínima dosis experimental a la cual ya se observó algún efecto). La NOAEL y la LOAEL pueden obtenerse revisando la literatura científica (los “Perfiles Toxicológicos” de la ATSDR son excelentes para este fin y los documentos del banco de datos IRIS que justifican el cálculo de las RfD también contienen información útil). Al final, el evaluador tendrá tres dosis en mg/kg/día, las cuales en condiciones óptimas deberían ser para la misma vía (oral, dérmica o inhalatoria) y para el mismo efecto o padecimiento:

La RfD y/o MRL,	dosis de seguridad a la cual no debe haber efecto alguno.
La NOAEL,	dosis a la cual no se ha observado efecto alguno.
La LOAEL,	dosis mínima a la cual ya se observó algún tipo de efecto.

2.3. ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

2.3.1 Método determinístico

Como el título lo indica, en esta sección se busca conocer de forma aproximada la dosis de contaminante que está siendo absorbida por el individuo expuesto (EPA 1992). Para estimar la exposición se siguen algunas reglas simples:

Considerar sólo a los medios ambientales para los cuales existan datos analíticos confiables.

Anotar las concentraciones mínima, máxima y promedio del contaminante crítico para el medio ambiental seleccionado.

Analizar cual es la vía de exposición para las rutas críticas (ingesta para suelo, polvo, alimento y agua; inhalación para aire; dérmica para orgánicos; etc.).

Definir cual es el grupo poblacional de mayor riesgo en el sitio.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Es importante establecer tres dosis, la dosis mínima empleando el valor mínimo de concentración ambiental del contaminante en el medio seleccionado; la dosis máxima, empleando el nivel máximo y la dosis promedio, utilizando medidas como la media aritmética de la concentración del contaminante en el medio ambiental.

En las hojas siguientes se presentan algunos ejemplos tomados del MANUAL DE RIESGOS EN SALUD POR LA EXPOSICION A RESIDUOS PELIGROSOS, de la Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (traducción en español).

PARAMETROS PARA LA ESTIMACION DE LA EXPOSICION

$$\text{Dosis (mg / kg - día)} = \frac{\text{Conc} \times \text{TI}}{\text{PC}}$$

Dosis es la dosis de exposición que esta estimándose.

Conc. es la concentración del contaminante en el medio ambiental seleccionado

TI tasa de ingestión diaria de agua = 1 litro niño 2 litros adulto

tasa de ingestión diaria de suelo = 200 mg niño 50 mg adulto

tasa ingestión diaria de polvo = 20 mg niño 5 mg adulto

tasa de inhalación diaria de aire = 3.8 m³ infante 15 m³ niño

21 m³ mujer 23 m³ hombre

[para el caso de suelo y polvo la TI deberá multiplicarse por 1x10⁻⁶ kg/mg para ordenar las unidades]

en el caso de los alimentos, mediante cuestionario a levantarse entre la población expuesta, se obtendrá información sobre el tipo de alimento, frecuencia de ingesta, cantidad consumida y método de preparación culinaria; no existen valores estándares ya que las costumbres pueden variar de manera importante de región a región.

PC peso corporal = 10 kg infante, 14 kg niño (3-6 años) ó 70 kg adulto.

FE factor de exposición; incluye datos de biodisponibilidad, absorción y/o temporalidad. Los datos pueden provenir de la literatura científica y del estudio efectuado en el sitio.

ESTIMACION DE DOSIS DE EXPOSICION

Ejemplo 1 Agua:

Considere la exposición humana a una fuente primaria de abastecimiento de agua que está contaminada con 350 mg/L de cloruro de metilo. Para calcular la dosis de exposición en adultos, asuma un peso corporal de 70 kg.

$$ID_{Dag} = \frac{C \times TI \times FE}{PC} = \frac{350 \text{ mg/L} \times 2 \text{ L/día} \times 1}{70 \text{ kg}} = 10 \text{ mg/kg-día}$$

Para niños asuma un peso corporal de 10 kg.

$$ID_{Dag} = \frac{C \times TI \times FE}{PC} = \frac{350 \text{ mg/L} \times 1 \text{ L/día} \times 1}{10 \text{ kg}} = 35 \text{ mg/kg-día}$$

Ejemplo 2 Suelo:

Considere el escenario de exposición a un suelo contaminado con una concentración de 100 mg/kg de algún químico. El índice de ingesta en adultos es de 50 mg/día. Asuma que los individuos se encuentran expuestos durante 5 días a la semana, durante 50 semanas al año por un espacio de 30 años.

Primero calcule el factor de exposición:

$$FE = \frac{\text{(frecuencia de exposición)}}{\text{(tiempo de exposición)}}$$

$$FE = \frac{(5 \text{ d/ semana})}{(7 \text{ d/ semana})} \times \frac{50 \text{ semanas / año}}{52 \text{ semanas / año}} \times \frac{30 \text{ años}}{70 \text{ años}} = \frac{7500}{25488} = 0.29$$

$$ID_s = \frac{C \times TI \times FE \times 10^{-6}}{PC} = \frac{100 \text{ mg/kg} \times 50 \text{ mg/día} \times 0.29 \times 10^{-6} \text{ kg/mg}}{70 \text{ kg}} = 2 \times 10^{-5} \text{ mg/kg-día}$$

Nota: Para la evaluación de riesgo en salud, en algunos casos deberá incluirse un factor que considere la biodisponibilidad de la sustancia. Advierta el uso del factor de 1×10^{-6} kg/mg para ordenar las unidades

Nota sobre biodisponibilidad: Los datos en la literatura sobre biodisponibilidad son mínimos, en consecuencia, ante la ausencia de información deberá tomarse el valor de 1 (asumiendo 100% de biodisponibilidad). En el Anexo 3 se presenta una discusión sobre bioaccesibilidad de metales pesados y se incorpora una nueva metodología para la definición de este parámetro.

2.3.2. Método probabilístico

A diferencia de la estimación de la dosis por el método determinístico -también llamado método de estimación puntual- donde se utiliza un sólo valor numérico en cada parámetro de la fórmula; en la estimación de la exposición por el método probabilístico, cada elemento de la fórmula general de la dosis de exposición está definido por una serie de valores.

La estimación probabilística de la exposición es en términos generales, un procedimiento que utiliza modelos matemáticos para representar la probabilidad de encontrar las diferentes dosis de exposición en una población con características específicas.

La principal ventaja del método probabilístico es que provee una descripción cuantitativa del grado de variabilidad para los estimados de la dosis. El análisis cuantitativo de la variabilidad y la incertidumbre, proporciona más información de la exposición que cuando se realiza por medio de una estimación puntual (EPA 2001).

La estimación probabilística se realiza por medio de la técnica numérica de la simulación Monte Carlo (MC). La simulación MC es una técnica cuantitativa que hace uso de la probabilidad para imitar, mediante modelos matemáticos, el comportamiento aleatorio de fenómenos (procesos o eventos) reales. La clave consiste en crear un modelo global del proceso que se quiere analizar, identificando aquellas variables (parámetros) cuyo comportamiento aleatorio determina el comportamiento del fenómeno. Una vez identificados dichos parámetros o variables aleatorias, se lleva a cabo un ensayo que consiste en (1) generar (con ayuda de la computadora) muestras aleatorias (valores) para cada uno de los parámetros; y (2) analizar el comportamiento del sistema ante los valores generados. Tras

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

repetir n veces el experimento, se dispone de n observaciones sobre el comportamiento del modelo, que serán de utilidad para entender el funcionamiento del mismo. El análisis será más preciso cuanto mayor sea el número de n experimentos que se lleven a cabo, hay que mencionar que los programas computacionales permiten desarrollar un gran número de repeticiones (del orden de los miles de operaciones) lo que simplifica este proceso.

La ecuación general para calcular dosis de exposición es la siguiente.

$$\text{Dosis}(\text{mg} / \text{kg} - \text{día}) = \frac{\text{Conc} \times \text{TI}}{\text{PC}} \times \text{FE}$$

Usando el método probabilístico, cada parámetro de la ecuación está definido como variables aleatorias con una distribución probabilística. La figura 1 esquematiza el cálculo de la dosis de exposición utilizando Monte Carlo.

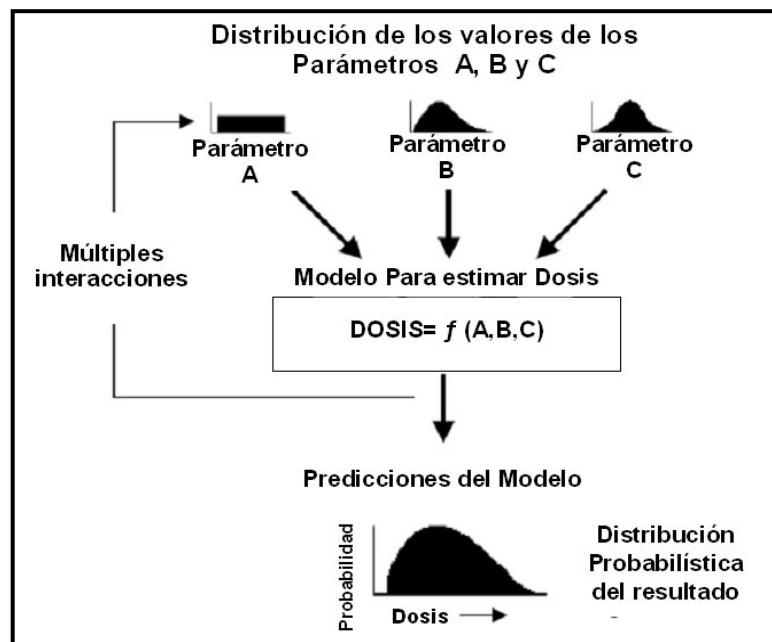


Figura 1. Estimación Probabilística de la Dosis de Exposición.

La etapa fundamental en este método es identificar las distribuciones probabilísticas que definen cada variable en las ecuaciones (parámetros como la concentración del contaminante, ingesta, peso corporal, etc.).

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Al llegar a este punto de la metodología ya se realizaron los análisis ambientales; por lo que se cuentan con algunos datos sobre la concentración de los contaminantes del sitio estudiado; y posiblemente en este momento también se genere información adicional acerca de la biodisponibilidad. Utilizando los datos obtenidos, se busca la distribución probabilística que mejor los ajuste (Log-Normal, Exponencial, Normal, etc.).

Como ya se señaló, la simulación Monte Carlo se realiza por medio de programas computacionales, actualmente existen diversos paquetes comerciales que facilitan el proceso (Crystal Ball, @RISK, DLP, Risk Software). Cualquiera que se utilice deberá contar con un procedimiento para ajustar los valores a las diferentes distribuciones probabilísticas, en caso de que el software no cuente con esta opción, se puede auxiliar con distintos programas estadísticos para esta finalidad.

En cuanto a las tasas de ingesta, el peso corporal de los individuos y las otras consideraciones de la exposición, deben medirse directamente en la población de estudio; o bien, se puede hacer uso de los valores citados en la literatura científica o en diversos manuales, ejemplo: el Manual de Factores de Exposición de la EPA (EPA 2002b, EPA 1997). Este manual, resume la información sobre el comportamiento humano y las características que afectan su exposición a los contaminantes ambientales indicando intervalos de valores que se pueden considerar para estimar la dosis de exposición.

Una vez que se han definido todos los parámetros de las ecuaciones, se procede a realizar la primera iteración del modelo. Una iteración representa una combinación específica de valores de cada parámetro, realizar n veces la iteración se denomina modelar o dicho en otras palabras, construir la simulación por Monte Carlo.

El método Probabilístico genera un intervalo de valores expresado como una Distribución de Probabilidad (en este caso de la dosis de exposición) como se muestra en la Figura 2. En el gráfico, el eje y representa la probabilidad y la frecuencia de ocurrencia de una dosis de exposición específica (en $\mu\text{g}/\text{kg}\text{-día}$) para una población de características definidas; mientras que en el eje X se muestra el intervalo de los valores de la dosis de

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

exposición; el gráfico se tomó directamente del resultado expresado por el programa Crystal Ball V 5.0.

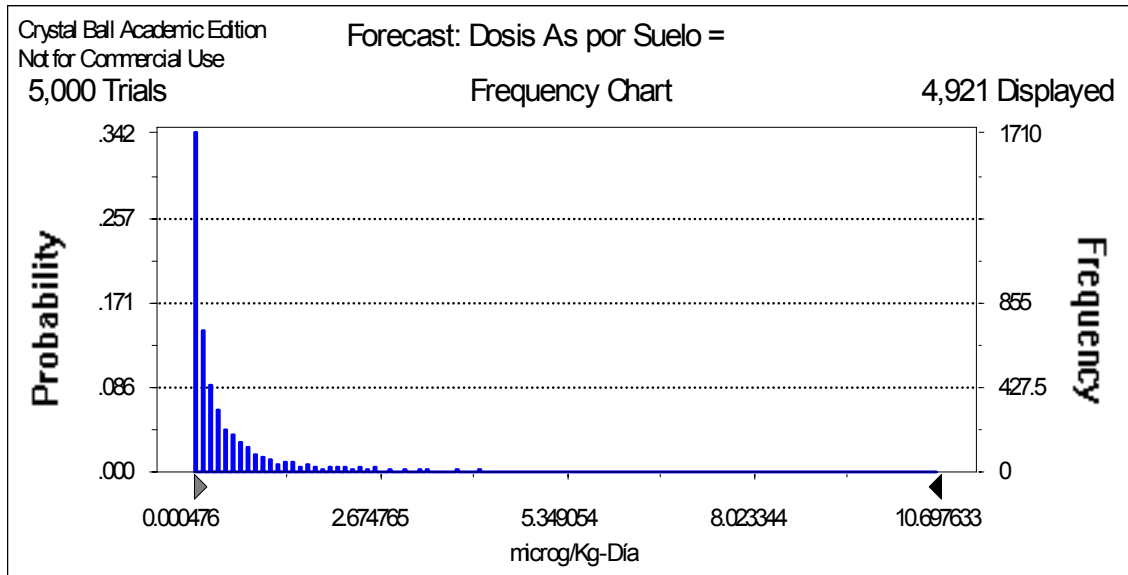


Figura 2. Resultado Hipotético que muestra la Distribución Probabilística para estimar la dosis de exposición humana a Arsénico en un sitio contaminado;

Como se puede observar en la figura 2, las dosis estimadas de la exposición humana a Arsénico proveniente del suelo para este ejemplo hipotético está entre 0.00047 – 10.69 $\mu\text{g}/\text{kg-día}$.

Nota: Debido a la escala en la que están trazados los valores, la figura 2 parece indicar que no hay una probabilidad de alcanzar la máxima exposición; sin embargo, el programa expresa sólo aquellos valores resultantes para los que existe una probabilidad asociada aunque ésta sea pequeña.

No todas las evaluaciones requieren la caracterización cuantitativa de la variabilidad e incertidumbre utilizando Monte Carlo, por ejemplo, esto puede no ser necesario cuando los valores de un contaminante muestran claramente que la exposición o el riesgo está debajo de los niveles no aceptables. En otro ejemplo, el análisis probabilístico resultaría de poca utilidad cuando los costos de remediación resultan relativamente bajos.

2.4. CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL RIESGO

La caracterización preliminar del riesgo se denomina de ésta forma debido a que en éste punto sólo se hace referencia a las consecuencias directas de exposición a los contaminantes, sin tomar en cuenta otros factores de riesgo (mezclas químicas, vulnerabilidad genética, desnutrición, etc). La caracterización preliminar de riesgo puede calcularse para efectos cancerígenos y para efectos no cancerígenos. En ambos casos, primero se calcula el riesgo individual y después se procede a estimar el riesgo poblacional.

2.4.1. Caracterización del Riesgo Cancerígeno (método determinístico):

Se utiliza un factor denominado: Factor Potencial de Cáncer (CPF) u otro factor denominado Unidad de Riesgo (UR). El CPF es una dosis (mg/kg/día)⁻¹ y la UR es una concentración (mg/kg o mg/m³)⁻¹.

Para calcular el riesgo de cáncer asumiendo dosis:

1. Se estima la dosis de exposición para adulto y se obtiene un valor en mg/kg/día.
2. La dosis se multiplica por el CPF y así se obtiene el riesgo individual (considerar los factores de exposición; por ejemplo si un trabajador solamente estuvo expuesto por dos años al cancerígeno, el producto de la multiplicación dosis x CPF se multiplica luego por 2/70).
3. El riesgo individual se multiplica por el total de la población (incidencia de cáncer).

Por ejemplo:

1. Suponga que para el contaminante H2 se calculó una dosis de 3×10^{-3} mg/kg/día y la literatura indica que el CPF para el H2 es de 2×10^{-2} mg/kg/día⁻¹.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

2. Multiplicando dosis por CPF se obtendría un riesgo individual de 6×10^{-5} , lo cual indica una probabilidad individual de 6 casos de cáncer en 100,000 individuos.

3. Si ahora se multiplica el 6×10^{-5} por una población que hipotéticamente tenga 5 millones de habitantes, $[(6 \times 10^{-5}) (5 \times 10^6)]$, se tendría un riesgo de 300 nuevos casos de cáncer en dicha población por la presencia del contaminante H2.

Para caracterizar el riesgo cancerígeno utilizando la UR se procede de la misma forma sólo que en lugar de utilizar la dosis, se empleará la concentración ambiental del contaminante. Por supuesto que debe utilizarse la UR indicada para el medio ambiental que se desea evaluar. El valor que se obtenga de la multiplicación (concentración ambiental x UR) deberá multiplicarse por el total de la población para obtener el riesgo poblacional.

Los factores CPF y UR han sido estimados para unas cuantas sustancias y pueden obtenerse del banco de datos IRIS o de la información bibliográfica distribuida por la ATSDR.

2.4.2. Caracterización Probabilística del Riesgo Cancerígeno:

La evaluación probabilística del riesgo cancerígeno se realiza por medio de la simulación Monte Carlo. Se utilizan las mismas fórmulas de la estimación del riesgo que se usan por el método determinístico:

$$1. \text{ Dosis(mg/kg - día)} = \frac{\text{Conc} \times \text{TI}}{\text{PC}} \times \text{FE}$$

$$2. \text{ Riesgo Individual} = \text{Dosis de Exposición} \times \text{CSF}$$

Después de haber estimado la exposición se obtiene un intervalo de las dosis para las características especificadas en la población seleccionada. La dosis se multiplica por el factor pendiente de cáncer (CSF, por sus siglas en inglés) y así se obtiene un intervalo del riesgo individual.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Como es de esperarse, la cuantificación del riesgo cancerígeno por el método probabilístico generará un intervalo de valores expresado como una Distribución Probabilística que indicará para un valor específico de riesgo una frecuencia y una probabilidad estimada asociada a dicho valor.

2.4.3. Caracterización preliminar del Riesgo NO Cancerígeno (método determinístico):

En la práctica no todos los contaminantes son cancerígenos. Por lo tanto, para este tipo de contaminantes la caracterización del riesgo consiste en tres elementos.

1. Severidad del efecto en salud.
2. Relación dosis estimada/RfD (ó MRL) = Riesgo individual
3. Población expuesta.

La **severidad del efecto** puede clasificarse como: catastrófico, serio ó adverso. El *efecto catastrófico* es aquél que pone en riesgo la vida (por ejemplo, efecto letal, daño cardiaco, invalidez, retardo mental, desorden hereditario, osificación anormal). El *efecto serio* es aquél que sin poner en riesgo la vida sí causa un problema de salud (por ejemplo, función alterada de órganos, daño neurológico, efecto en el comportamiento, aborto, infertilidad, etc.). El *efecto adverso* es aquél que no puede definirse directamente como una enfermedad pero sí como una alteración (por ejemplo, bajo peso al nacer, actividad enzimática disminuida, hiperplasia o hipertrofia de tejidos, irritación de ojos ó piel, alteración reversible del funcionamiento orgánico, etc.).

La **relación dosis/ RfD** (ó MRL) es un factor que resulta de dividir la dosis estimada entre la dosis de referencia (EPA) o la dosis de riesgo mínimo (ATSDR). Significaría que entre más alto sea este factor habrá mayor riesgo individual de contraer un padecimiento determinado (EPA 1989). Aunado a esto, la dosis estimada puede ser también comparada contra la NOAEL o la LOAEL.

A diferencia de la caracterización del riesgo cancerígeno, en ésta, el riesgo individual no se multiplica por el tamaño de la población expuesta ya que la relación dosis-respuesta no es lineal para todas las sustancias. Por lo tanto, en la caracterización de riesgo no

cancerígeno el **tamaño de la población** sólo se apunta como un factor a considerar en la evaluación final.

2.4.4. Caracterización Probabilística del Riesgo NO Cancerígeno:

De nueva cuenta, la evaluación probabilística, en este caso, del riesgo No cancerígeno se realiza por medio de la simulación Monte Carlo. Se utilizarán las mismas fórmulas de la estimación del riesgo que se usaron por el método puntual (determinístico):

$$1. \text{ Dosis(mg/kg - día)} = \frac{\text{Conc} \times \text{TI}}{\text{PC}} \times \text{FE}$$

$$2. \text{ Cociente de Riesgo} = \frac{\text{Dosis Absorbida}}{\text{Dosis de Referencia}}$$

Después de haber estimado la exposición se obtendrá un intervalo de las dosis en la población indicada. El paso siguiente es dividir la dosis estimada entre la dosis de referencia o la dosis de riesgo mínimo.

La cuantificación del riesgo por el método probabilístico generará un intervalo de valores expresado como una Distribución de Probabilidad como se muestra en la Figura 3. El gráfico muestra el resultado de 5,000 iteraciones en el cálculo del cociente de riesgo; el eje Y representa la probabilidad y la frecuencia asociada a un valor de riesgo específico, el eje X es el intervalo de los valores del cociente de riesgo que se estimaron.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

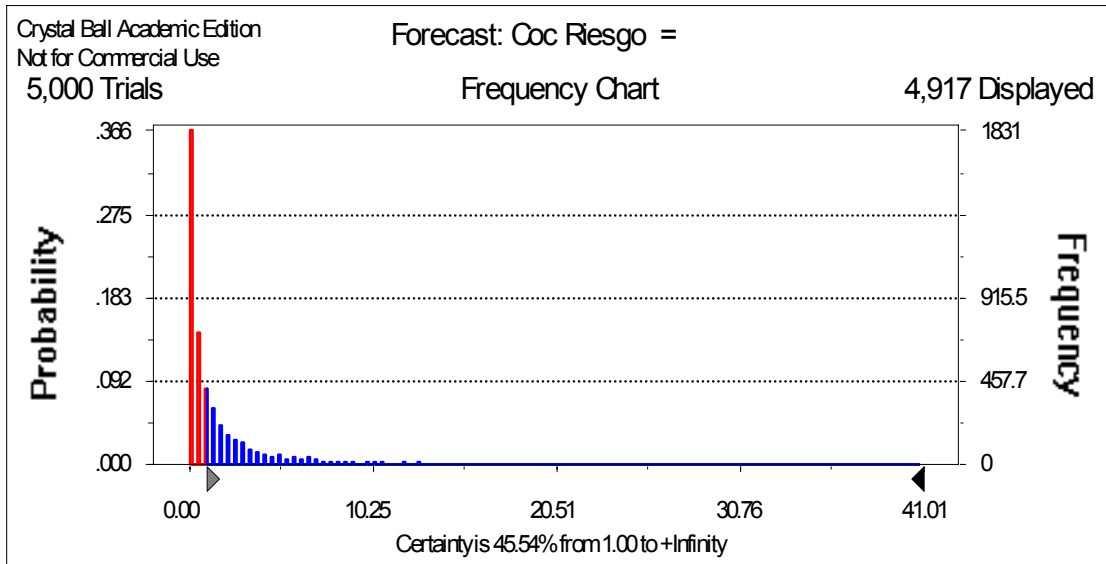


Figura 3. Resultado Hipotético que muestra la distribución probabilística para el cociente de riesgo No cancerígeno por exposición a Arsénico.

En la Figura 3, el rango estimado del cociente de riesgo está entre 0.0 – 41.1; es decir, que un porcentaje específico de la población considerada en este ejemplo superaría hasta 41.1 veces la RfD establecida para Arsénico.

Las barras en color rojo muestran el porcentaje de la población cuya Dosis Estimada de Exposición no supera la RfD. En color azul se muestra el porcentaje de la población con cocientes de riesgo mayores de 1 (45.54%).

2.5. FACTORES ASOCIADOS AL RIESGO

En todos los sitios existen factores poblacionales, geográficos, climáticos, etc. que pueden alterar la exposición al contaminante o la toxicidad de éste. Tales factores deben anotarse en esta sección con una discusión de su significado. Para el caso de naciones en vías de desarrollo existe un factor que deberá considerarse en todas las situaciones: este es el factor nutricional. La desnutrición debilita las defensas naturales. Además se ha descrito mayor absorción de algunos metales en individuos con dietas pobres en hierro, calcio o proteínas (ATSDR, 2005).

2.6. ANÁLISIS FINAL

Al final, el evaluador deberá contar con información de tres fuentes (A) la obtenida a partir de la caracterización del riesgo; (B) la obtenida al evaluar los factores asociados al riesgo; y (C) los antecedentes bibliográficos sobre toxicidad y comportamiento de los contaminantes. Con toda esta información deberá procederse a generar un esquema del riesgo. Es muy importante que en uno o dos párrafos el evaluador pueda presentar una panorámica global del problema. Para ello son relevantes los números, pero igual de importantes son los datos cualitativos. Debe generarse una evidencia del riesgo, cuyo sustento, lo va a dar el peso de la información en su conjunto. Por ejemplo, los datos experimentales sobre toxicidad, que todavía no han sido corroborados en humanos, podrían ser útiles a partir del uso del principio precautorio. Se reitera: el evaluador deberá tomar en cuenta toda la información en su conjunto y no deberá basarse solamente en una línea de investigación.

3. MODELOS TOXICOLÓGICOS EXPERIMENTALES

Cuando no sea posible encontrar los Valores de Referencia Tóxica para un organismo específico, se puede recurrir a la literatura científica y utilizar los distintos valores de NOAEL, LOAEL ó CE50 que más se acercan al escenario que se desea estudiar.

En caso de carecer totalmente de la información requerida para la estimación del riesgo, se propone generar la información por medio de Modelos Toxicológicos Experimentales, a continuación se presentan algunas alternativas para este fin.

3.1. ESPECIES SILVESTRES

Dentro de un contexto ecológico, la evaluación de riesgo debe considerar las expresiones actuales y futuras de efectos ecológicos adversos en condiciones de campo. En este contexto, los organismos de vida silvestre pueden ser utilizados como sistemas de prueba en los cuales los datos sobre exposición y efecto en un ambiente contaminado, pueden ser regulados y sistemáticamente colectados y analizados para identificar peligros potenciales a otros organismos. Los animales de vida silvestre pueden ser utilizados para revelar la presencia de contaminación ambiental. En ellos se puede evaluar la biodisponibilidad del o los contaminantes presentes en un determinado sitio o en un determinado compartimiento ambiental. Los organismos silvestres pueden reflejar la exposición a diferentes rutas, incluyendo la transferencia a través de la cadena trófica, sobre todo cuando se encuentran crónicamente expuestos. Así también, los efectos observados pueden ser el reflejo de la exposición a mezclas de contaminantes y característicos de un sitio específico. En suma, los organismos de vida silvestre representan un buen modelo para realizar estudios de exposición y efecto a diferentes contaminantes ambientales o a mezclas de contaminantes, por lo que nos pueden dar una idea real del riesgo en que se pueden encontrar las poblaciones de organismos en su hábitat natural o en sitios potencialmente contaminados.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

En caso de no tener la experiencia y/o conocimientos básicos necesarios para llevar a cabo la captura, manejo y traslado de animales silvestres (roedores, reptiles, peces, etc.), será necesario contar con la asesoría de biólogos.

3.2. BIOENSAYOS

Dentro de un proceso de evaluación de riesgo ecológico, el uso de pruebas estandarizadas para evaluar toxicidad de diferentes tipos de contaminantes (bioensayos) es importante, pues con ellas puede establecerse una relación causa-efecto, la cual no siempre puede obtenerse de un estudio realizado en campo. Los bioensayos son útiles para obtener resultados de toxicidad relativamente rápidos y a bajo costo. También, pueden ser utilizados para estudiar diferentes efectos tóxicos. En la literatura existen múltiples ejemplos de bioensayos en invertebrados, vertebrados, plantas, algas, etc. Asimismo, se cuenta con organismos para realizar estudios en diferentes compartimientos ambientales, en los cuales pueden evaluarse los fenómenos de biodisponibilidad, bioacumulación y biomagnificación, además de estudiar los mecanismos de toxicidad de diferentes tóxicos o mezclas de ellos.

4. ESTIMACIÓN DE LA EXPOSICIÓN EN EL ESCENARIO ECOLÓGICO

El proceso del riesgo ecológico es en general un proceso complejo que está conformado por tres partes principales: a) la formulación del problema, b) la etapa de análisis, y c) la caracterización del riesgo.

4.1. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA EN EL ESCENARIO ECOLÓGICO

La formulación del problema implica el desarrollo de un modelo conceptual; esto es, la descripción escrita y/o la representación visual de las relaciones entre las entidades ecológicas y el agente estresante al que están expuestos. En esta etapa se debe establecer la hipótesis de riesgo; es decir, las suposiciones consideradas para evaluar las consecuencias y el alcance de la evaluación ecotoxicológica.

La fase de análisis es la etapa siguiente de la formulación del problema; durante esta etapa, se realizan los análisis químicos necesarios para estimar la exposición a un

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

contaminante, así la hipótesis de riesgo es juzgada para determinar cómo será valorada utilizando información nueva o información ya disponible.

Finalmente la caracterización del riesgo; éste es el proceso donde se le asignarán valoraciones a la posibilidad de encontrar el efecto adverso en la población estudiada (ver Cap. 5).

Supongamos que se quiere evaluar el riesgo del adelgazamiento del cascarón del huevo de la Gran Garza Azul (*Ardea herodias*), debido a la exposición a DDT proveniente del consumo de peces contaminados. La Figura 4 ejemplifica el proceso de la formulación del problema en la evaluación del riesgo ecológico. El Primer paso es el establecimiento del modelo conceptual:

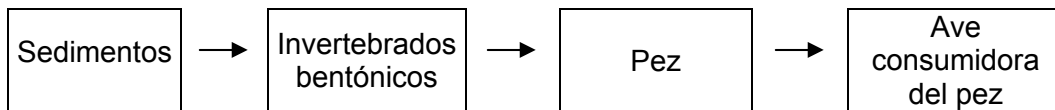


Figura 4.- Modelo Conceptual del riesgo de exposición de un ave a DDT.

Hipótesis: El consumo de peces contaminados con DDT producirán un efecto adverso en la reproducción de la Gran Garza Azul (*Ardea herodias*) por adelgazamiento del cascarón del huevo.

4.2. ETAPA DE ANÁLISIS

La siguiente etapa es el análisis; en esta fase se realizan a) los análisis químicos necesarios y b) se estima la exposición a un contaminante, así c) la hipótesis de riesgo podrá ser sometida a un juicio y si la magnitud del riesgo lo amerita, se procede a la caracterización preliminar del mismo.

Continuando con el ejemplo, se mide la concentración de DDT en el tejido del pez. Suponga que se midieron 14 mg DDT/ kg de pez.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Del Manual de los Factores de Exposición para Especies de Vida Silvestre (EPA 1993a, EPA 1993b), se estima que la Gran Garza Azul tiene un consumo de 0.181 kg de alimento/ día; y que los peces constituyen un 94% de su dieta diaria. Se procede a calcular entonces la dosis de exposición a DDT para la garza.

4.3. CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DEL RIESGO

4.3.1. Estimación de la dosis de exposición (método determinístico).

La siguiente, es la ecuación general utilizada por EPA (EPA 1994a, 1998) para calcular la dosis de un contaminante a la que está expuesto un miembro particular de una población en contacto con un medio específico (ejemplo: agua, suelo, aire, dieta, etc.):

$$DI_{ij} = \frac{C_i \times TI_{ij}}{PC_j}$$

Donde:

- DI_{ij} = Dosis diaria promedio del contaminante estimada para el miembro "j" de una población expuesta por el contacto con el medio "i" (mg/ kg-día).
- C_i = Concentración del contaminante en el medio "i" (mg/ unidad de medio)
- TI_{ij} = Tasa de ingesta del medio "i" (unidades de medio por día).
- PC_j = Peso corporal del individuo (kg).

Se tiene entonces para este caso particular:

$$DI_{ij} = \frac{14 \text{ mg DDT / kg} \times 0.181 \text{ kg pez / dia}}{2.5 \text{ kg Peso Corporal}}$$

El valor estimado para la dosis de exposición a DDT para la garza es de 0.9 mg DDT/ kg -día

4.3.2. Dosis de referencia

Para el riesgo ecológico se usan los Valores de Referencia Tóxica (TRV por sus siglas en inglés). Los TRV's se obtienen de diversos estudios previos (EPA 1999) y pueden ser derivadas de las NOAEL, LOAEL, CE50, etc. El evaluador debe tomar en cuenta diversas consideraciones como el tipo de compuesto, la variabilidad de las respuestas entre especies animales, los periodos de exposición, etc.

Continuando con este ejemplo particular; en la literatura se describen los niveles a los que se produce un efecto adverso y se define una NOAEL de 0.3 mg DDT/ kg-día para el adelgazamiento del cascarón del huevo de esta especie (IPCS, 1989).

4.3.3. Estimación del Riesgo Ecológico (método determinístico):

De forma similar a lo realizado en la caracterización del riesgo no cancerígeno en humanos, una de las formas para realizar la estimación del riesgo ecológico es a través de la estimación de la dosis del contaminante a la que se expone una especie biótica y la comparación con aquellas dosis a las que se ha medido un efecto.

Para realizar la estimación del riesgo ecológico se compara la dosis de exposición contra un Valor de Referencia Tóxica (TRV por sus siglas en inglés) y se obtiene un Cociente de Riesgo Ecológico.

$$\text{Cociente de Riesgo Ecológico} = D_{ij} / \text{TRV}$$

En general, un valor para el cociente de riesgo ecológico menor a 1 se interpretaría como un riesgo aceptable, mientras que un valor mayor a 1 se tomaría como indicador del potencial desarrollo de efectos adversos en la población estudiada.

Continuando con el ejemplo:

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

$$\text{Cociente de Riesgo Ecológico} = 0.9 \text{ mg DDT/ kg-día} / 0.3 \text{ mg DDT/ kg-día}$$
$$\text{Cociente de Riesgo Ecológico} = 3$$

Lo que indica que la dosis a la que está expuesta esta especie es 3 veces mayor a la NOAEL en la evaluación del adelgazamiento del cascarón de huevo.

4.3.4. Factores de exposición.

Los factores de exposición que deben de ser considerados en animales silvestres son: 1) Factores alométricos y metabólicos como el peso, la tasa metabólica y de crecimiento en diversas etapas de la historia de vida del organismo. 2) Tasas de contacto; la exposición por la ruta oral debe considerar: la tasa de ingestión, la composición de la dieta, tasas de ingestión de agua, toma incidental de sedimento y suelo. Por la vía inhalatoria se considera: el tamaño, la estacionalidad, la actividad del organismo así como la temperatura. Para la vía dérmica se debe considerar la superficie del organismo. 3) Dinámica poblacional, como la distribución de etapa de vida y temporada, así como las tasas de nacimiento, maduración y muertes. 4) Actividades estacionales, como la crianza, dispersión, migración, e hibernación/ estivación. Par mayor información sobre el cálculo de los factores de exposición antes descritos -ver Wildlife Exposure Factors Handbook- (EPA 1993a, 1993b).

4.3.5. Estimación Probabilística del Riesgo Ecológico:

La Evaluación Probabilística del Riesgo Ecológico se realiza modelando la dosis de exposición por Monte Carlo, un intervalo de dosis generará también un grupo de valores para el Cociente de Riesgo Ecológico que se expresa como la Distribución Probabilística del Cociente de Riesgo (EPA 1998, EPA 2001).

5. SEGUNDA INTEGRACIÓN DEL CONOCIMIENTO

5.1. TOXICIDAD POR MEZCLAS QUÍMICAS

La estimación del riesgo normalmente se da sustancia por sustancia ya que los métodos para estimar el riesgo de mezclas químicas son limitados (ver por ejemplo el método propuesto por la EPA (EPA 2000b)). La principal limitación radica en la poca información existente en la literatura científica dada la enorme variación de los tipos de mezclas simples (dos componentes) o complejas (tres o más componentes), tanto en sus componentes como en las concentraciones de éstos. ATSDR ha publicado diversos documentos de interacción química y aunque es un gran esfuerzo, la información todavía no es suficiente (ver perfiles toxicológicos de interacción en el portal de ATSDR). Por todo lo anterior, en esta metodología se recomienda que al enfrentarse a una mezcla, el evaluador estime el riesgo cuando menos de los tres contaminantes más importantes en el sitio y al final, en la caracterización del riesgo, empleando conocimientos toxicológicos (incluyendo información toxicocinética y toxicodinámica) busque interpretar los resultados mediante una conclusión que alerte sobre una posible adición o potenciación de la toxicidad por la presencia de la mezcla. Los contaminantes más importantes serían aquellos que el evaluador considere tomando en cuenta la concentración de cada uno de los químicos en las diferentes rutas, así como su toxicidad y persistencia.

5.2. ESTIMACIÓN DEL RIESGO INTEGRADO

En este momento de la metodología el evaluador contará con una estimación del riesgo para la población humana y otra para receptores ecológicos seleccionados. Asimismo, se tendría ya una primera visión del riesgo por mezclas químicas. El reto ahora es que el evaluador conjunte toda la información para definir la magnitud del riesgo integrado. No se busca una caracterización completa del riesgo (ésta se hará más adelante), simplemente se busca una nueva integración del conocimiento y solamente de la información generada mediante el cálculo de los cocientes de riesgo.

5.3. MODIFICACIÓN DEL MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO

La información del punto anterior tiene su utilidad inmediata en el modelo conceptual del sitio que el evaluador estuvo conformando a lo largo del proceso. La modificación del modelo conceptual del sitio con la información del riesgo es en extremo importante ya que éste será el modelo que el investigador utilice para planificar la etapa de la evaluación de riesgo que se explica en el próximo capítulo. Para desarrollar el modelo conceptual del sitio, el evaluador deberá contemplar al menos, los siguientes puntos: organismos afectados, toxicidad de mezclas, comportamiento de químicos contaminantes y rutas de exposición más importantes.

CAPÍTULO 3.- EVALUACIÓN DE EFECTOS

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

1. IDENTIFICACIÓN DE POBLACIONES EN RIESGO

Empleando el modelo conceptual del sitio, el evaluador podrá identificar con claridad las rutas de exposición de mayor riesgo y por ende, tendrá la capacidad de señalar a las poblaciones humanas o a los componentes de la biota que pudieren estar en mayor contacto con los contaminantes. Es importante advertir que los efectos biológicos se presentarán solamente si el contaminante es absorbido por el organismo (biodisponibilidad), pero después de absorbido, otros factores relacionados con la distribución por los tejidos del organismo, el metabolismo, los mecanismos de detoxificación celulares y la excreción, habrán de influir en la toxicidad del contaminante y por lo tanto en la aparición de efectos biológicos.

A continuación se presentan algunos ejemplos tomando en cuenta los componentes del ambiente:

MEDIO	HUMANOS	BIOTA
Suelo	niños	roedores, reptiles, plantas
Partículas Suspendidas	niños, mujeres jóvenes	partículas depositadas en la superficie de plantas con utilidad de alimento
Sedimento	niños	invertebrados, algunas especies de peces
Agua	toda la población	aves, peces, plantas acuáticas, etc.
Aire	toda la población	toda la población aeróbica

2. BIOMARCADORES DE EXPOSICIÓN Y EFECTO EN HUMANOS

Shugart et al., (1992) define a los biomarcadores como “una alteración inducida por un xenobiótico en componentes o procesos, estructuras o funciones celulares o bioquímicas, que es susceptible de medición en un sistema o muestra biológica”. Los biomarcadores son mediciones bioquímicas, fisiológicas o histológicas discretas que son sensibles a la exposición del tóxico.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Un biomarcador o marcador biológico se define como un agente biótico extraño que induce una alteración en los componentes o procesos celulares y bioquímicos, estructura o función que se puede medir en un sistema biológico (Lam y Wu, 2003).

En toxicología existen tres diferentes tipos de biomarcadores:

1. Exposición.- se usan para predecir la dosis recibida por un individuo, el cual puede estar relacionado a cambios como resultado de una enfermedad.
2. Efecto.- son medidas bioquímicas, fisiológicas, etológicas, o alteraciones en el organismo, que dependiendo de su magnitud pueden ser reconocidas como deterioro de la salud o una enfermedad.
3. Susceptibilidad.- indican el deterioro del estado fisiológico o bioquímico que puede predisponer al individuo a impactos de agentes químicos, físicos o infecciosos.

Esta metodología contempla que para la evaluación de los efectos sólo es necesario la utilización de los dos primeros.

La exposición puede estimarse y puede evaluarse. La estimación se fundamenta en la obtención de datos ambientales que se utilizan para alimentar fórmulas matemáticas con el fin de calcular una dosis aproximada de exposición. Este camino asume un comportamiento estandarizado para toda la población y las incertidumbres en cuanto a toxicidad, biodisponibilidad y otros factores, se resuelven asumiendo el máximo riesgo. Por el contrario, la evaluación de la exposición implica la cuantificación de biomarcadores químicos con el objeto de certificar la absorción de los contaminantes en la población expuesta.

2.1. BIOMARCADORES DE EXPOSICIÓN

Un biomarcador de exposición por lo general es el propio contaminante o alguno de sus metabolitos, capaz de ser cuantificado en tejidos (adiposo, pelo, placenta, etc.) y/o fluidos biológicos (sangre, semen, orina, etc.). Los biomarcadores indican exposición y absorción, pero además, algunos también pueden señalar efecto (ej. plomo en sangre) o carga corporal del metal (ej. cadmio en orina). Por lo anterior, en esta fase de la metodología

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

se recomienda la evaluación de la exposición a través del análisis de biomarcadores de exposición.

Para esta sección deben considerarse factores propios del individuo y factores propios del contaminante a fin de definir cual de los biomarcadores o cuales de los tejidos o fluidos están más relacionados con la exposición. Aunado a ello, siempre hay que tomar en cuenta factores toxicocinéticos del biomarcador (ej. cadmio en sangre es biomarcador de exposición reciente y cadmio en orina es biomarcador de exposición crónica). Resulta claro entonces que a la selección del biomarcador le debe preceder un ejercicio de análisis de la literatura a fin de seleccionar al indicador biológico más adecuado a los objetivos del estudio.

Para definir qué biomarcador debe ser analizado entre la población expuesta en un sitio peligroso, debe anticiparse que por lo general estos sitios se encuentran contaminados por una mezcla de sustancias químicas. Esto es, ante la imposibilidad técnica y económica de evaluar la exposición para todas las sustancias presentes en un sitio, debe generarse un sistema que permita la categorización de las sustancias contaminantes de tal forma que se evalúe la exposición sólo para aquellas que representen mayor riesgo.

A continuación se propone un esquema basado en cuatro parámetros:

1. Que sea un contaminante crítico.
2. Magnitud del riesgo cancerígeno; o, en caso de que los contaminantes no sean cancerígenos: Relación-Dosis Total de Exposición / RfD (ó MRL).
3. Número de personas afectadas por el contaminante.
4. Preocupación social por el contaminante.

Con estos criterios el evaluador podrá categorizar a sus contaminantes críticos y tendrá fundamentos para seleccionar a los de mayor riesgo. Una vez que los contaminantes críticos de mayor riesgo hubieren sido seleccionados, debe revisarse la literatura científica para definir a los biomarcadores más adecuados para su estudio. Para este fin, los Perfiles Toxicológicos de la ATSDR resultan por demás adecuados. Otra fuente relevante de datos es la información distribuida por la Organización Mundial de la Salud. Independientemente de la fuente, debe quedar claro que antes de iniciar los estudios, el evaluador deberá tener la seguridad de que el biomarcador a usar será el adecuado.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

El análisis de biomarcadores en el laboratorio debe seguir la rigurosidad de calidad exigida a las muestras ambientales. Aun más, ante la alta probabilidad de no poder contar con matrices certificadas para muchos biomarcadores; la certificación de la calidad del análisis a través del control externo es de sumo aconsejable.

Es importante recordar que para los estudios de biomarcadores, deben colectarse muestras humanas. Por lo tanto, es requisito contar con la aprobación de un Comité de Bioética que revise los procedimientos que se planean seguir durante la colecta. Asimismo, en todos los casos, deberá solicitarse por escrito el consentimiento del donador (cuando sea un adulto) o del padre o tutor del donador (cuando la colecta se realice entre población infantil). En dicho consentimiento, quien autorice deberá tener conocimiento de los objetivos y alcances del estudio. Además, por ética, los estudios deberán ser voluntarios, anónimos y gratuitos, con el compromiso adicional de que tan pronto se obtengan los resultados en el laboratorio, los donadores conocerán los resultados de sus análisis y lo que significan para la salud del individuo.

Un punto que no puede escapar a la preparación de un estudio con biomarcadores es el tipo de población que será sujeta al estudio. ¿Cuántas muestras? ¿Cuáles son las condiciones de inclusión o exclusión que regulan la selección de individuos para un estudio? ¿Cuáles serán los criterios de representatividad? La contestación de éstas y otras preguntas deberán basarse en un análisis estadístico previo que permita el diseño epidemiológico del estudio.

Al respecto del diseño epidemiológico, debido al tiempo tan limitado para obtener información, deberá escogerse un diseño de corta duración. Entre los estudios descriptivos destaca el de prevalencia de exposición (proporción de personas expuestas que poseen un biomarcador alterado en relación al total de individuos estudiados). Sin embargo puede optarse por métodos de estudio que involucren a una población control; de ser este el caso, los métodos más populares serían: los transversales (comparación de un grupo control con grupos expuestos a diferentes dosis del contaminante) y los casos y controles (comparación de exposición pasada entre dos grupos; los criterios para definir a un caso y a un control dependerá del contaminante que se desee examinar y el efecto que se busque analizar).

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

En cuanto al tamaño de la población a estudiar, el número de individuos dependerá de dos factores: de los recursos económicos y del tamaño total de la población afectada. Si ésta es pequeña y además se cuenta con buen apoyo económico, podría darse el caso de poder estudiar a toda la población. Pero si la población es grande y los recursos limitados, habrá que seleccionar una muestra representativa. Para la selección ya existen métodos estadísticos computarizados que facilitan el cálculo del tamaño de muestra. Dependiendo de las características del estudio, existen varias técnicas para asegurar que el muestreo sea representativo, entre ellas: la selección aleatoria simple, la estratificada, la sistemática, por conglomerados, etc.

En el reporte final, los datos sobre biomarcadores deben presentarse como una prueba de la exposición a los contaminantes. Por consiguiente, el evaluador buscará obtener una correlación entre ellos y el nivel de contaminación en el sitio, tomando en cuenta la antigüedad de la contaminación, el tiempo de residencia de los individuos en el sitio, su tiempo de exposición al sitio peligroso, frecuencia y duración de la exposición, hábitos alimenticios (en el caso de que la ruta de exposición incluya alimentos), etc. Toda esta información y más, deberá ser recolectada a través de un cuestionario diseñado de manera específica para la comunidad a estudiar (edad, sexo, ocupación, tipo de vivienda, antecedentes de exposición, etc.).

Otro cuestionario que es muy importante incluir es el de posibles efectos adversos a la salud. A través de un interrogatorio sobre síntomas referidos en la bibliografía, se podrían obtener datos muy importantes sobre las condiciones generales de salud de los individuos expuestos. Asimismo, de contarse con el apoyo económico suficiente, podrían realizarse un examen clínico y pruebas elementales de laboratorio (examen general de orina y de sangre, niveles de enzimas hepáticas, etc.).

Aunado a lo anterior, deberán realizarse todos los esfuerzos para entrevistar a los profesionistas de la salud (médicos, enfermeras, etc.) más relacionados con el sitio. A través de este ejercicio, el evaluador deberá recabar información precisa sobre los principales padecimientos de la zona. Entre las preguntas que se le harían al profesionista en salud estarían: tiempo de residencia en el sitio del médico o enfermera, nivel educacional,

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

problemas de salud más frecuentes en el sitio, principales quejas en relación a problemas de salud, principales áreas de recreación utilizadas en el área por niños y adultos, conocimiento de algún individuo que hubiere tenido algún problema de salud relacionado con la exposición a alguno de los contaminantes críticos del sitio, conducta de los entrevistados o de la comunidad frente a los problemas de contaminación.

2.2. BIOMARCADORES DE EFECTO

El análisis de efectos biológicos es útil para definir la capacidad tóxica de los contaminantes; por ejemplo, sirven para determinar que la concentración interna del contaminante o de sus metabolitos ha superado el umbral de toxicidad. En consecuencia, los efectos biológicos seleccionados para el estudio, deberán ser los indicados para los contaminantes críticos.

Es sumamente importante en este punto aclarar que la gran mayoría de los efectos biológicos no son específicos y por lo tanto, el análisis de confusores es útil para reducir la incertidumbre de la inespecificidad. Los efectos biológicos que pueden ser evaluados potencialmente son muchos (actividades enzimáticas alteradas, daño al ADN, expresión de alguna proteína, enzimas que reflejen daños tisulares, etc.). Por lo tanto, aquellos efectos que sean seleccionados para el estudio, deberán contar con antecedentes científicos de estar asociados con la exposición al contaminante presente en el sitio. Es muy importante que el trabajo incluya el análisis de una población control, apareada con la población del sitio contaminado en cuanto a los confusores, pero sin la exposición al contaminante.

3. BIOMARCADORES DE EXPOSICIÓN Y EFECTO EN BIOTA

3.1. BIOMARCADORES DE EXPOSICIÓN EN BIOTA

Los biomarcadores de exposición permiten establecer que una sustancia xenobiótica ha cruzado las barreras fisiológicas del organismo y está dentro de él; por lo tanto, puede decirse que dicha sustancia está biodisponible. La biodisponibilidad va a estar influenciada por diferentes parámetros como, las rutas de exposición, las características fisiológicas del receptor y las características químicas del xenobiótico (Decapio, 1997). Sin embargo, la

variación en el biomarcador podría no estar directamente relacionada con la acción del mecanismo específico del tóxico y a su vez no ser completamente predictivo del grado del efecto adverso en el organismo (Chambers et al., 2002), por lo que se debe tomar en consideración la presencia de otros agentes estresantes además del tóxico y la comparación con sitios no contaminados o con diferentes grados de contaminación. Esta sustancia xenobiótica o sus metabolitos puede ser medida dentro de un compartimiento u organismo (Klaassen, 2001; McCarty, et al, 2002).

3.2. BIOMARCADORES DE EFECTO EN BIOTA

En general los biomarcadores de efecto pueden ser considerados como medidas funcionales de exposición a un agente estresante, las cuales usualmente se expresan a nivel de organización molecular, celular y de organismo. Adams et al., (2001) sugiere que en general los usos de los biomarcadores son: A) caracterizar los mecanismos de toxicidad implicados en las repuestas biológicas a altos niveles de organización, B) ayudar a establecer relaciones entre causa (agente estresante) y efecto (respuesta), C) indicar la presencia o ausencia de grupos específicos de contaminantes, D) establecer la ausencia de efectos biológicos o ecológicos significativos en las poblaciones, comunidades y ecosistemas, E) predecir repuestas de alto nivel (para biomarcadores que han sido relacionados semi-cuantitativamente con altos niveles de organización), F) como una señal para monitorear si se han excedido los umbrales fisiológicos o los límites de tolerancia, G) proporcionar un intervalo y diversidad de repuestas biológicas que pudieran ser la evidencia de peso para el proceso de evaluación de riesgo, H) para monitorear la salud del ambiente y darle seguimiento a las mejoras resultantes de la evaluación de riesgo o mitigación.

Los biomarcadores varían de los generales a los específicos, de los de relativamente poca sensibilidad a los de alta sensibilidad y desde los de nivel de organización molecular a los de nivel individual. Pueden ser clasificados de forma general en: A) biomarcadores moleculares, que miden las repuestas en los ácidos nucleicos como daños o alteraciones en el DNA, RNA, así como cambios en la expresión de los genes, B) biomarcadores bioquímicos, que miden la afectación de la estructura o función de las proteínas a través de la variación específica de la actividad enzimática, de los niveles de proteínas específicas y por la presencia de proteínas de estrés, C) biomarcadores histocitopatológicos, que miden

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

los cambios gruesos en la estructura y desarrollo de las células, tejidos, órganos y de organismos de fácil medición, D) biomarcadores fisiológicos, que miden las funciones fisiológicas básicas tales como la respiración, el crecimiento, la alimentación y la excreción, E) biomarcadores etológicos, que miden el cambio de comportamiento en los organismos, bajo el supuesto de que el organismo representa el resultado integral final de los procesos bioquímicos y fisiológicos.

De acuerdo con su estado de validación, los biomarcadores más usados son: las proteínas de “shock” calórico o de estrés (HSP, por sus siglas en inglés), actividades enzimáticas como la oxigenasa de función mixta (MFO) o el citocromo P450, niveles de metalotioneínas o fitoquelatinas, metabolitos de la bilis, etc. También se analizan biomarcadores de genotoxicidad (aducciones de ADN, aberraciones cromosómicas, fragmentación de ADN, etc.), análisis de diversidad genética, respuestas inmunotóxicas, medidas reproductivas como vitelogenina y hormonas esteroideas en plasma. Finalmente, son útiles las respuestas electrofisiológicas, los marcadores de expresión de ciertos genes, la integridad de la membrana lisosomal y el desarrollo de biosensores. En general todos estos biomarcadores están específicamente asociados con el mecanismo de acción del tóxico y buscan relacionar el grado de modificación del biomarcador con el grado del efecto adverso (Chambers *et al.*, 2002).

3.3. CONSIDERACIONES PARA EL USO DE BIOMARCADORES

3.3.1. Elección de sitios de muestreo.- Además del muestrear el área contaminada de interés, en algunas ocasiones será necesaria la evaluación de sitios de referencia o a lo largo de un gradiente de disturbio, la información permitirá la comparación apropiada de resultados y la eliminación de factores confusores.

3.3.2. Selección de la especie.- El organismo deberá de ser nativo y representativo (que no sea una especie rara) del área de estudio, además que la mayor parte, o toda su historia de vida la haya pasado en el sitio de interés. En el caso de elegir especies migratorias se debe de conocer muy bien sus patrones migratorios y su biología. El organismo debe de ser receptor de las principales rutas de exposición para ser considerado. Deben tomarse en cuenta las características de la historia de vida del organismo, como el

sexo, edad, estado reproductivo, estrategia reproductiva; factores como estos pueden afectar la medida del biomarcador y complicar la interpretación de resultados (Ej. los organismos con tiempos generacionales cortos y altas tasas reproductivas son útiles para muestras grandes mientras que los de tiempos generacionales largos y tasas reproductivas cortas pueden ser utilizados para estudios de exposición crónica). Finalmente es mejor seleccionar una especie para la cual exista información sobre los efectos de los contaminantes que deseen evaluarse (absorción distribución, metabolismo, toxicidad y eliminación) (ver también Cap. 2).

3.3.3. Selección del biomarcador.- Además de los criterios descritos a continuación, se sugiere elegir un set jerárquico de biomarcadores, los primeros de fácil medición, rentables y generales para probar una gran cantidad de sitios; posteriormente en las siguientes etapas utilizar biomarcadores más específicos para profundizar en los sitios con resultados significativos en la etapa anterior.

Huggett et al., (1992) ha identificado 13 criterios de utilidad para el uso y selección de biomarcadores en la evaluación de riesgo, así como algunas de las incertidumbres inherentes que poseen. Se invita al lector a revisar dicho documento.

3.3.4. Indicadores generales.- Algunos biomarcadores son indicadores en general y sólo sugieren el estrés en la población, pueden emplearse para identificar a los individuos o poblaciones afectadas por el agente estresante. Tales biomarcadores son de utilidad limitada para su uso en la evaluación de riesgo, ya que no identifican el grado de tensión que podría atribuirse a los tóxicos bajo los procedimientos de la evaluación de riesgo.

3.3.5. Sensibilidad relativa.- Un biomarcador altamente sensible podría ser útil en identificar rápidamente los cambios en la exposición.

3.3.6. Especificidad biológica.- La especificidad y por lo tanto la utilidad de un biomarcador puede existir solamente en ciertas especies o tejidos, porque las características fisiológicas o bioquímicas de esa especie o tejido son únicas.

3.3.7. Especificidad química.- Los biomarcadores que son específicos a un químico, a una clase de químicos, o por lo menos están muy limitados a cierto número de clases pueden ser de gran valor.

3.3.8. Claridad en la interpretación.- Los biomarcadores que respondan solamente a los tóxicos de interés y no a otros cambios en la fisiología o en el ambiente son de gran valor para la evaluación de riesgos.

3.3.9. Tiempo de la manifestación del efecto.- Un tiempo relativamente corto de respuesta de la exposición al cambio en el biomarcador será el más útil, aunque la evaluación de riesgo puede necesitar tratar efectos crónicos, tales como desarrollo del cáncer, o déficit del comportamiento a largo plazo.

3.3.10. Permanencia de la respuesta.- Si la respuesta del biomarcador es transitoria, ésta puede limitar su utilidad en la evaluación de riesgo; sin embargo, con biomarcadores persistentes el curso de tiempo de cambio y recuperación del biomarcador tendrá que ser bien entendida.

3.3.11. Variabilidad inherente (confiabilidad).- La variabilidad puede resultar del grado inherente de respuesta del organismo o de los factores externos al organismo que influyen en su grado de respuesta. Si el biomarcador es demasiado susceptible a la variabilidad interna o externa, puede ser de poca utilidad para la evaluación de riesgo.

3.3.12. Acoplamiento a efectos de un nivel más alto.- Un biomarcador ideal correlacionaría cambios directamente en una manera cuantitativa al efecto nocivo (ej. cambios del comportamiento, aberraciones cromosómicas, alteraciones reproductivas, patologías, etc.). Si el acoplamiento no puede ser hecho, el biomarcador sólo tendrá valor como índice de exposición y no de los efectos.

3.3.13. Aplicabilidad a las condiciones de campo.- Si el biomarcador no puede ser monitoreado en poblaciones verdaderas no es útil para la evaluación de riesgo.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

3.3.14. Validación en el campo.- Se entiende como el establecimiento del mecanismo o relación causal entre la exposición al agente estresante y el cambio biológico o ecológico. Obviamente se requiere la validación antes de que el biomarcador pueda ser usado de manera oficial.

3.3.15. Consideraciones metodológicas.- La facilidad en la medición, la reproducibilidad de las medidas y el costo deben de ser considerados, a fin de establecer la utilidad del biomarcador en varios sitios.

3.3.16. Estado de la utilidad del método.- El biomarcador debe ser establecido y documentado lo suficiente para generar una base de datos amplia que indique consistencia y confiabilidad; esto inspirará confianza sobre la significación de los resultados al usarlo.

3.3.17. Metodología de muestreo y análisis.- El diseño del muestreo dependerá de las características fisicoquímicas y biológicas del contaminante, así como de la biología de la especie de prueba, de la sensibilidad y persistencia de respuesta del biomarcador. También, deben considerarse factores abióticos que pudieran interferir con la respuesta del biomarcador (Ej. salinidad, estacionalidad, pH, etc.). El muestreo, la recolección, el almacenaje y el análisis pueden afectar la validez del resultado, por lo tanto deben seguirse las consideraciones y procedimientos analíticos para cada biomarcador, los aspectos importantes varían por tipo de prueba, por lo que tal vez sea necesario recoger muestras diferentes para cada biomarcador y también puede ser posible medir el biomarcador por diferentes métodos.

3.4. ÍNDICES BIÓTICOS

Además de los efectos a nivel organismo o suborganismo evaluados mediante los biomarcadores, es importante valorar indicadores de mayor relevancia ecológica a través de efectos en niveles superiores de organización biológica, para lo cual, una de las herramientas más poderosas es el estudio de diversos índices bióticos. A continuación se muestran algunas consideraciones previas para la determinación de una relación causal derivada de la contaminación.

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

3.4.1. Sitios de Referencia

Los sitios de referencia son localidades que tienen características físicas, climáticas, químicas y biológicas semejantes al sitio impactado (EPA, 1994b).

Comúnmente los sitios perturbados son comparados con sitios de referencia los cuales representan las condiciones pre-disturbio. Generalmente éstos son utilizados cuando no se tienen datos del sitio impactado antes de los disturbios (Clements y Newman, 2002).

Para hacer la selección de los sitios de referencia deben seguirse ciertos criterios para asegurar que los cambios o diferencias entre las zonas comparadas, se deben realmente a la contaminación o a otro tipo de disturbio. Estos criterios se presentan en el siguiente Cuadro:

Criterios de selección para los sitios de referencia		
Físicas	Agua	Temperatura, química, profundidad, flujo.
	Sedimentos	Carbono orgánico total, porcentaje de arena, limo, arcillas y agua, pH.
	Suelo	Distribución del tamaño de partícula, contenido de materia orgánica, régimen hidrológico, química.
	Estructura del hábitat	Estratificación vertical, variación horizontal, porcentaje de cobertura.
Climáticas	Regional	Latitud, proximidad a cadenas montañosas y cuerpos de agua.
	Local	Topografía (valle, ladera, cumbres), altitud, exposición, inclinación, radiación solar.
Biológicas	Características de la comunidad	Región biogeográfica, tipo de vegetación, formas de vida

Modificado de EPA 1994b

Cuando no es posible contar con un sitio de referencia y se cuenta con un gradiente de menor a mayor contaminación o impacto, lo que se recomienda es tomar la zona con menor contaminación o impacto como un “sitio de referencia” y con ella hacer comparaciones con la zona con mayor contaminación o impacto (EPA, 1994a).

Otra información que se puede utilizar son datos adquiridos de la zona contaminada que se hayan generado antes de la contaminación o bien datos de otra zona que puedan ser aplicados a las condiciones del sitio. Esta información muchas veces puede ser encontrada en trabajos científicos, en bases de datos, reportes gubernamentales o con organizaciones de conservación (EPA, 1994b).

3.4.2. Selección de Respuestas Bióticas

La identificación y medición de las propiedades ecológicas afectadas por los contaminantes en las poblaciones y comunidades son de especial interés en este punto. Los atributos que se proponen evaluar en esta metodología son: riqueza de especies, densidad, abundancia relativa, valor de importancia, diversidad, similitud e índice de integridad biótica. A continuación se describen algunos de estos parámetros.

Riqueza de especies.- Es el número de especies presentes en una comunidad. Se ha utilizado como un indicador de la integridad ecológica y es una de las medidas más usadas para evaluar efectos de los contaminantes en las comunidades pues la reducción de especies es la respuesta más constante ante los disturbios (Clements y Newman, 2002). Su estimación puede hacerse a través de diferentes ecuaciones (1 y 2).

La ecuación (1) en donde R = riqueza, S = número de especies de la muestra y N = número total de individuos en la muestra, se utiliza cuando se tiene el mismo número de especies en las muestras que se quieren comparar (Clements y Newman, 2002).

$$R_{Margaléf} = \frac{S-1}{\ln N} \quad (1)$$

Cuando no se tiene el mismo número de especies se utiliza la ecuación (2) que estima la riqueza por la rareza.

$$\hat{S}_n = \sum_{i=1}^S 1 - \frac{\left(\frac{N - N_i}{n}\right)}{\left(\frac{N}{n}\right)} \quad (2)$$

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

donde N = número de individuos en la muestra, N_i = número de individuos de la especie i en la muestra, S = número de especies en la muestra y n = tamaño de muestra (número de individuos) (Clements y Newman, 2002).

Índice de diversidad.- La diversidad de especies se puede definir como el número de especies en una unidad de área. Tiene dos componentes principales la riqueza (no. de especies) y la equidad (no. de individuos de una sola especie) (Smith y Smith, 2001). Generalmente en las evaluaciones biológicas se usan índices de diversidad que responden a la riqueza de especies y a la distribución de los individuos entre las especies (Clements y Newman, 2002).

La estimación se realiza a través de diferentes índices, los más usados son el de Shannon-Wiener, ecuación (3) y el de Simpson, ecuación (4).

El índice de Shannon-Wiener (H') toma en cuenta el número de especies y la equidad o uniformidad de la distribución del número de individuos en cada especie (Franco et al. 1989); es más sensible para especies raras y estima la diversidad de la comunidad en que fue tomada la muestra (Clements y Newman, 2002).

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{N_i}{N} \ln \left(\frac{N_i}{N} \right) \quad (3)$$

donde H' = diversidad, N = número de individuos en la muestra, N_i = número de individuos de la especie i en la muestra (Franco et al. 1989).

El índice de Simpson ($\hat{\lambda}$) es relativamente insensible para especies raras pero altamente sensible para especies dominantes. Se puede calcular con la ecuación (4) (Clements y Newman, 2002).

$$\hat{\lambda} = \sum_{i=1}^s \frac{1}{p_i^2} \quad (4)$$

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

donde λ = medida de diversidad y p_i = es la proporción de la especie i en la muestra. El rango del valor de λ es de 1 a S (donde S = riqueza de especies) (Clements y Newman, 2002).

Índice de equidad.- La equidad (E) se refiere a qué tan uniformemente están distribuidos los individuos entre las especies. (Newman, 2003). Esto es, refleja la distribución de individuos entre especies (Clements y Newman, 2002). Se puede medir comparando la diversidad observada en una comunidad contra la diversidad máxima posible de una comunidad hipotética con el mismo número de especies. Puede demostrarse que cuando $p_i = 1/S$ para toda p_i , se alcanza la uniformidad máxima (ecuación (5)), siendo p_i la proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total (n_i/Nt). (Franco et al., 1989)

$$H'_{m\acute{a}x} = \log_2 S \quad (5)$$

en donde $H'_{m\acute{a}x}$ = diversidad bajo condiciones de máxima equidad y S = número de especies.

A través de la ecuación (6) se puede estimar la equidad en la muestra (E) y para estimar la equidad de la comunidad (E') se utiliza la ecuación (7). (Newman, 2003)

$$E = \frac{H'}{H'_{m\acute{a}x}} \quad (6)$$

$$E' = \frac{H'}{\log_2 S} \quad (7)$$

Índice de Similitud.- Se usan para cuantificar la correspondencia entre dos comunidades, están basados en la presencia o ausencia de especies y/o en datos de abundancia, son útiles para comparar sitios de referencia con sitios impactados o contaminados. La medición de la similitud puede hacerse desde dos puntos de vista el cualitativo o el cuantitativo, en el primero sólo se considera el número de especies (riqueza), la ausencia o presencia de especies en cada uno de los sitios y en el segundo no sólo se consideran estos puntos, sino que se integra la abundancia o número de individuos de cada una de las especies de los dos sitios a comparar (Franco et al., 1989).

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

En el caso de los índices cualitativos el más usado es el de Jaccard (J) ecuación (8), basado en la presencia o ausencia de especies. Una de las desventajas de utilizar este índice es que no responde a diferencias de abundancia entre los sitios, además de que se da el mismo peso a las especies raras y a la abundancia (Clements y Newman, 2002).

$$J = \frac{j}{(a + b - j)} \quad (8)$$

donde J = similitud a = número de especies en el sitio o muestra a , b = número de especies en sitio o muestra b , y j = el número de especies comunes entre ambos sitios o muestras.

De los índices cuantitativos el más utilizado es el índice de Morisita-Horn, ecuación (9), en el que se comparan la abundancia relativa entre los taxa de dos comunidades. Una de las ventajas que tiene este índice es que es relativamente insensible al tamaño de muestra y la riqueza de especies (Clements y Newman, 2002).

$$MH = \frac{2 \sum (an_i * bn_i)}{(da + db)aN * bN} \quad (9)$$

donde an_i = número de individuos de la especie i en el sitio o muestra a , bn_i = número de individuos de la especie i en el sitio o muestra b , aN = número total de individuos en el sitio a , bN = número total de individuos en el sitio b .

Los términos da y db en la ecuación (9) se calculan como sigue:

$$da = \frac{\sum an_i^2}{aN^2} \quad db = \frac{\sum bn_i^2}{bN^2}$$

Índices de Integridad biótica (IBI).- La estructura, composición y salud de las comunidades biológicas brindan una referencia integral sobre la calidad ambiental y el estado de conservación de un hábitat; dichos componentes pueden agruparse dentro de un índice (multimétrico) que permita evaluar comparativamente diversos sitios dentro de la misma área en torno a su calidad ambiental. Los índices de integridad biótica fueron propuestos como herramientas para evaluar la calidad ambiental en un sitio determinado y

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

ayudan en el planteamiento de estrategias que permitan su conservación o recuperación (Mercado y Lyons, 2001).

Existen numerosos índices bióticos y todos tienen características similares. Estos índices están basados en el concepto de especies indicadoras, para construirlos toman medidas de presencia/ausencia y abundancia de los taxa (cualquier grupo sistemático, independientemente de su nivel jerárquico, ej. Clase, Orden, Familia, Género y Especie) y parámetros que reflejen la composición estructural y funcional de la comunidad. Los índices de integridad biótica (IBI, por sus siglas en inglés), incorporan en ellos parámetros como la riqueza de especies, la composición de especies, la presencia de especies indicadoras, la función trófica, el estado de salud, etc.

Estos parámetros deben tener criterios de evaluación que reflejen la integridad biótica para ese parámetro en alta, media y baja. Por ejemplo si se elige “el porcentaje de individuos con enfermedades, tumores, daño, o deformaciones esqueléticas” debe determinarse la proporción o el número que corresponden a las categorías antes establecidas. Estos criterios deberán establecerse de antemano con base a las colectas realizadas en cada uno de los sitios. A cada criterio de evaluación se le adjudica un valor, que depende de la escala que se use, generalmente es de 0 a 100 y para cada parámetro se dan valores 10 /5 para un puntaje alto, 5/3 para un valor medio y 0/1 para un valor bajo. El valor obtenido para ese parámetro es sumado con los otros parámetros y se obtendrá una calificación final, que refleja el valor de integridad biótica para el sitio de estudio (Mercado y Lyons, 2001). El valor integridad biótica puede compararse con una escala de calidad específica para ese índice (ver Karr, 1991).

Índice de Integridad biótica (IBI)

Parámetros	Criterios y valores de evaluación			Sitio			
	0	5	10	1	2	3	4
Número total de taxa de invertebrados	<13	13-25	>25	10	5	0	0
Número de especies nativas	>6	4-6	<4	10	10	5	0
Número de especies sensitivas	>5	3-5	<3	10	5	5	0

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

Porcentaje de individuos omnívoros	>45	20-45	<20	5	0	0	5
Porcentaje de individuos con enfermedades, tumores, daño, o deformaciones esqueléticas	>5	2-5	<2	10	5	5	5
IBI				45	25	15	10

Los pasos metodológicos generales para crear un índice de integridad biótica son los siguientes:

A) Monitoreo ambiental.- El diseño inicial requiere datos de calidad ambiental para cada sitio de muestreo. Los datos de calidad ambiental deben de reflejar las rutas de exposición prioritarias (Ej. contenido de metales en suelo) así como de datos que indiquen otro tipo de disturbios antropógenos (Ej. intensidad de pastoreo, deforestación, urbanización, cultivos). Los sitios de muestreo deben de ser lo más afines en cuanto a aspectos biológicos, fisiográficos y de uso (ver criterios de selección de sitios de referencia). Posteriormente los sitios deberán ser ordenados por métodos estadísticos dentro de un gradiente de influencia humana y calidad ambiental.

B) Seleccionar el ensamblaje biótico.- Es necesario el estudio y la descripción de la composición, estructura y dinámica de las poblaciones dentro de los sitios de muestreo para definir desde el punto de vista biológico, la especie o la combinación de ellas que pudieran indicar directamente cambios en la integridad biótica, esto dependerá de los roles ecológicos de las especies, del tipo de ecosistema que se trate y de las principales rutas de exposición. Los grupos taxonómicos más comúnmente usados son plantas vasculares, anfibios, aves, peces y macroinvertebrados.

C) Elección de parámetros y criterios de valoración.- Se debe de recopilar la información necesaria para cada una de las especies incorporadas dentro del índice (por ejemplo tolerancia-susceptibilidad a los tóxicos, hábitos alimenticios, forma de vida, etc.), además de esclarecer su importancia en el funcionamiento del ecosistema con la finalidad de identificar parámetros que reflejen la composición estructural y funcional de la comunidad. Un ejemplo de parámetros utilizados son: el número de taxa de invertebrados, porcentaje de depredadores, número de taxa tolerantes, etc. Ya seleccionados los parámetros, se eligen criterios de evaluación para cada parámetro, y a cada criterio de evaluación se le adjunta un

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

puntaje 1 para una condición pobre, 3 para una condición moderada y 5 para una condición de impacto mínimo.

D) Probar y validar el IBI.- El valor otorgado por el índice al sitio le ubicará dentro de una posición dentro de él y podrá ser útil para compararlo con otros sitios o demostrar una relación causal en el gradiente de influencia humana. Para probar el índice se puede partir aleatoriamente la totalidad de los datos en dos mitades y posteriormente se desarrolla el IBI para cada una de las mitades y se compara; los resultados deberían ser similares. El IBI también debe de probarse en diferentes gradientes de disturbio y espacios de tiempo.

3.4.3. Diseño de Muestreo

En el diseño de muestreo se debe considerar el número de puntos de muestreo, el número de réplicas por punto de muestreo, el método para determinar los sitios de muestreo (aleatorio o no aleatorio), tiempo de permanencia de las muestras, la preparación de las muestras para análisis de laboratorio así como los objetivos del estudio, el nivel de esfuerzo, el tipo de respuesta a medir, el método estadístico para analizar los datos y los recursos disponibles. Las técnicas de muestreo más adecuadas, dependerán del tipo de organismo, del personal y del presupuesto. Algunos de los ejemplos de las técnicas más comunes de muestreo son los siguientes:

Ejemplos de técnicas de muestreo comúnmente utilizadas en estudios ecológicos:

Plancton	Succión y sustratos artificiales.
Macroinvertebrados bénticos	Red de corriente, red de barrido y sustrato artificial
Peces	Pesca con jabega, red de barrido, red pasiva y electropesca
Vegetación terrestre	Sensores remotos, métodos de distancia y de área
Fauna del suelo	Tamizado, separación por densidad, uso de estímulos fisicoquímicos.
Insectos terrestres y voladores	Captura por atrayentes químicos, lumínicos, sonoros, etc. y señales.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Anfibios, reptiles,
mamíferos y aves

Observación directa, trampeo y señales.

3.4.4. Análisis de Resultados

El análisis de datos implica el contraste entre modelos de abundancia-diversidad, comparación de multimétricos e índices bióticos entre el sitio impactado y el de referencia o a lo largo de un gradiente de contaminación. Se recomienda el uso de técnicas estadísticas inferenciales y multivariadas (regresión lineal, ordenación y clasificación) con la finalidad de encontrar una relación causal. Así la presencia de una relación entre un tóxico y la estructura de la comunidad (la eliminación de especies sensibles o el cambio en la proporción de especies tolerantes/sensibles), así como la demostración de un gradiente de respuestas, que separe los efectos del contaminante de otras fuentes de variación a lo largo del gradiente, son sólo algunos de los componentes de peso más importantes para la formación de una relación causal.

Para poder deslindar cualquier efecto en la biota ocasionado por el ser humano, se recomienda realizar un índice de disturbio antropógeno. En esta metodología se propone utilizar el método establecido por Martorell y Peters (2005). Se incluye la guía (Anexo 4) y el formato para estimar disturbio antropógeno (Anexo 5). De este modo el análisis de datos y discusión se realizarán más fácilmente, ya que al conocer el índice de disturbio de un sitio, los efectos que se encuentren en la biota se atribuyen más fácilmente a los contaminantes.

CAPÍTULO 4.- CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

1. ESCENARIO AMBIENTAL

La caracterización del riesgo en el método propuesto, no seguiría completamente el diseño tradicional de la EPA, la cuantificación del riesgo no solo implica la estimación de la dosis de exposición y su posterior comparación contra alguna dosis de referencia. Se considera que en este método, la información recopilada en las diferentes secciones es suficiente para obtener una visión clara de la problemática.

El objetivo de ésta sección para establecer la completa caracterización del riesgo es obtener una respuesta a la pregunta: ¿Existe un riesgo (ecológico y/o humano)? Por lo que, para el caso de que el riesgo exista, se deberá establecer un modelo definitivo del sitio a fin de establecer las rutas de exposición que deben ser controladas para reducir el riesgo que haya sido identificado.

Para la caracterización del riesgo, se propone que cada sección debe ser discutida primero por separado y luego de manera integrada con la finalidad de facilitar el proceso. En cada punto se discutirán las limitantes, las incertidumbres y los factores confusores. Además, el análisis de la información se realizará con criterios rigurosos y consultando siempre antecedentes científicos que hubieren sido reportados. Se compararán los datos (concentraciones ambientales, efectos ecológicos adversos asociados a dichas concentraciones, etc.) del sitio contaminado contra los obtenidos en algún sitio control y contra valores de referencia obtenidos de la literatura científica o que hayan sido reportados en alguna normativa nacional o internacional. Habrán de exponerse análisis cualitativos y cuantitativos.

2. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO ESCENARIO HUMANO

¿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)? ¿Los análisis de laboratorio son

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

confiables?. Deben discutirse las incertidumbres sobre marcadores de exposición (por ejemplo que reflejen exposición aguda, cuando lo que se buscan son efectos crónicos), y sobre los marcadores de daño biológico (sobre su inespecificidad o la falta de control de algunos confusores). ¿En la literatura existen antecedentes como los encontrados en el sitio estudiado? ¿El daño es reversible? ¿El riesgo puede incrementarse en caso de que no se instrumente algún programa correctivo?

3. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO ESCENARIO ECOLÓGICO

¿Existe riesgo ecológico? ¿Los contaminantes están biodisponibles? ¿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 agentes estresantes en el sitio? La discusión debe darse en término de organismos, poblaciones, comunidades y ecosistema. Habrá que considerar la severidad del efecto tomando en cuenta la concentración de contaminantes, la frecuencia de la exposición y la ecotoxicidad. Se tienen que discutir las incertidumbres (entre los bioensayos seleccionados y aquellas que surjan al comparar los datos de los bioensayos con los obtenidos en especies nativas), la duración de la exposición vs la duración de los efectos (atención a la inducción de resistencia, recuperación y adaptación al medio contaminado) y la dimensión de los efectos que hayan sido identificados. Finalmente, habrá que comentar sobre la reversibilidad del daño ecológico y/o sobre su potencial agravamiento en caso de no introducir acciones correctivas.

4. CARACTERIZACIÓN INTEGRADA DEL RIESGO

En este punto se conjuntaran todos los datos a fin de responder a la pregunta: ¿El sitio representa un riesgo para la biota y/o para la población humana? La respuesta no solamente debe darse con la información del estudio, sino también añadiendo toda la evidencia que pueda obtenerse de la literatura científica. Es el peso de la evidencia, lo que precisamente le dará fortaleza a la respuesta de la interrogante.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

En caso afirmativo de que exista un riesgo en el sitio, entonces los investigadores deberán contestar las siguientes preguntas: ¿Cuál es la magnitud del riesgo encontrado? ¿El sitio debe ser restaurado a fin de reducir el riesgo? ¿En caso de que no se restaure el sitio, el riesgo puede incrementar y/o puede extenderse a otras localidades? ¿Existe alguna acción que la comunidad pueda tomar para disminuir el riesgo? ¿En la comunidad existen profesionistas que pueden atender la problemática identificada?

El investigador deberá identificar las acciones ecológicas, de salud o educativas que pudieran ser útiles para disminuir el riesgo. El documento debe concluir con un segmento del tipo de estudios que sería adecuado iniciar a fin de obtener mejores evidencias del sitio.

Con la información, el investigador finalmente expondrá un modelo definitivo del sitio e identificará las rutas 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 para los seres vivos. El evaluador presentará además un listado de los tóxicos críticos presentes en el sitio, comentará sobre la posible toxicidad asociada a la mezcla química identificada y detallará el factible comportamiento de los químicos contaminantes en su argumentación sobre el futuro del sitio.

Por último, es muy importante discutir las preocupaciones de la sociedad que hubieren sido colectadas durante la visita. El reporte final deberá ser entregado a la población y en consecuencia, deberá contener respuestas claras a las interrogantes.

CAPÍTULO 5.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

1. CONCLUSIONES

La primera conclusión será una declaración sobre el nivel de riesgo encontrado en la zona de estudio. Para lo cual el investigador asignará a la zona una de las siguientes cuatro categorías:

- * riesgo de salud pública urgente, requiere acción correctiva inmediata
- * riesgo de salud pública, requiere acción correctiva mediata
- * riesgo de salud pública no definido, requiere vigilancia ambiental y epidemiológica
- * riesgo de salud pública mínimo.

Para las primeras dos categorías, el investigador tendrá que identificar en el texto: el o los contaminantes críticos, las rutas de exposición completas prioritarias de ser atendidas, los efectos en salud y la población expuesta. Deberá resumirse el motivo por el cual estas categorías fueron seleccionadas. En esta sección no se discute nueva información.

El texto también resumirá conclusiones sobre cada fase del proceso con énfasis en los siguientes puntos:

- * posibles efectos en salud por la exposición a los contaminantes identificados,
- * respuestas a las preocupaciones comunitarias en materia de salud,
- * resultados de la evaluación a las estadísticas de salud, y
- * los efectos que sobre el análisis o sobre las conclusiones del estudio podría tener la falta o la insuficiente información.

Cada conclusión del estudio deberá tener una recomendación asociada a ella.

De forma similar a las conclusiones obtenidas para los escenarios humanos, el evaluador debería establecer la valoración del riesgo que un sitio contaminado representa para las especies presentes; sin embargo, la presente propuesta establece la integración del riesgo en un escenario en común, por lo que se propone seguir una o más de las estrategias de integración que a continuación se ejemplifican.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

La primera estrategia propone la asociación de los niveles de los contaminantes presentes en un sitio impactado con un mismo efecto adverso encontrado en tres especies pertenecientes a un mismo sistema biológico (tres especies terrestres, tres especies acuáticas o tres especies anfibias).

La siguiente estrategia de Integración del Riesgo que se propone aquí establece la asociación de un mismo efecto adverso en tres sistemas biológicos, agua, suelo y humanos, ligado a la estimación probabilística de la exposición a un compuesto tóxico presente en un sitio, representado en una curva dosis-respuesta.

La última estrategia resulta muy similar a la anterior; sin embargo, aquí se propone la asociación de diversos efectos biológicos (distintos biomarcadores de efecto) a la estimación de la dosis de exposición en una curva dosis - diversas respuestas y definir de acuerdo a los efectos evaluados el nivel de protección más conveniente.

El escenario más crítico será aquel que implica un elevado riesgo, tanto para humanos como para la biota del sitio. Por otra parte un área que posea un riesgo relativamente bajo para humanos y la biota, será considerado como de baja prioridad. Los sitios ubicados en medio de estos escenarios requerirán un cuidadoso análisis de las recomendaciones para la disminución del riesgo y de las estrategias de preservación ecológica sugeridas.

2. RECOMENDACIONES

El investigador hará recomendaciones para:

- * finalizar o reducir la exposición (incluyendo la posible restauración ambiental),
- * caracterizar la zona de estudio, ó
- * sugerir actividades para dar seguimiento a los problemas de salud identificados.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Todas las recomendaciones deberán ser numeradas y tendrán que ser iniciadas con un verbo de acción (realizar, deber, actuar, etc.) a plazos (inmediatamente, mediano a corto plazo, etc.). Cada recomendación tiene que estar correlacionada con una de las conclusiones de la sección anterior.

Las recomendaciones hechas debido a que fueron identificados efectos en salud, deberán ser seguidas de la propuesta de acciones que lleven a prevenir o a reducir la exposición.

Las recomendaciones específicas deben ser eliminadas: en su lugar deben darse recomendaciones donde las opciones no sean identificadas y de esta manera no se prejuzgan las medidas a tomar.

Cuando los datos ambientales o de otro tipo sean insuficientes para evaluar los riesgos en salud, deberá recomendarse la obtención de la información faltante. El investigador deberá identificar el tipo de información que sea requerida, dónde debe ser obtenida (en caso de que se requieran muestreos, tendrá que establecerse el lugar preciso que debe ser muestreado) y quién tiene que recibir la información que se obtendrá. Cada una de las recomendaciones será temporalizada, cuando se necesite una acción urgente, ésta se estipulará de manera directa (ej. se requiere el suministro inmediato de agua potable de fuentes alternas). Las recomendaciones que no se temporalizan pueden ser consideradas como de baja prioridad.

La recomendación final en todo reporte debe tratar sobre las acciones de seguimientos que se hayan considerado pertinentes en tres áreas: educación ambiental; estudios de salud; e investigación científica dirigida a llenar algún vacío de información descubierto durante la realización del estudio. Asimismo, se analizará la posibilidad de incluir una recomendación para que los individuos sean dirigidos a tratamiento médico o a una vigilancia permanente.

3. ACCIONES DE SALUD PÚBLICA

Basándose en las recomendaciones presentadas en el estudio, el investigador necesita identificar acciones que se estén llevando a cabo o que hayan sido planeadas. Además, para identificar dichas acciones, el investigador tiene que identificar las agencias (departamentos o direcciones) gubernamentales que sean responsables de ellas. El propósito de esta estrategia es la de organizar la agenda de salud relacionada con la zona de estudio, que se establecerá con el fin de disminuir o de abatir la exposición a las sustancias tóxicas. De las acciones que se estén llevando a cabo o de las que han sido planeadas, el investigador debe anotar la siguiente información: (1) la acción; (2) la agencia o el grupo responsable de dicha acción; (3) el propósito de la acción; y, (4) la fecha en que la acción ha ocurrido u ocurrirá.

4. ACCIONES DE PRESERVACIÓN ECOLÓGICA

Para proteger a la biota cuando se demuestre que existe riesgo ecológico en un sitio determinado, se recomienda establecer:

- Unidades para la Conservación Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA's)
- Zonas de amortiguamiento.
- Realizar corredores biológicos.
- Establecer épocas de veda, principalmente para especies comercialmente importantes.
- Reubicación de especies
- Reintroducción de especies
- Compensación monetaria en áreas naturales protegidas

5. COMUNICACION DEL RIESGO

Al final los investigadores deberán asesorarse para determinar la mejor manera de informar los resultados del estudio al público y a las autoridades. Para este fin, deberán

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

analizarse las condiciones propias del sitio y en todos los casos se recomienda buscar el apoyo de expertos en la materia.

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

REFERENCIAS

- Adams M.; J. Giesy; L. Tremblay and C. Eason. 2001. The use of biomarkers in ecological risk assessment: recommendations from the Christchurch conference on Biomarkers in Ecotoxicology. *Biomarkers*. 6:1-6
- Aylward Lesa L., Hays Sean M, Karch Nathan J, and Paustenbach Dennis J. 1996. Relative Susceptibility of Animals and Humans to the Cancer Hazard Posed by 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-pdioxin Using Internal Measures of Dose. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 3534-3543
- Aragón, P.A.; V.G. Torres; M.F. Monroy; K.A. Luszczewski y R.R. Leyva. 2000. Scanning electron microscope and statistical analysis of suspended heavy metal particles in San Luis Potosi, Mexico. *Atmospheric. Environment*, 34:4103-4112
- Aragón, P.A.; V.G. Torres; P.J. Santiago y F.M. Monroy. 2002. Scanning and transmission electron microscope of suspended lead-rich particles in the air of San Luis Potosi, Mexico. *Atmospheric. Environment*, 36:5235-5243
- ATSDR. 2005. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>. (Última visita marzo de 2005)
- ATSDR. 2005. Draft toxicological profile for lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES Public Health Service. 20p.
- Ball, J.W y D.K. Nordstrom. 2001. User's manual for wate, with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace, and redox elements in natural waters, USGS (United States Geological Survey). Open-File Report 91-183. Menlo Park, California

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

- Barcan, V. y E. Kovnatsky. 1998. Soil surface geochemical anomaly around the copper-nickel metallurgical smelter. *Water, Air and Soil Pollution*, 103:197-218
- Basta, N y R. Gradwohl. 2000. Estimation of Cd, Pb and Zn bioavailability in smelter-contaminated soils by a sequential extraction procedure. *Journal of Soil Contamination*, 9:149-164
- Canfield, R.L.; C.R. Henderson; D.A. Cory-Slechta; C. Cox; T.A. Jusko; B.P. Lanphear. 2003. Blood Intellectual Impairment in Children with Blood Lead Concentrations below 10 ug per Deciliter. *N. Engl. J. Med.* 348:1517-1526
- Casteel, S.; T. Evans; J. Turk; N. Basta; C. Weis; G. Henningsen y E. Hoffman. 2001. Refining the risk assessment of metal-contaminated soils. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203:473-474
- Chambers, J.E., J. S. Boone, R.L Carr., H.W. Chambers and D.L. Straus. 2002. Biomarkers as Predictors in Health and Ecological Risk Assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8:165-176
- Clements, W.H. y M.C. Newman. 2002. *Community Ecotoxicology*. John Wiley & Sons. Chichester, U.K. 336 pp.
- Cristal Ball Software. www.decisioneering.com/. Accesado Marzo 2005
- Decapio, A.P. 1997. Biomarkers: Coming of Age for Environmental Health and Risk Assessment. *Environmental Science and Technology*, 31:1837-1848
- Díaz-Barriga, F., M.A. Santos; J.J. Mejía; L. Batres; L. Yáñez; L. Carrizales; E. Vera; L.M. Del Razo y M.E. Cebrián. 1993. Arsenic and cadmium exposure in children living near a smelter complex in San Luis Potosí, Mexico, *Environmental Research*, 62:242-250
- DLP Software: www.syncopationsoftware.com. Accesado Marzo 2005

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

- EPA 1989. Risk Assessment Guidance For Superfund Volume I. Human Health Evaluation (Part A). U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, D.C. EPA/540/1-89/002. December.
- EPA 1992. Guidelines For Exposure Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, Dc, 600z-92/001.
- EPA1993a. Wildlife Exposure Factors Handbook Volume I of II. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. EPA/600/R-93/187. December.
- EPA1993b. Wildlife Exposure Factors Handbook Volume II of II. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. EPA/600/R-93/187. December.
- EPA-ECO Update. 1994a. Field Studies for Ecological Risk Assessment. ECO Update 2(3):1-13. U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA-ECO Update. 1994b. Selecting and using Reference Information in Superfund Ecological Risk Assessments. ECO Update 2(4):1-6. U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA 1997. Exposure Factors Handbook. U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. EPA/600/P-95/002fa August
- EPA. 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Environmental Protection Agency. USA. 112 p.
- EPA 1999. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol Appendix E: Toxicity Reference Values U.S. EPA Region 6. Multimedia Planning and Permitting Division Center for Combustion Science and Engineering. U.S. EPA. Office of Solid Waste. August.
- EPA 2000. Handbook For Non-Cancer Health Effects Valuation. EPA Science Policy Council U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC 20460. December

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

EPA 2000b. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures
U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. EPA/630/R-00/002 August

EPA 2001. Risk Assessment Guidance For Superfund: Volume III- Part A, Process For Conducting
Probabilistic Risk Assessment. Environmental Protection Agency Washington, Dc. EPA 540-
R-02-002. Oswer 9285.7-45. Pb2002 963302. www.EPA.Gov/Superfund/Rags3a/Index.Htm.

EPA 2002a. A Review Of The Reference Dose And Reference Concentration Processes. U.S.
Environmental Protection Agency Washington, Dc. EPA/630/P-02/002f December.

EPA 2002b. Child-Specific Exposure Factors Handbook. U.S. Environmental Protection Agency
Washington, D.C. EPA-600-P-00-002b. Interim Report. September.

Evans, J.; A. Fernández; A. Gavilán; I. Lema; M. A. Martínez; P. Ramírez; M. Zuk. 2003.
Introducción al análisis de riesgos ambientales. Instituto Nacional de Ecología (INE-
SEMARNAT). D. F. México. 123 p.

Franco, L.J.; G.A. de la Cruz; A.G. Cruz; A.R. Rocha; N.S. Navarrete; G.M. Flores; E.M. Kato; S.C.
Colón; L.A. Abarca y C.S. Bedia. 1989. *Manual de ecología*. 2ª ed. Trillas. México. 266pp.

Freeman, G.B.; R.A. Schoof; M.V. Ruby; A.O. Davis; J.A. Dill; S.C. Liao; C.A. Lapin y P.D.
Bergstrom. 1995. Bioavailability of arsenic in soil and house dust impacted by smelter
activities following oral administration in *Cynomolgus* monkeys. *Fundamentals on Applied
Toxicology*, 28:215-222

Gulson, B.L. y J.L. Davis. 1994. Lead bioavailability in the environment of children: Blood lead levels
in children can be elevated in a mining community, *Archives of Environmental Health*,
49:326-332

Hem, J.D. 1992. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water United
States Geological Survey, Water-Supply, Paper 2254. 263 pp.

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

- Hodson, M.E.; E. Valsami-Jones y J.D. Cotter-Howells. 2000. *Metal phosphates and remediation of contaminated land*. En: Environmental Mineralogy: Microbials Interactions, Anthropogenic Influences, Contaminated Land and Waste Management. Mineralogical Society of Great Britain & Ireland. London. 291-311.
- IPCS. 1989. DDT and its derivatives-environmental aspects. Environmental Health Criteria 83. International Programme on Chemical Safety. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- IRIS. 2005. Environmental Protection Agency. The Integrated Risk Information System (IRIS). www.EPA.gov/iris/. (Última visita marzo de 2005)
- Karr, J.R. 1991. Biological Integrity: a Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*: 1:66-84
- Kabata-Pendias, A. y H. Pendias. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*, CRC Press, Florida, 331 p.
- Klaassen, C.D. 2001. *Casarett and Doull's: Toxicology The Basic Science of Poisons*. 6th Edition. Mc Graw Hill. USA. 782 p.
- Lam, P.K.S. and R.S.S. Wu. 2003. *Use of biomarkers in environmental monitoring*. Review Submitted to the Scientific and Technical Advisory Panel (STAP) and Global Environmental Facility (GEF). Japan. 79 p.
- Li, X. y I. Thornton. 2001. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities. *Applied Geochemistry*, 16:1693-1706
- Martorell, C. and E. M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, 124:199-207
- McCarty LS, Power M. and K. R. Munkittrick. 2002. Bioindicators Versus Biomarkers in Ecological Risk Assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*. 8(1): 159-164

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

- Mercado S. N. y J. Lyons. 2001. Índices de integridad biótica en los Ríos Lerma y Pánuco: una aproximación a su desarrollo, *en*: Pineda-López R. y P.E. Díaz. Diversidad biológica de ríos y arroyos del centro de México: Bases para su conocimiento y conservación. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. En prensa.
- Newman, M.C. y M.A. Unger. 2003. *Fundamentals of Ecotoxicology*. 2ª ed. Lewis Publishers. U.S.A. 458 pp.
- Oliver, D.P.; M.J. McLaughlin; R. Naidu; L.H. Smith; E.J. Maynard y I.C. Calder. 1999. Measuring Pb bioavailability from household dust using an in vitro model. *Environmental Science and Technology*, 33:4434-4439
- Oomen, A.G.; J. Tolls; A.J. Sips; M.A. Van den Hoop. 2003. Lead speciation in artificial human digestive fluid. *Arch Environ Contam Toxicol*. 44:107-15
- OPS. 1999. Metodología de Identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados. Organización Panamericana de la Salud. OPS/Cepis/Pub/99.34.
- Ornelas, H.M. 1999. *Evaluación de Riesgo y Predictores de los Niveles de Plomo en Sangre en Mujeres en Edad Reproductiva y Niños de 1 a 5 Años en Avalos, Chihuahua*. Tesis de Maestría. Escuela de Salud Pública de México, Instituto Nacional de Salud Pública, 184 pp.
- Ramondetta Miriam and Repossì Alessandra. 1998. Seveso 20 years after: from dioxin to the Oak wood. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano.
- Razo, I.; J. Téllez. L. Carrizales; M. Monroy y F. Díaz-Barriga. 2003. Determinación *in vitro* de arsénico y plomo potencialmente biodisponible en suelos contaminados de Villa de la Paz y Matehuala, Seminario de divulgación interna del Laboratorio de Toxicología Ambiental, Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 189 p.
- Rieuwerts, J.S.; M.E. Farago; M. Cikrt y V. Bencko. 2000. Differences in lead bioavailability between a smelting and a mining area. *Water, Air and Soil Pollution*, 122:203-229

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

- Risk Software. www.palisade.com/ (Última visita Marzo de 2005).
- Ruby, M.V.; A. Davis; T.E. Link; R. Schoof; R.L. Chaney; G.B. Freeman y P. Bergstrom. 1993. Development of an in vitro screening test to evaluate the in vivo bioaccessibility of ingested mine-waste lead. *Environ. Sci. Technol.* 27:2870-2877
- Ruby, M.V.; A. Davis; R. Schoof; S. Eberle y C.M. Sellstone. 1996. Estimation of bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environ. Sci. Technol.* 30:420-430
- Selevan, S.G.; D.C. Rice; K.A. Hogan; S.Y. Euling; A. Pfahles-Hutchens and J. Bethel. 2003. Blood Lead Concentration and Delayed Puberty in Girls. *N. Engl. J. Med.* 348:1527-1536
- Smedley, P.L. y D.G. Kinniburgh. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17:517-568
- Steele, M.J.; B.D Beck; B.L. Murphy y H.S. Strauss. 1990. Assessing the Contribution from Lead in Mining Wastes to Blood Lead. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 11:158-190
- Smith L.R. y T.M. Smith. 2001. Ecología. 4a ed. Pearson Educación. Madrid. 664 pp.
- Suter II, G.W. 1993. *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers. United Stated. 538 pp.
- Vargas, G.G.; A.M. Rubio; L.M. Del Razo; A.M. Borja; A.E. Vera y M.E. Cebrián. 2001. Lead exposure in children living in a smelter community in Region Lagunera, Mexico. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 62:417-429
- World Health Organization (WHO), 1995, Environmental Health Criteria Series No. 165: Lead, International Programme on Chemical Safety, 300 p.

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

**ANEXO 1. BASES PARA LA CALIFICACIÓN DE LOS SITIOS INSPECCIONADOS.
CARACTERÍSTICAS DE ALGUNAS SUSTANCIAS COMUNES***

Compuesto	Toxicidad a	Persistencia	Inflamabilidad	Reactividad
Acetaldehído	3	0	3	2
Acetona	2	0	3	0
Ácido acético	3	0	2	1
Ácido clorhídrico	3	0	0	0
Ácido fórmico	3	0	2	0
Ácido nítrico	3	0	0	0
Ácido sulfúrico	3	0	0	2
Aldrín	3	3	1	0
Anilina	3	1	2	0
Anhidrido de amonio	3	0	1	0
Benceno	3	1	3	0
BPC	3	3	0 c	0 c
Ciclohexano	2	2	3	0
Clordano	3	3	0b	0 b
Clorobenceno	2	2	3	0
Cloroformo	3	3	0	0
(m, p)-Cresol	3	1	1	0
O-Cresol	3	1	2	0
Endrín	3	3	1	0
Éter isopropílico	3	1	3	1
Etilbenceno	2	1	3	0
Fenol	3	1	2	0
Formaldehído	3	0	2	0
Lindano	3	3	1	0
Metano	1	1	3	0
Metil etilcetona	2	0	3	0
Metil paratión en solución de xileno	3	0c	3	2
Naftaleno	2	1	2	0
Paratión	3	0 c	1	2
Petróleo, kerosene	3	1	2	0
Tetracloruro de Carbono	3	3	0	0
Tolueno	2	1	3	0
Triclorobenceno	2	3	1	0
□- Tricloroetano	2	2	1	0
Xyleno	2	1	3	0

Marsch, G.M. y R. Day. (1991). A model standardized risk assessment protocol for use with hazardous waste sites. *Environ. Health Perspect.* 90:199-208.

^aSe usa la calificación más alta enumerada bajo cada sustancia. Fuente: Sax, N.L. (1976. *Dangerous properties of industrial materials*, 4th ed. Van Nostrand Reinhold co., Nueva York.

^bOpinión profesional basada en información contenida en: U.S. Co: Guard CHRIS Hazardous Chemical Data.

^cOpinión profesional basada en la literatura existente.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

ANEXO 2. BASES PARA LA CALIFICACIÓN DE LOS SITIOS INSPECCIONADOS.

TASAS DE TOXICIDAD*

0: Ninguna toxicidad (ninguna)

Materiales que no causan daño bajo ninguna condición normal de uso.

Materiales que producen efectos tóxicos en los seres humanos sólo bajo condiciones inusuales o por grandes dosis.

1: Toxicidad leve (baja)

Aguda local

Materiales que en una sola exposición que dura segundos, minutos u horas, causan sólo efectos leves en la piel o membranas mucosas independientemente del grado de exposición.

Aguda sistémica

Materiales que se pueden absorber en el organismo mediante inhalación, ingestión, o a través de la piel y producen sólo efectos leves después de una sola exposición que dura segundos, minutos, u horas, o luego de ingerir una dosis, independientemente de la cantidad absorbida o del grado de exposición.

Crónica local

Materiales que en una exposición continua o repetida que se extiende durante períodos que pueden incluir días, meses o años, causan sólo un daño leve generalmente reversible a la piel o membranas mucosas. El grado de exposición puede ser grande o pequeño.

2: Toxicidad moderada (mod)

Aguda local

Materiales que en una sola exposición que dura segundos, minutos u horas, causan efectos moderados sobre la piel o membranas mucosas. Estos efectos pueden ser el resultado de una intensa exposición en cuestión de segundos o exposición moderada en cuestión de horas.

Aguda sistémica

Materiales que se pueden absorber en el organismo mediante inhalación, ingestión, o a través de la piel y producen efectos moderados luego de una sola exposición que dura segundos, minutos u horas, o luego de ingerir una sola dosis.

Crónica local

Materiales que en una exposición continua o repetida que se extiende durante períodos de días, meses o años, causan un daño moderado a la piel o membranas mucosas.

Crónica sistémica

Materiales que pueden absorberse en el organismo mediante inhalación, ingestión, o a través de la piel y producen efectos moderados luego de exposiciones continuas o repetidas que se extienden durante días, meses o años.

3: Toxicidad grave (alta)

Aguda local

Materiales que en una sola exposición que dura segundos o minutos causan lesión a la piel o membranas mucosas de gravedad suficiente para amenazar la vida o causar deficiencia física permanente o deformación.

Aguda sistémica

Materiales que pueden absorberse en el organismo mediante inhalación, ingestión, o a través de la piel y pueden causar lesión de gravedad suficiente para amenazar la vida después de una única exposición que dura segundos, minutos u horas, o luego de la ingestión de una sola dosis.

Crónica local

Materiales que en exposiciones continuas o repetidas durante períodos que pueden incluir días, meses o años, pueden causar lesión a la piel o membranas mucosas de gravedad suficiente para amenazar la vida o causar deficiencia permanente, deformación, o cambio irreversible.

Crónica sistémica

Materiales que pueden absorberse en el organismo mediante inhalación, ingestión o a través de la piel y pueden causar la muerte o deficiencia física grave luego de exposiciones continuas o repetidas a cantidades pequeñas durante períodos que pueden incluir días, meses o años.

* Las clasificaciones numeradas de toxicidad han sido tomadas de Sax, N.L. (1976). *Dangerous properties of industrial materials*, 4th ed. Van Nostrand Reinhold, Co., Nueva York.

Las clasificaciones de toxicidad entre paréntesis son de Sax, N.L. (1979). *Dangerous properties of industrial materials*, 5th ed. Van Nostrand Reinhold, Co., Nueva York.

ANEXO 3. VALORACIÓN DE LA BIODISPONIBILIDAD DE LOS METALES EN SUELO. ESTUDIO DE CASO FRACCIÓN MORALES

La biodisponibilidad de los metales contenidos en una muestra de suelo depende de cuando menos seis factores:

- (1) la fase o compuesto portador del metal tóxico;
- (2) la accesibilidad de los metales, es decir, su liberación de los componentes del suelo o el grado de disponibilidad de la superficie reactiva;
- (3) el tamaño de partícula;
- (4) la interacción entre los metales y los nutrientes de la dieta o los ácidos biliares;
- (5) la absorción del metal a través de las membranas celulares del epitelio intestinal y
- (6) el efecto del primer paso, esto es, la cantidad de metal que al llegar al hígado por vía portal es excretado por vía biliar, sin que entre al torrente sanguíneo.

En este estudio de caso se evaluaron "in vitro", los tres primeros factores. La biodisponibilidad en función del tipo de compuesto y de su grado de accesibilidad, se determinó a través de la extracción consecutiva del suelo en medios que mimetizan las condiciones gástricas e intestinales. En tanto el factor tamaño de partícula fue considerado al realizar una clasificación del tamaño de partícula de las muestras de suelo por mallas. Obviamente, un mayor grado de accesibilidad y un tamaño pequeño de partícula deben facilitar la biodisponibilidad, aunque esto es también dependiente de la solubilidad de los compuestos portadores bajo las condiciones del medio.

METODOLOGÍA

Muestreo

Se realizó un muestreo de suelo superficial durante septiembre del 2003 en el área de la Fracción Morales. Las coordenadas geográficas de cada punto de muestreo de suelo fueron registradas con un sistema de posicionamiento global (GPS, por sus siglas en inglés) Garmin *emap* (Cuadro 1).

Las muestras de suelo fueron recolectadas con un cucharón de acero inoxidable en los primeros 5 cm de profundidad sobre una superficie de aproximadamente 1 m² en cada punto de muestreo. Las muestras fueron inmediatamente colocadas en bolsas de polietileno para su transporte y almacenamiento.

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

Cuadro 1. Referencias geográficas y ubicación de puntos de muestreo.

Muestra	Norte (UTM)	Este (UTM)	Ubicación
Morales-bio1	2452914	0292216	Área recreación infantil, calle Roca y circuito Pétreo
Morales-bio2	2452557	0291739	Av. Ferrocarril casi esquina con prolongación Azufre
Morales-bio3	2452313	0291739	A un costado del Kinder Miguel Cervantes
Morales-bio4	2452413	0291540	Terrenos IMMSA, a la altura del Kinder Miguel Cervantes
Morales-bio5	2452338	0291981	Área recreación infantil, Plaza Mina del Potosí
Morales-bio6	2452136	0291528	Terrenos IMMSA, frente a calle Platino
Morales-bio7	2452117	0291902	Esquina de Calles Aire y Diario de San Luis
Morales-bio8	2451789	0291545	Área recreación infantil, calle Oro
Morales-bio9	2451697	0291716	3ª Privada de Bronce
Morales-bio10	2451749	0291852	Calle sulfato entre calles Azufre y Zinc

Preparación de muestras y análisis químicos.

Se prepararon tres fracciones representativas de cada muestra de suelo a tamaños menores de 2000, 600 y 53 μm , empleando tamices de 10, 28 y 270 mallas de la serie Tyler, respectivamente. Previo a su análisis químico, cada una de las fracciones obtenidas fue digerida en medio ácido (HNO_3 25 %) empleando un sistema de extracción por microondas CEM MDS-2000 durante 30 minutos bajo una presión de 80 psías. Posterior a la digestión, la solución extractante fue filtrada sobre papel filtro Whatman 1 (apertura de poro 11 μm).

Análisis químicos de Pb total en las muestras de suelo se realizaron por espectrometría de absorción atómica (EAA) utilizando un espectrómetro *Varian Spectra AA 220*. El As total fue analizado en las muestras de suelos por EAA utilizando un espectrómetro Perkin Elmer *Analyst 100* acoplado con un sistema de inyección de flujo (FIAS) Perkin Elmer *FIAS 100*.

Como control de calidad se analizaron Materiales Estándares de Referencia (SRM por sus siglas en inglés) certificados por el Instituto Nacional de Estándares y Pruebas de los Estados Unidos, (NIST por sus siglas en inglés). El SRM empleado fue *Montana Soil SRM 2711*. Un análisis del SRM se realizó siguiendo el mismo procedimiento para las muestras. Los porcentajes promedio de recuperación para los elementos analizados fueron: Pb 92% y As 95%.

Procedimiento de extracción de la fracción bioaccesible.

Para determinar la fracción bioaccesible de Pb y As en las muestras de suelo en sus fracciones -600 y -2000 μm se utilizó el método reportado por Ruby *et al.*, (1993), llamado prueba de extracción basado fisiológicamente (PBET, por sus siglas en inglés). El método PBET establece condiciones que simulan las fases gástrica e intestinal del proceso de

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

digestión humana, incorporando valores de pH, temperatura, y tiempo de residencia plenamente conocidos para cada una de estas fases (Ruby *et al.*, 1993; Ruby *et al.*, 1996).

Durante la implementación del método se realizaron algunas modificaciones en la etapa de neutralización (inicio de la fase intestinal). Debido al prolongado tiempo que se requiere para alcanzar un pH de 7.0 de acuerdo al procedimiento original (diálisis), en este trabajo la neutralización de la solución gástrica se realizó adicionado el volumen necesario de solución saturada de NaHCO_3 hasta alcanzar el pH señalado. A continuación se señala detalladamente el procedimiento empleado para el análisis de las muestras estudiadas.

Fase gástrica

La solución gástrica fue preparada disolviendo 1.25 g de pepsina, 0.50 g de citrato de sodio, 0.50 g de malato disódico, 420 μL de ácido láctico y 500 μL de ácido acético en 1L de agua desionizada; el pH se ajustó a 1.3 utilizando HCl concentrado. 50 mL de solución gástrica fueron colocados en un embudo de separación de polietileno de 250 mL de capacidad, en donde se agregaron 0.5 g de muestra de suelo. El embudo se sumergió en un baño de agua con temperatura controlada a 37° C. La mezcla muestra/solución gástrica se mantuvo en reposo durante los primeros 10 minutos para después comenzar la agitación mediante un flujo constante de argón de 1 L/min por la parte inferior del embudo. 5 minutos después de iniciada la agitación y posteriormente cada 10 minutos, se midió el pH de la mezcla con un pH-metro Beckman Φ 10 y un electrodo de calomel con sonda ATC para la compensación de temperatura. En caso de ser necesario el pH se ajustaba a 1.3 utilizando HCl concentrado. Una hora después de iniciada la fase gástrica, la agitación se detenía para extraer 10 mL de la solución, los cuales se filtran y se les adicionaban 200 μL de HNO_3 concentrado, preservando la solución bajo refrigeración hasta su análisis químico. El volumen de solución extraída del embudo era compensado agregando un volumen igual de solución gástrica original.

Fase intestinal

Para proseguir con la fase intestinal, se adicionó la cantidad necesaria de una solución saturada de NaHCO_3 hasta alcanzar un pH de 7.0 en la mezcla suelo /solución gástrica, agregando además 87.5 mg de sales biliares y 25 mg de pancreatina, reiniciando en este punto la agitación mediante el flujo de argón. La agitación finalizaba 3 horas después, recuperando a este tiempo el resto de la solución bajo el mismo procedimiento empleado en el muestreo de la fase gástrica.

Las soluciones de la fase gástrica e intestinal fueron analizadas por Pb mediante Espectrometría de Absorción Atómica (EAA) utilizando un espectrómetro *Varian Spectra AA 220*. El As fue analizado por EAA utilizando un espectrómetro Perkin Elmer *Aanalyt 100* acoplado con un sistema de inyección de flujo (FIAS) Perkin Elmer *FIAS 100*. Como control de calidad para el análisis de As se empleó el SRM 1643d de elementos traza en agua, obteniendo una recuperación del 96 %.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Identificación de fases portadoras de Pb y As en suelos de Morales

Con el objetivo de identificar las fases minerales de Pb y As presentes en las muestras de suelo, se realizó una caracterización mineralógica por microscopía electrónica de barrido (MEB). Esta caracterización por MEB se llevo a cabo empleando un microscopio Phillips XL30 equipado con un espectrómetro de rayos X por energía dispersiva EDAX DX460. Las muestras fueron montadas en probetas con resina epóxica y más tarde desbastadas y pulidas. Las muestras fueron observadas bajo el modo de electrones retrodispersos (BSE, por sus siglas en inglés) empleando un voltaje de aceleración del haz de electrones de 20 kv. Además, se realizaron análisis químicos cualitativos y cuantitativos por espectrometría de rayos X (EDX) para la identificación de las fases minerales (60 segundos de tiempo de conteo). Además, se utilizó el método de preparación de muestras empleado por Aragón (2000) con el fin de identificar compuestos portadores de metales tóxicos, solubles bajo las condiciones de la preparación de muestras montadas en probetas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Contenido de metales en muestras de suelo de la Fracción de Morales.

Las concentraciones de Pb y As total en las fracciones -2000 y -600 μm de las muestras recolectadas en el área de la Fracción Morales no presentan diferencias significativas entre ambas fracciones granulométricas (Cuadro 2), encentrándose dentro de los rangos de concentración para estos elementos reportados en sitios cercanos a fundiciones en México (Ornelas, 1999; Vargas *et al.*, 2001) y en otros países (Barcan y Kovnatsky, 1998; Rieuwerts *et al.*, 2000; Li y Thornton, 2001). Además, estas concentraciones coinciden con los rangos de concentración reportados anteriormente para Morales (Díaz-Barriga *et al.*, 1993, así como en el presente documento).

Cuadro 2. Concentraciones totales de As y Pb en las fracciones -600 y -2000 μm .

Muestra	600 μm		2000 μm	
	As (mg/Kg)	Pb (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Pb (mg/Kg)
Morales-bio1	214	448	206	359
Morales-bio2	318	660	275	594
Morales-bio3	202	391	247	301
Morales-bio4	2310	3258	2268	3114
Morales-bio5	436	936	369	732
Morales-bio6	457	437	422	437
Morales-bio7	443	756	376	624
Morales-bio8	710	810	718	810
Morales-bio9	5214	4062	4158	3186
Morales-bio10	489	696	364	443

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Contenido de metales en suelo por tamaño de partícula.

En cuanto a las concentraciones de Pb y As en función del tamaño de partícula, se observa que existe un importante incremento en el contenido de metales en la fracción más fina (-53 μm , Figuras 1 y 2). Esto representa un grave riesgo desde el punto de vista riesgo en salud, debido a que se ha demostrado que la absorción de Pb por el organismo se incrementa conforme disminuye el tamaño de las partículas (Steel *et al.*, 1990). Además, al incrementarse la concentración de los metales tóxicos con la disminución del tamaño de partícula, se incrementa el riesgo en salud puesto que las partículas finas pueden ser transportadas fácilmente por el viento, aumentando así la probabilidad de ser ingeridas e incluso inhaladas.

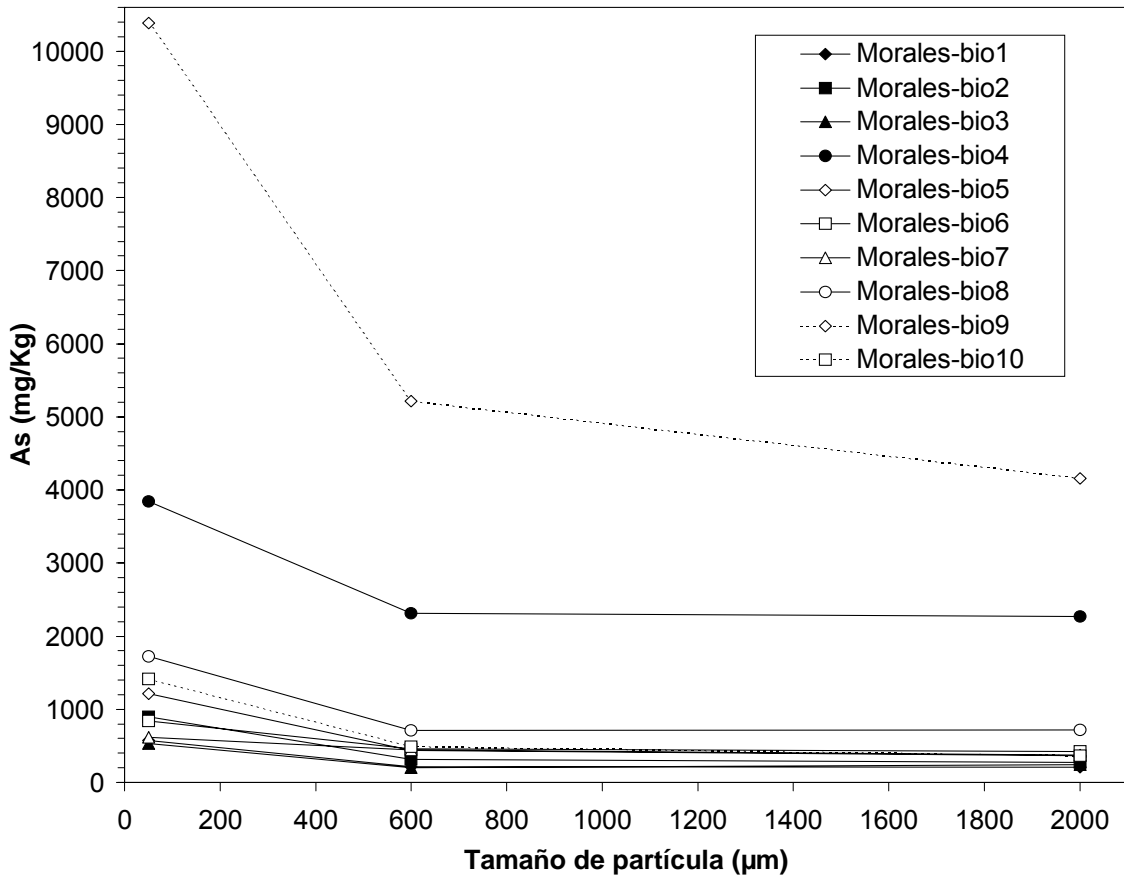


Figura 1. Concentración total de As en función del tamaño de partícula, representado aquí por las tres fracciones de tamaño de partícula en una misma muestra.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

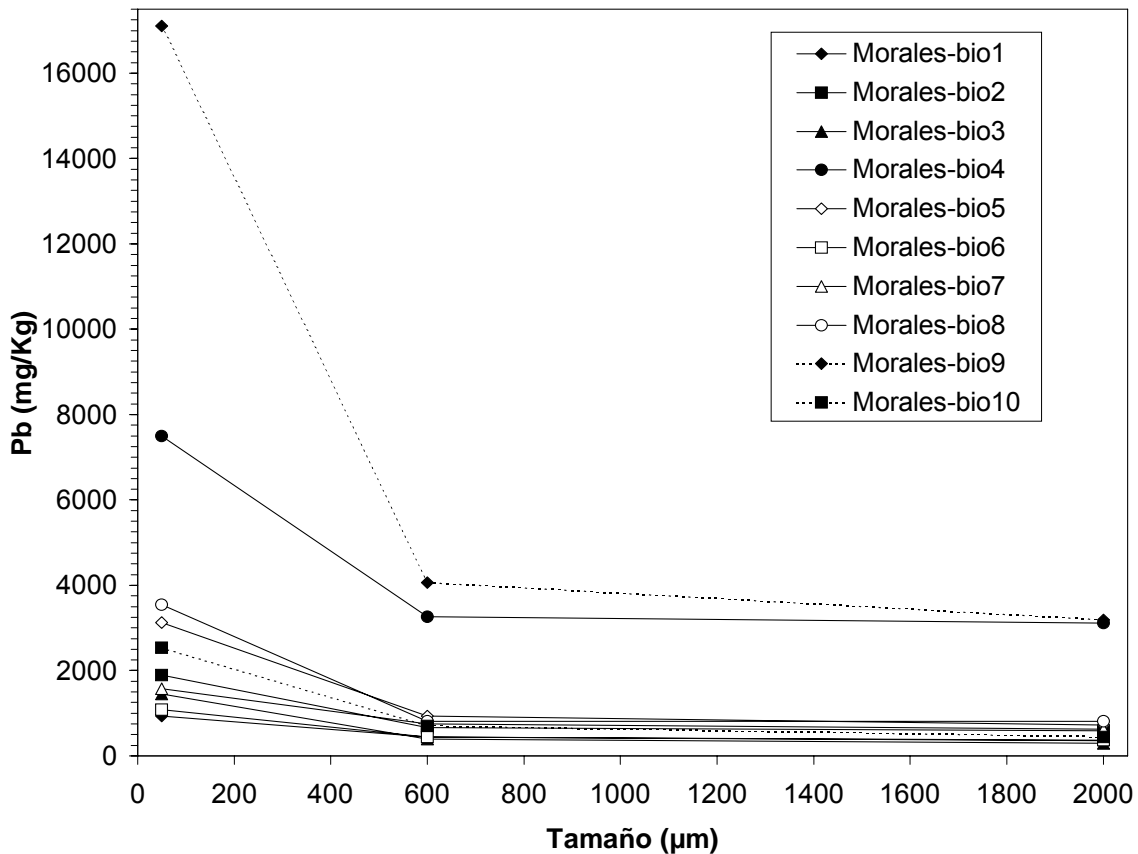


Figura 2. Concentración total de Pb en función del tamaño de partícula, representado aquí por las tres fracciones de tamaño de partícula en una misma muestra.

Bioaccesibilidad de los metales en las muestras de suelo.

De acuerdo a los resultados obtenidos de las pruebas empleando el método PBET, la bioaccesibilidad de Pb y As de las fracciones -600 y -2000 µm no presentaron diferencias significativas (Cuadro 3), por lo que a continuación se discutirán exclusivamente los resultados de la fracción -600 µm.

Por otra parte, la fracción de As y Pb disuelta en la fase intestinal y el porcentaje de esta fracción con respecto a la cantidad total de estos elementos en el suelo se denominará en lo siguiente fracción "bioaccesible". Como se sabe, la absorción de As y Pb en el organismo se lleva a cabo a través del epitelio intestinal, por lo que el término bioaccesible se refiere a la fracción de As y Pb que tiene una alta probabilidad de ser absorbida.

Cuadro 3. Comparación de resultados de % de bioaccesibilidad de As y Pb de las fracciones -600 y -2000 µm. Los valores corresponden a las medianas de 10 muestras independientes.

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

Fracción -600 μm		Fracción -2000 μm	
% As bioaccesible	% Pb bioaccesible	% As bioaccesible	% Pb bioaccesible
46.5	32.5	43.5	38.0

En el Cuadro 4 se presentan la fracción disuelta de Pb y As durante la fase intestinal, así como el porcentaje que esta fracción representa con respecto al contenido total de estos elementos en el suelo. Con respecto al arsénico, podemos observar que cerca del 50 % de este elemento fue extraído durante la fase intestinal. Es sabido que el arsénico tiene la capacidad de mantenerse en solución dentro de un amplio rango de pH (Smedley y Kinniburgh, 2002), por lo tanto, es muy probable que el arsénico disuelto durante la fase gástrica (pH 1.3) se mantenga en solución después de la neutralización (pH 7.0).

En la Figura 3 puede advertirse que el porcentaje de arsénico presente en la solución intestinal es mayor que el presente en la fase gástrica, esto podría deberse a que durante el periodo de la fase intestinal se mantuvo la extracción (disolución) de minerales portadores de arsénico. Aun cuando es reconocido que el pH y el potencial de óxido-reducción son los principales factores que controlan la solubilidad de especies de arsénico (Smedley y Kinniburgh, 2002), no debe descartarse la posibilidad de que compuestos orgánicos presentes en la fase intestinal contribuyan positivamente en la disolución de compuestos de arsénico mediante reacciones de complejación.

Se ha reportado que las principales fases minerales de As y metales pesados presentes en suelos cercanos a fundiciones corresponden principalmente a óxidos (Steel *et al.*, 1990; Gulson y Davis, 1994). Un estudio mineralógico de las partículas suspendidas en aire de la ciudad de San Luis Potosí reveló que el arsénico en la cercanía de la fundición de IMMSA ocurre principalmente como trióxido de arsénico (Aragón, 2000). El trióxido de arsénico (As_2O_3) presenta una constante de producto de solubilidad relativamente alta ($\log K_{ps} = -2.8$; Ball y Nordstrom, 2001), por lo que sería fácilmente explicable su disolución bajo las condiciones de la prueba.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Cuadro 4. Concentración bioaccesible de As y Pb y su porcentaje con respecto al contenido total del metal en cada muestra. Resultados de la fase intestinal para la fracción -600 µm

Muestra	As bioaccesible		Pb bioaccesible	
	mg/Kg	%	mg/Kg	%
Morales-bio 1	100	47	156	35
Morales-bio 2	150	47	299	45
Morales-bio 3	133	66	115	30
Morales-bio 4	907	39	648	20
Morales-bio 5	196	45	122	13
Morales-bio 6	206	45	202	46
Morales-bio 7	187	42	185	25
Morales-bio 8	328	46	519	64
Morales-bio 9	2647	51	2141	53
Morales-bio 10	236	48	177	26

mediana =

46.5

32.5

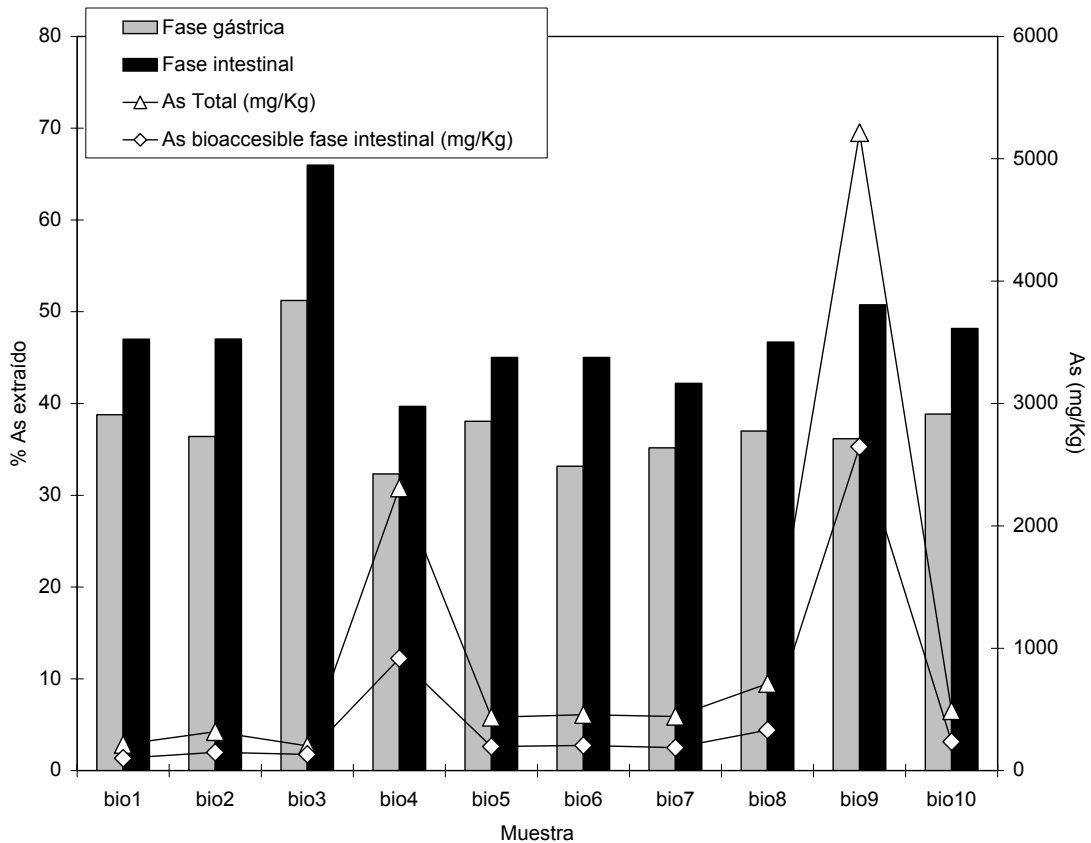
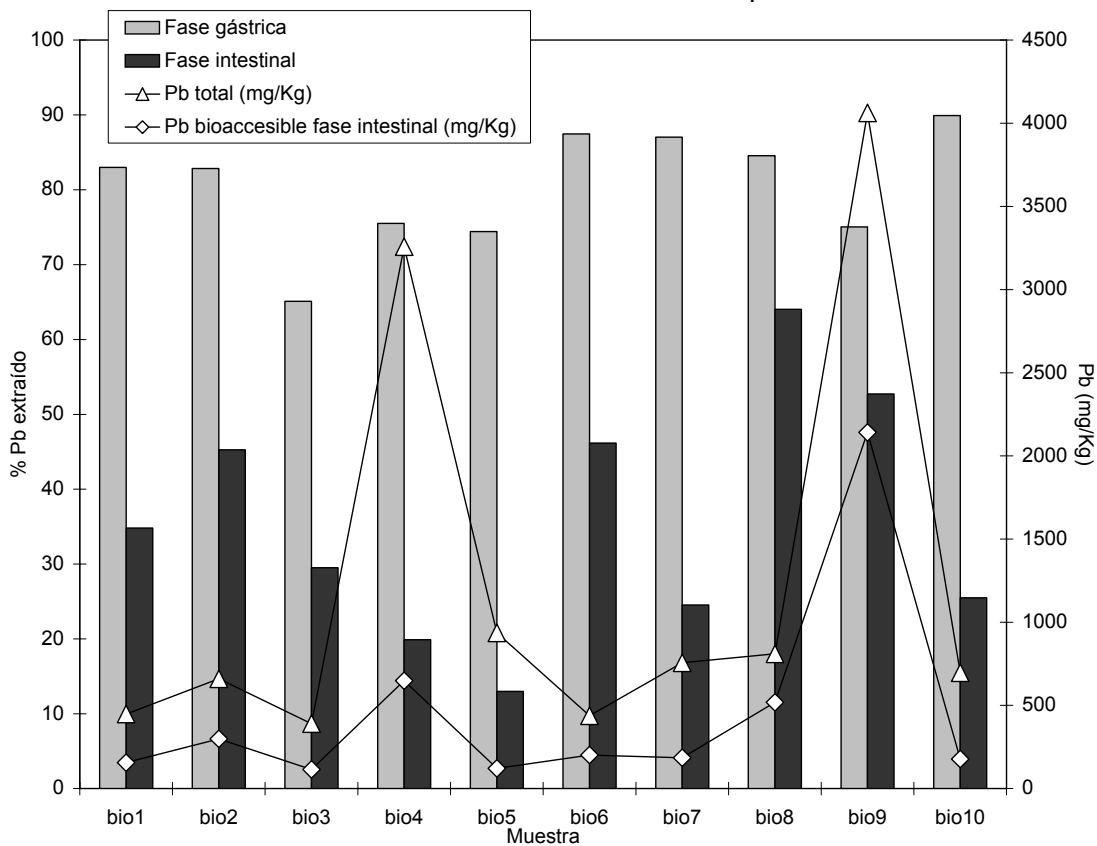


Figura 3. As extraído en las fases gástrica e intestinal. Fracción -600 µm.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

Con respecto al Pb se encontró un porcentaje de bioaccesibilidad cercano al 30 %. Es importante señalar que la solubilidad de compuestos de Pb no sólo depende del pH, sino también de la concentración de aniones inorgánicos (cloruros y carbonatos, por ejemplo) y la presencia de compuestos orgánicos quelantes (Hem, 1992; WHO, 1995). Se sabe de la gran afinidad del Pb para formar complejos estables con compuestos orgánicos, por ejemplo, los que presentan grupos funcionales carboxílicos ($R-COO^{-1}$), varios compuestos orgánicos de este tipo estuvieron presentes en la solución intestinal (se adicionó citrato de sodio, malato disódico, ácido láctico y ácido acético, todos estos compuestos presentan grupos funcionales carboxílicos) o con las sales biliares también presentes en el medio (Oomen *et al.*, 2003). Sin embargo, parte del Pb que se disolvió en la fase gástrica fue retirado de la solución seguramente por reacciones de precipitación que ocurrieron durante la neutralización, esto en parte pudo deberse al aumento en pH, pero también a la adición de iones carbonato (se utilizó $NaHCO_3$ para neutralizar). Así, la amplia variación de bioaccesibilidad de Pb que se observa en las muestras (Figura 4) podría deberse en parte, a que estas reacciones de precipitación no fueron similares para todas las muestras ya que pudieron alcanzarse diferentes condiciones de equilibrio dependiendo de la cantidad de solución neutralizante adicionada o de la mineralogía de cada muestra (contenido de calcita, $CaCO_3$, por ejemplo).

Figura 4. Comparación del porcentaje de Pb extraído en las fases gástrica e intestinal. Resultados de la fracción 600 μm .



**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

En general, podemos concluir que los valores de bioaccesibilidad de Pb y As (%), son similares a valores reportados en sitios cercanos a fundiciones y que fueron evaluados por diferentes métodos (Cuadro 5).

Cuadro 5. Datos sobre la bioaccesibilidad y biodisponibilidad de As y Pb reportados para diferentes sitios metalúrgicos, obtenidos por métodos *in vivo* e *in vitro*.

% bioaccesibilidad o biodisponibilidad		Medio	Método empleado	Referencia
Pb	As			
35 a 68	-	Suelo	HCl 0.12 M (pH 1.19), 2 horas de extracción, temperatura ambiente	Rieuwerts <i>et al.</i> , 2000
40 a 82	-	Polvo casero		
5 a 20	-	Polvo	PBET, Fase intestinal	Oliver <i>et al.</i> , 1999
29 a 54	44 a 50	Suelo	PBET, Fase intestinal	Ruby <i>et al.</i> , 1996
-	11	Suelo	<i>in vivo</i> , primates	Freeman <i>et al.</i> , 1995
12	-	Suelo	PBET, Fase intestinal	Basta y Gradwhol, 2000
13 a 64	39 a 69	Suelo	PBET, Fase intestinal	Este trabajo

Un estudio realizado en muestras de suelo contaminado en antiguas áreas de fundición, empleando un método de extracción selectiva, demostró que la fracción más abundante de plomo estaría principalmente asociada a óxidos de plomo. Además, de acuerdo a la fracción intercambiable del área de la fundición (1-30 %), se demostró que el plomo tendría una elevada potencial biodisponibilidad dada la alta solubilidad encontrada (Li y Thornton, 2001).

En cuanto a la comparación del método “*in vitro*” con resultados “*in vivo*”, se cuenta con un estudio efectuado en nuestros laboratorios donde hubo una excelente correlación entre la biodisponibilidad relativa del arsénico en rata con la accesibilidad del arsénico en la fase intestinal del método “*in vitro*” (Razo *et al.*, 2003). Los trabajos se realizaron con una muestra de suelos mineros, cuya complejidad química es superior a la de suelos metalúrgicos.

Especies minerales registradas en las muestras de suelo.

La identificación de especies minerales portadoras de Pb en los suelos de Morales por MEB y EDX aportó importante información que puede ser utilizada para explicar la elevada biodisponibilidad de Pb en estos suelos. La principal especie portadora de Pb encontrada correspondería a un probable sulfato complejo de plomo que presenta variables concentraciones de Fe, Cu, Zn, Cd y As. Una fase mineral similar a estos sulfatos de plomo ha sido encontrada y caracterizada previamente en partículas atmosféricas en las cercanías de la planta de fundición de IMMSA (Aragón *et al.*, 2000; Aragón *et al.*, 2002), las partículas encontradas en el suelo coinciden con las atmosféricas no sólo en composición sino también en morfología (B y C de Plantilla 1, A y B de Plantilla 3). Se sabe que la solubilidad de

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

compuestos de Pb tipo sulfatos no es tan limitada comparándola con otros compuestos de este metal, la constante de solubilidad de la anglesita (PbSO_4) es relativamente alta ($\log K_{ps} = -7.7$) en comparación a la galena (PbS) y la cerusita (PbCO_3) ($\log K_{ps} = -26.6$ y -12.8 , respectivamente) (Hodson *et al.*, 2000). Esto podría explicar la razón por la que la ingestión de sulfuro de plomo (galena) generalmente resulta en una menor absorción, que la ingestión de óxidos y sulfatos de plomo (Steele *et al.*, 1990). Sin embargo, utilizando modelos animales (in vivo) se han reportado porcentajes de biodisponibilidad similares relacionadas a sulfuros, sulfatos y plomo metálico (<25%) (Casteel *et al.*, 2001). Se desconoce si la presencia de otros metales en la estructura de esta fase mineral (Fe, Cu, Zn, etc.) tiene un efecto positivo o negativo en la solubilidad del sulfato.

Es importante mencionar que también se encontraron fases minerales de Pb poco solubles como silicatos (B en Planilla 4) o que serían difíciles de disolver por encontrarse ocluidos en otras fases (A en Plantilla 4). Esta fracción de Pb probablemente poco soluble podría explicar el hecho de que no todo el Pb presente en los suelos de Morales se haya disuelto bajo las condiciones de la fase gástrica empleadas en el método PBET.

En cuanto al As, aún cuando este elemento se encontró presente en diferentes compuestos, la concentración de arsénico en estos compuestos (<10%) implicaría que estas no corresponden a la principal fase portadora de As. Esto es, en las preparaciones en probeta, el número y concentración de las partículas con arsénico no eran representativos de la concentración de arsénico en la muestra. Sin embargo, en las muestras observadas de manera directa (montadas en porta muestras de aluminio) fue posible identificar partículas de trióxido de arsénico (arsenolita). Es muy probable que esta fase mineral no haya podido ser observada en las probetas debido a su disolución durante la preparación de las muestras (se utilizó agua como lubricante durante el desbastado y pulido de las muestras). En un estudio realizado por Aragón *et al.*, (2000), se encontró que la principal fase mineral de As en polvo atmosférico recolectado en la Fracción Morales corresponde precisamente a la arsenolita (As_2O_3), pero a diferencia de las partículas atmosféricas observadas en ese estudio, las partículas de arsenolita encontradas en suelo presentan superficies con evidencias de alteración y/o erosión (A y B en Plantilla 5), debido seguramente a procesos de intemperismo por su exposición en el suelo. La disolución de arsenolita durante su permanencia en suelo implicaría además procesos de movilidad y precipitación de compuestos que podrían presentar una mayor estabilidad química, como arsenatos metálicos (C en Plantilla 5), o bien, el arsénico liberado en solución podría adsorberse en la superficie de ciertos minerales, principalmente de óxidos de hierro y en menor medida carbonatos, siendo nuevamente liberado al presentarse cambios químicos en las condiciones del medio (una disminución en el pH o en el potencial óxido-reducción, por ejemplo) (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

Aquí cabe mencionar que un estudio de suelos contaminados por arsénico donde el principal mineral portador era arsenolita reportó un rango de 20 a 50% de biodisponibilidad empleando modelos animales (Casteel *et al.*, 2001).

Es importante señalar que se requieren de estudios más detallados que tenga como objetivo determinar cual es la principal fracción de arsénico presente en los suelos de la Fracción Morales, para esto se propone realizar un conteo de partículas por MEB ya así determinar las abundancias relativas de minerales portadores de arsénico en suelo. Además, un estudio por extracción selectiva permitiría diferenciar la fracción de arsénico intercambiable de la fracción adsorbida y de la fracción residual (insoluble).

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

Otro aspecto importante encontrado en las partículas de Pb y As observadas, es el tamaño al cual se presentan. Durante el estudio por MEB, se observaron escasas partículas de tamaños mayores a 50 μm ; esto junto con el incremento significativo en la concentración de metal total encontrado en la fracción $< 53 \mu\text{m}$, confirma que en los suelos de Morales estos elementos tóxicos se distribuyen principalmente en la fracción fina.

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

ANEXO 4.- Instrucciones de campo para estimar disturbio antropógeno.

¿Dónde medir?

Una vez delimitada la zona de estudio debe elegirse un punto al azar a partir del cual se tenderán dos trayectos, uno perpendicular a la pendiente (trayecto horizontal) y uno paralelo a la misma (trayecto vertical). Si el sitio es plano, entonces bastará un solo trayecto. Se recomienda una longitud de 50 metros por trayecto, aunque es posible hacerlos más cortos en caso de que el área de estudio sea muy pequeña, siempre y cuando se tome esto en cuenta al calcular los indicadores. Un total de tres réplicas por sitio es deseable. **Sólo** los indicadores marcados con * se deben registrar a lo largo del trayecto vertical.

Grupo 1: Ganadería

1) *Densidad de excretas de cabra u oveja (CABR)*: Registrar la presencia o ausencia de excretas en los 10 cuadros de 1 m², sin importar la cantidad. *CABR* = número de cuadros con excretas entre número de cuadros revisados. Cuidado con las excretas de conejo, pues pueden confundirse, y no deben contarse.

2) *Densidad de excretas de ganado mayor (GANA)*: Equivalente a la variable anterior, pero se registran las excretas de cualquier otro animal doméstico.

3) *Fracción de plantas ramoneadas (RAMO)*: Revisar todas las plantas perennes (incluyendo arbustos, árboles, cactus, etc., pero no rosetófilas ni herbáceas) en una franja de 50m² buscando evidencia de ramoneo. *RAMO* = número de plantas ramoneadas entre el total de plantas revisadas. Si el ganado ha eliminado ya toda la vegetación, entonces *RAMO* = 1

4) *Caminos ganaderos (CAGA)**: contar el número de caminos hechos por el ganado a lo largo del trayecto. No considerar caminos por lo que se desplaza también la gente. No considerar caminos de menos de 5 metros de largo. Se cuenta el número de veces que el trayecto cruza un camino, independientemente de si dos caminos se juntan en otra parte.

5) *Compactación del suelo por ganado (COMP)**: Se ubica el camino ganadero más cercano al centro del trayecto, y en el sitio donde se cruzan el camino y el trayecto, enterrar 4 cm un tubo de PVC de 10 cm de diámetro. Se vierten 250 ml de agua y se registra el tiempo necesario para su completa infiltración. El procedimiento se repite en un sitio cercano donde no haya pisoteo de ganado (por ejemplo, bajo un nopal). *COMP* = tiempo de infiltración del camino entre el tiempo en el suelo intacto. Si no hay caminos ganaderos, o si el índice obtenido es menor que 1, entonces *COMP* = 1. No incluir caminos de tránsito humano. Debe cuidarse que no queden huecos por donde el agua pueda escaparse.

Grupo 2: Actividades humanas

6) *Fracción de plantas macheteadas (MACH)*: Se mide igual que *RAMO*, pero empleando aquellas plantas que muestren evidencia de haber sido cortadas o taladas.

7) *Evidencia de incendio (INCE)*: Si hay rastros tales como cortezas chamuscadas, carbón, etc. en **al menos** un trayecto, entonces *INCE* = 1, de lo contrario vale 0. No cuentan fogatas o fuegos que hayan tenido lugar dentro de milpas si haberse escapado a la vegetación natural.

8) *Cobertura de caminos humanos (CCHU)**: Se mide el ancho de la zona donde los caminos utilizados por la gente (sin importar si también los emplea el ganado) se interceptan con el trayecto. No debe medirse el ancho del camino sin tomar en cuenta la dirección del trayecto. *CCHU* = longitud de la intercepción entre longitud del trayecto. En caso de que haya más de un camino, se emplea la suma de las intercepciones.

9) *Cercanía a poblaciones (POBL)*: Registrar la distancia entre el centro de la zona de estudio y el borde de la población más cercana en kilómetros. *POBL* = uno entre dicha distancia. Si la distancia es menor a un kilómetro, entonces *POBL* = 1.

10) *Adyacencia a núcleos de actividad (ADYA)*: Se define un núcleo de actividad humana a sitios tales como minas, milpas, carreteras asfaltadas (no terracerías) o capillas. Un trayecto está adyacente a estos sitios si se encuentra a menos de 200 metros. El mismo núcleo no debe tomarse en cuenta en

DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO

más de un trayecto, un dos núcleos debe contarse en el mismo trayecto. *ADYA* = número de trayectos adyacentes entre número de trayectos totales.

11) *Cambio de uso del suelo (USOS)*: Se registra la fracción de la superficie de la zona de estudio destinada a zonas urbanas, milpas, minas etc. Esto puede hacerse por medio de fotografía aérea, de mediciones de áreas en el campo, o por estimación visual. Se trata de una fracción, no un porcentaje, por lo que se expresa entre 0 y 1.

Grupo 3: Deterioro del hábitat

12) *Erosión (EROS)*: Se seleccionan 20 puntos al azar sobre el trayecto, y en cada uno de ellos se registra si hay erosión. Se considera que hay erosión si se observan huellas dejadas por el material al ser arrastrado por el agua, si hay exposición de roca madre (sólo en el caso de que la roca esté expuesta por causas atribuibles al disturbio humano), o en caminos donde el tránsito o el agua han dejado surco. Cualquier tipo de cárcava se considera erosión. Un río, por el contrario, no, pues aunque cause erosión no es posible atribuirla al disturbio. *EROS* = número de puntos donde se registró erosión entre número de puntos revisados.

13) *Islas (ISLA)*: Los procesos erosivos severos aunados a grandes densidades de caminos ganaderos resultan en paisajes muy característicos en los cuales sólo se observan pequeños montículos de suelo cubiertos de vegetación en una matriz de suelo fuertemente erosionado y desnudo. Si se observa esto en más de la tercera parte de la zona de estudio entonces *ISLA* = 1.

14) *Superficie totalmente modificada (STOM)*: En algunos casos porciones de las zonas de estudio han sido tan modificadas que era imposible o carente de significado realizar las mediciones de los indicadores anteriores en ellas. Tal es el caso del interior de casas, carreteras asfaltadas, milpas, tiraderos de basura, canales de agua, canchas, cárcavas desnudas, etc. En tales casos debe registrarse la longitud del trayecto que intercepta estas zonas. *STOM* = longitud de la intercepción entre longitud del trayecto. En caso de que haya más de un camino, se emplea la suma de las intercepciones.

Cálculo de la cantidad y calidad del disturbio

Una vez calculados los indicadores, se calcula el disturbio según la fórmula:

$$\begin{aligned} \text{Disturbio} = & 3.41 \text{ CABR} - 1.37 \text{ GANA} + 27.62 \text{ RAMO} + 49.20 \text{ CGAN} - 1.03 \text{ COMP} + 41.01 \text{ MACH} + \\ & 0.12 \text{ CCHU} + 24.17 \text{ POBL} + 8.98 \text{ ADYA} + 8.98 \text{ USOS} - 0.49 \text{ INCE} + 26.94 \text{ EROS} \\ & + 17.97 \text{ ISLA} + 26.97 \text{ STOM} + 0.2 \end{aligned}$$

Se espera que el valor se encuentre entre 0 y 100, pero es posible obtener datos ligeramente fuera de esta escala siempre que el sitio esté sumamente destruido o muy bien conservado. Cabe señalar que la escala no es lineal, de modo que una diferencia de diez puntos de disturbio puede ser sobresaliente si los sitios están bien conservados, pero imperceptible si el disturbio es severo.

Una forma de estimar el tipo de disturbio de la zona es aplicar la fórmula a los diferentes grupos de disturbio por separado, y dividir el resultado entre el disturbio total, multiplicando por 100. Esto estimará la contribución porcentual de cada grupo a la perturbación general de la zona.

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**

ANEXO 5.- Formato de campo para estimar disturbio antropógeno.

Formato de medición de disturbio

Localidad _____ Réplica _____ Fecha ___/___/___
Colaboradores _____

Transecto "horizontal"

Puntuales (si/no)

metro	Cobertura			
	A	H	S	E
41.36				
42.15				
38.16				
39.93				
39.03				
6.14				
31.48				
6.10				
20.85				
49.62				
6.77				
32.68				
47.85				
30.01				
26.53				
43.56				
0.25				
25.63				
26.47				
37.48				

Vegetación (conteo)

macheteados	
ramoneados	
normales	

Excretas (presencia/ausencia)

metro	chivo/oveja	otros
19	_____	_____
20	_____	_____
14	_____	_____
45	_____	_____
13	_____	_____
3	_____	_____
39	_____	_____
6	_____	_____
2	_____	_____
7	_____	_____

Superficie totalmente modificada: _____

Transecto "vertical"

Caminos ganaderos (conteo)

--	--

Caminos (metros)

Compactación (segundos)

Camino ganadero _____
Suelo normal _____

Datos generales

Cercanía a poblaciones (km) _____

Evidencia de incendio (si/no) _____ Presencia de "islas" (si/no) _____

Cambio de uso del suelo (% foto aérea) _____

Adyacente (100m) a sitios con cambio de uso del suelo (si/no) _____ Tipo: _____

Observaciones _____

Fuente: (Martorell y Peters, 2005)

**DISEÑO Y APLICACIÓN DE UNA METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN INTEGRADA DE
RIESGOS AMBIENTALES EN SITIOS PELIGROSOS DE MÉXICO**
