



Introducción al análisis de riesgos ambientales

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Instituto Nacional de Ecología

Introducción al análisis
de riesgos ambientales

OTRAS PUBLICACIONES DEL INE SOBRE TEMAS RELACIONADOS

Bases de política para la prevención de la contaminación del suelo y su remediación

Bases para una política nacional de residuos peligrosos

Características de peligrosidad ambiental de plaguicidas

Comunicación de riesgos para el manejo de sustancias peligrosas con énfasis en residuos peligrosos

Gestión ambientalmente racional de las sustancias químicas desde la perspectiva de la industria

Manual de procedimientos para el manejo adecuado de los residuos de la curtiduría

Minimización y manejo ambiental de los residuos sólidos

Prevención y preparación de respuesta en caso de accidentes químicos en México y en el mundo

Promoción de la minimización y manejo integral de residuos peligrosos

Promoción de la prevención de accidentes químicos

Promoción de la prevención y reducción de riesgos químicos ambientales

Regulación y gestión de productos químicos en México enmarcados en el contexto internacional

Residuos peligrosos en el mundo y en México

Programa de gestión ambiental de sustancias tóxicas de atención prioritaria

[Todos estos textos los puede consultar gratis en: www.ine.gob.mx]

INTRODUCCIÓN AL ANÁLISIS
DE RIESGOS AMBIENTALES



Primera edición: octubre de 2003

D.R. © Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT)
Periférico sur 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco,
C.P. 04530. México, D.F.
www.ine.gob.mx.

COORDINADORES:

John Evans
Adrián Fernández Bremauntz
Irina Ize Lema
Mario Alberto Yarto Ramírez
Miriam Zuk

AUTORES:

John Evans
Adrián Fernández Bremauntz
Arturo Gavilán García
Irina Ize Lema
Miguel Ángel Martínez Cordero
Patricia Ramírez Romero
Miriam Zuk

AGRADECIMIENTOS:

Leonor Cedillo Becerril
Horacio Riojas Rodríguez

COORDINACIÓN EDITORIAL, DISEÑO DE INTERIORES

Y TIPOGRAFÍA: Raúl Marcó del Pont Lalli

DISEÑO DE LA PORTADA: Álvaro Figueroa

FOTO DE LA PORTADA: Claudio Contreras

CORRECCIÓN DE ESTILO: Eduardo Chagoya Medina

ISBN: 968-817-586-2

Impreso y hecho en México

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN ž **11**

CAPÍTULO 1. CONCEPTOS BÁSICOS DEL ANÁLISIS DE RIESGOS ž **13**

- 1.1 ¿Qué es un riesgo? ž **13**
- 1.2 Aspectos generales de un análisis de riesgos ž **14**
 - 1.2.1 La evaluación de riesgos ž **16**
 - 1.2.2 El análisis comparativo de riesgos ž **18**
 - 1.2.3 El manejo de riesgos ž **18**
 - 1.2.4 La comunicación de riesgos ž **19**

CAPÍTULO 2. LA EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA I ž **21**

- 2.1 La identificación del peligro ž **21**
 - 2.1.1 La toxicidad ž **22**
 - 2.1.2 La toxicodinámica ž **22**
 - 2.1.3 Las respuestas tóxicas ž **24**
 - 2.1.4 La toxicidad aguda, crónica y sub-crónica ž **25**
 - 2.1.5 La evidencia epidemiológica ž **26**
 - 2.1.6 La evidencia toxicológica ž **31**
 - 2.1.7 La identificación de peligro de cáncer ž **32**
- 2.2 La evaluación de la exposición ž **34**
 - 2.2.1 Conceptos básicos ž **36**
 - 2.2.2 Métodos de medición ž **37**
 - 2.2.3 La modelación de la dosis ž **40**

CAPÍTULO 3. LA EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA II ž **45**

- 3.1. La evaluación de la dosis-respuesta ž **45**
 - 3.1.1 La evaluación de dosis respuesta para compuestos no cancerígenos ž **48**
 - 3.1.2 La evaluación de dosis respuesta para cáncer ž **54**
- 3.2 La caracterización del riesgo ž **57**
 - 3.2.1 La caracterización de riesgos de no cáncer ž **58**
 - 3.2.2 La caracterización de riesgos de cáncer ž **60**

CAPÍTULO 4. LA EVALUACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO ž **63**

- 4.1 Definición del problema ž **64**
 - 4.1.1 La descripción del sitio ž **65**
 - 4.1.2 La selección de parámetros o indicadores ž **66**
 - 4.1.3 Los modelos conceptuales ž **67**
 - 4.1.4 El plan del análisis ž **67**
- 4.2 Análisis ž **68**
 - 4.2.1 El análisis de la exposición ž **68**
 - 4.2.2 El análisis de los efectos ecológicos ž **68**
- 4.3 La caracterización del riesgo ž **70**
 - 4.3.1 Los modelos para caracterizar el riesgo ambiental ž **71**
 - 4.3.2 La estimación del riesgo ž **74**
 - 4.3.3 La evaluación de riesgos para la salud y la evaluación de riesgos ecológicos ž **75**

CAPÍTULO 5. RIESGO E INCERTIDUMBRE ž **77**

- 5.1 Las fuentes de incertidumbre en la evaluación de riesgo ž **78**
- 5.2 Probabilidad ž **80**
- 5.3 La opinión de los expertos ž **81**

5.4 La evaluación probabilística de riesgo	ž	83
5.4.1 Los principios de la simulación Monte Carlo	ž	84
5.5 Análisis del valor de la información	ž	85
CAPÍTULO 6. ANÁLISIS COMPARATIVO DE RIESGOS	ž	87
6.1 La jerarquización de los riesgos	ž	88
6.1.1 Consenso negociado	ž	89
6.1.2 Voto	ž	89
6.1.3 Fórmula	ž	89
6.2 Los factores a considerar en el uso del análisis comparativo de riesgos	ž	90
6.2.1 El alcance del análisis	ž	90
6.2.2 La complejidad del análisis	ž	91
6.2.3 La participación de los actores o Stakeholders	ž	91
6.2.4 La equidad ambiental	ž	91
6.3 El análisis comparativo de riesgos en países industrializados	ž	92
6.4 El análisis comparativo de riesgos en países en vías de desarrollo	ž	93
CAPÍTULO 7. EL MANEJO DE RIESGOS Y EL ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO	ž	95
7.1 La identificación del problema ambiental	ž	97
7.2 La cuantificación de la línea base	ž	97
7.3 La identificación de los controles y su cuantificación	ž	98
7.4 La evaluación económica de los beneficios	ž	98
7.5 La comparación de los costos y los beneficios	ž	99
CAPÍTULO 8. LA COMUNICACIÓN DE RIESGOS	ž	105
8.1 La percepción del riesgo	ž	105
8.2 El paradigma psicométrico	ž	106
8.3 La teoría social	ž	108
8.4 Métodos para la comunicación de riesgos	ž	108
BIBLIOGRAFÍA	ž	115

INTRODUCCIÓN

Las agencias reguladoras y los legisladores se enfrentan con frecuencia a la difícil decisión de determinar cómo distribuir recursos económicos limitados entre programas sociales de gran importancia como los de salud, educación, ambientales y seguridad, entre otros. En el contexto de la protección del medio ambiente, se debe decidir hasta qué nivel resulta necesario controlar los contaminantes ambientales y tratar de medir y comparar el beneficio social de cada opción normativa con el correspondiente costo económico asociado.

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

Esta obra tiene como objetivo proveer a las autoridades ambientales y de salud, investigadores, estudiantes, organismos no gubernamentales y otros interesados, de algunos conceptos y herramientas básicas necesarias para llevar a cabo evaluaciones de riesgo, así como una orientación sobre cómo utilizar esta metodología en apoyo al proceso de toma de decisiones y al desarrollo de políticas de salud y ambientales.

Algunas de las preguntas que aborda este trabajo son:

- € ¿Qué información es necesaria para llevar a cabo una evaluación de riesgos?
- € ¿Cuáles son los aspectos científicos más relevantes detrás de una evaluación de riesgos?
- € ¿Cuáles son los componentes básicos de las evaluaciones de riesgo por sustancias cancerígenas, no cancerígenas y riesgos ambientales?
- € ¿Cómo se pueden determinar los niveles seguros de exposición a una sustancia peligrosa?
- € ¿Cómo se puede utilizar la evaluación de riesgo para apoyar la toma de decisiones?
- € ¿Qué tipos de incertidumbres están involucradas en el análisis del riesgo?
- € ¿Cómo se pueden incorporar las incertidumbres en la evaluación de riesgo?
- € ¿Qué otras aplicaciones tiene la evaluación de riesgos?

El primer capítulo describe los conceptos generales de un análisis de riesgos. Los siguientes tres capítulos de este libro establecen los componentes y conceptos básicos para llevar a cabo una evaluación de riesgo a la salud humana y al ecosistema. El quinto capítulo está dirigido a la comprensión de las fuentes y tratamiento de la incertidumbre, seguido de dos capítulos de aplicaciones en la toma de decisiones. En el capítulo final se presenta una discusión de cómo se perciben los riesgos y cómo pueden ser comunicados.

CAPÍTULO 1

CONCEPTOS BÁSICOS DEL ANÁLISIS DE RIESGOS

1.1 ¿QUÉ ES UN RIESGO?

En términos generales, riesgo es la probabilidad de que ocurra algo con consecuencias negativas (USEPA 2001). Los riesgos nos rodean en la vida diaria y existen a cierto nivel en todas las actividades que realizamos: corremos un riesgo al manejar un automóvil, al poner dinero en la bolsa de valores o al ingerir un medicamento. Todas estas actividades conllevan importantes beneficios pero también pueden tener consecuencias negativas con diferente grado de severidad.

Una definición completa de riesgo tiene que comprender el concepto de exposición a un peligro. La exposición a un peligro puede ser voluntaria: por ejemplo, el esquiar o saltar con un paracaídas son actividades peligrosas en las cuales se decide libremente correr el riesgo de llegar a sufrir un accidente. Pero también existe la exposición involuntaria a un peligro, como lo es, por ejemplo, la exposición a sustancias tóxicas presentes en el medio ambiente, en el aire que respiramos o en el agua y alimentos que ingerimos. Los efectos negativos de una exposición de este tipo dependerán de la toxicidad de la sustancia, de la dosis y del tiempo y frecuencia de la exposición.

El riesgo se expresa a menudo en términos cuantitativos de probabilidad: por ejemplo, cuál es el riesgo de morir por cualquier causa a lo largo de un año en México. Para calcular este riesgo se muestran datos sobre la población y la mortalidad. En el año 2000 hubo alrededor de 435,000 muertes en México, un país con 97.5 millones de habitantes. Sin tomar en cuenta las consideraciones de edad, se puede decir que, en promedio, el riesgo anual o probabilidad de que un mexicano muera es alrededor de 0.45% o 45 en 10,000 ($435,000/97,500,000 = 0.0045$). Hay que notar que no hay una unidad asociada con el riesgo aunque a menudo se necesitan datos adicionales, por ejemplo, si es un riesgo que enfrenta la población en general o sólo los individuos que realizan cierto tipo de actividad.

Un riesgo de uno en 10,000 se expresa como un riesgo de 10^{-4} ; 1 en un millón, 10^{-6} , y así sucesivamente. Históricamente, riesgos menores a 10^{-6} se han considerado como no preocupantes (ACS 1998). Con frecuencia, resulta útil comparar la evaluación de riesgos con evaluaciones similares de situaciones comunes para que el ciudadano común pueda poner en perspectiva, según su propio juicio, la magnitud de un riesgo en términos relativos (comparado, por ejemplo, con algunas de sus otras actividades cotidianas). En el cuadro 1.1 se presentan ejemplos de actividades o situaciones que llevan asociadas un riesgo de uno en un millón. Hay que recordar sin embargo que la propia naturaleza probabilística de estos valores significa que representan estimaciones o aproximaciones y que no pueden considerarse como valores absolutos.

1.2 ASPECTOS GENERALES DE UN ANÁLISIS DE RIESGOS

Para los propósitos de este trabajo, el concepto de análisis de riesgo se enfocará a los efectos potencialmente adversos para la salud o el ambiente causados por una sustancia química tóxica y la toma de decisiones correspondiente para la atención y manejo de dichos

CUADRO 1.1 ACTIVIDADES QUE AUMENTAN EL RIESGO
DE MORTALIDAD POR UNO EN UN MILLÓN

Actividad	Tipo de riesgo
Fumar 1.4 cigarros	Cáncer, enfermedades cardiovasculares
Vivir dos días en Nueva York o en Boston	Contaminación del aire
Viajar 450 km en coche	Accidente
Volar 1,600 km en un avión	Accidente
Viajar 15 km en bicicleta	Accidente
Vivir dos meses de verano en Denver (vs. nivel del mar)	Cáncer por radiación cósmica
Vivir dos meses con un fumador	Cáncer, enfermedades cardiovasculares
Comer 40 cucharadas de crema de cacahuete	Cáncer en el hígado por aflatoxinas
Comer 100 pedazos de carne asados al carbón	Cáncer por benzopireno
Vivir 50 años a 10 kilómetros de un reactor nuclear	Accidente que libere radiaciones

Fuente: Wilson 1987.

efectos. El proceso del análisis de riesgos involucra las siguientes etapas (ACS 1998):

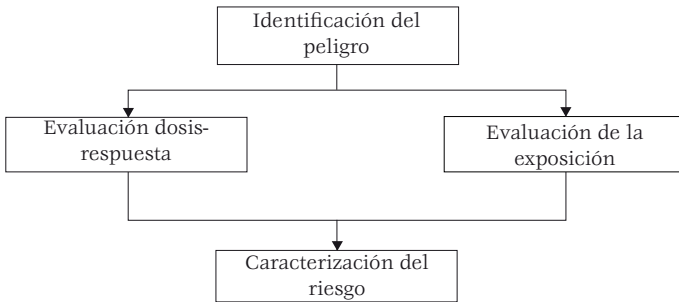
- € la evaluación del riesgo para la salud o para el medio ambiente en términos cuantitativos.
- € el análisis comparativo de los riesgos.
- € el manejo de los riesgos.
- € la comunicación de los riesgos.

1.2.1 LA EVALUACIÓN DE RIESGOS

La evaluación de riesgos es el uso de los datos y observaciones científicas para definir los efectos a la salud o a los ecosistemas causados por la exposición a materiales o situaciones peligrosas (NAS 1983). Se tratan de contestar preguntas como: ¿Existe un riesgo por exposición a una sustancia química? ¿Qué se sabe de ese riesgo? ¿Quién puede verse más afectado por el riesgo? Su evaluación consiste en la recolección de los datos usados para relacionar una respuesta a una dosis. Esos datos de dosis-respuesta pueden entonces ser combinados con estimaciones de la exposición de humanos u otros organismos para obtener una evaluación completa del riesgo. La evaluación del riesgo recoge información de una variedad de disciplinas como son la toxicología, la epidemiología y la ecología así como de la química, la física, las matemáticas, la ingeniería y las ciencias ambientales.

La evaluación de riesgos abarca un amplio rango de disciplinas y puede tener un alto grado de complejidad, dependiendo de su propósito final. Puede ir desde un simple análisis que incluya algunas proyecciones generales, hasta evaluaciones detalladas que pueden durar varios años. Los componentes básicos de una evaluación de riesgos, que se discutirán a detalle en los próximos capítulos, incluyen: la identificación del peligro, la evaluación de la exposición, la evaluación de dosis-respuesta, y la caracterización de riesgos (NAS 1983). Estos cuatro elementos se relacionan entre sí como se muestra en la figura 1.1.

FIGURA 1.1. EVALUACIÓN DE RIESGOS



Fuente: NAS 1983.

Dependiendo del contaminante que se esté analizando, los impactos por exposición al mismo se pueden jerarquizar por su importancia, desde impactos ecológicos como la afectación negativa a ecosistemas y la pérdida de hábitat, hasta efectos adversos a la salud como un incremento en la morbilidad, daño reproductivo o neurológico y el desarrollo de algún cáncer.

La evaluación de riesgos es considerada por muchos como un campo controversial de la ciencia. Los científicos se quejan a menudo de la dificultad de condensar enormes cantidades de datos con grandes incertidumbres, muchas veces conflictivos y hasta ambiguos, que son con frecuencia el resultado de extrapolaciones a niveles muy por debajo de los rangos que pueden ser realmente medidos, hasta llegar a una o dos cifras que caractericen a un riesgo. La controversia es aún más fuerte cuando ese resultado tiene que ponerse en perspectiva y alguna autoridad de salud o ambiental debe tomar decisiones con base en la cifra obtenida.

Sin embargo, la evaluación de un riesgo es considerada por los expertos como un instrumento de mucho valor para asegurarse que la toma de decisiones esté basada en la mejor ciencia disponible, y para ayudar a que los recursos económicos y humanos

sean dirigidos hacia la atención de los peligros más significativos, aplicando programas y acciones de reducción de riesgos que sean costo efectivos.

1.2.2 EL ANÁLISIS COMPARATIVO DE RIESGOS

El análisis comparativo de riesgos proporciona un método sistemático para abordar los problemas ambientales que pueden causar diferentes tipos y grados de riesgos a la salud. Se pueden realizar análisis comparativos de riesgos rápidos y económicos utilizando datos de fuentes disponibles para identificar los problemas de salud más significativos. De esta manera, los resultados del análisis comparativo pueden utilizarse para establecer prioridades en el manejo ambiental, tomando en cuenta también consideraciones como los costos, la factibilidad técnica y la percepción social, entre otros factores.

La fortaleza de este tipo de análisis radica en la habilidad de comparar y evaluar los efectos de varios contaminantes o peligros. El análisis comparativo de riesgos puede ser utilizado, en naciones desarrolladas, para establecer las prioridades en materia ambiental, para orientar la legislación, y escoger entre diferentes enfoques regulatorios. En países en desarrollo y economías en transición, el análisis comparativo de riesgos puede ayudar a que los recursos, muchas veces limitados, se empleen de manera eficiente (World Bank 1998a).

1.2.3 EL MANEJO DE RIESGOS

El manejo de riesgos es el proceso que permite evaluar diferentes políticas alternativas y seleccionar la acción reguladora más apropiada integrando los resultados obtenidos de la evaluación de riesgos, tomando en cuenta los aspectos sociales, económicos y políticos inherentes a la toma de decisiones (NAS 1983). El manejo del riesgo trata de contestar preguntas como ¿debe preocuparnos este riesgo? Si éste es el caso ¿qué debe de hacerse al respecto?

En síntesis, el manejo del riesgo es un proceso que consiste en la toma de decisiones para la asignación de recursos de una forma que se optimice la protección de la salud y del medio ambiente. Es evidente que para este tipo de decisiones es necesario considerar, además de los criterios de salud y ambientales, los aspectos sociales, económicos y políticos más relevantes.

1.2.4 LA COMUNICACIÓN DE RIESGOS

La comunicación de riesgos es la etapa del análisis de riesgos en la cual se explica cómo el público percibe y procesa los riesgos y se identifican formas de mejorar la transferencia de información entre los expertos y el público. La respuesta del público a los riesgos es compleja, multidimensional y diversa, porque «el público» es, en realidad, muchos públicos con diferentes valores e intereses.

Los problemas inherentes a la comunicación y la educación son un verdadero reto y todavía queda mucho por realizar en el área de la educación y la comunicación de riesgos. El proceso de análisis de riesgos debe ser un proceso abierto a una mayor participación y escrutinio de los públicos afectados. Esto implica la necesidad de incrementar la capacidad y habilidad del público para entender la información sobre el riesgo y aumentar la habilidad de los tomadores de decisiones para entender cómo el público percibe el riesgo.

CAPÍTULO 2

LA EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA I

La discusión sobre la evaluación de riesgos para la salud humana se dividió en dos partes. En este capítulo se discutirán la identificación del peligro y la evaluación de la exposición y en el siguiente se analizará la evaluación de la dosis respuesta y la caracterización del riesgo.

2.1 LA IDENTIFICACIÓN DEL PELIGRO

La identificación del peligro es el proceso de determinar si un compuesto químico está vinculado con ciertos efectos a la salud, como pueden ser cáncer o defectos en el desarrollo (NAS 1983). Como los datos en humanos no son siempre fáciles de obtener, este paso generalmente se enfoca a determinar si una sustancia es tóxica para animales u otros organismos en los que pueden realizarse pruebas de laboratorio. La identificación del peligro no contempla su cuantificación, sino que se basa en la revisión de los datos epidemiológicos y/o toxicológicos disponibles para determinar si la exposición a una sustancia química puede provocar consecuencias negativas en la salud.

La relación entre la exposición a una sustancia peligrosa y la incidencia de efectos adversos a la salud depende de factores como la toxicidad del contaminante, la duración de la exposición y la sensibilidad del receptor. Para establecer estimaciones del riesgo, la epidemiología utiliza la evidencia sobre la morbilidad o mortalidad en poblaciones humanas expuestas a diferentes niveles de

contaminación. Por su parte, la toxicología se basa en la evidencia de experimentos controlados en los cuales se somete a animales de laboratorio a diferentes niveles de exposición de un contaminante peligroso. Ambas disciplinas brindan información valiosa e involucran diferentes suposiciones e incertidumbres cuando se utilizan para la evaluación de un riesgo.

2.1.1 LA TOXICIDAD

Un compuesto tóxico puede entrar al cuerpo principalmente por vía inhalada, digestiva o dérmica. La sustancia química puede causar daños en el sitio de contacto o ser absorbida, transportada y distribuida por la sangre hasta alcanzar diversos órganos. El tipo y la intensidad de sus efectos nocivos dependerán de su concentración en estos órganos, de su forma química y física y del tiempo de permanencia.

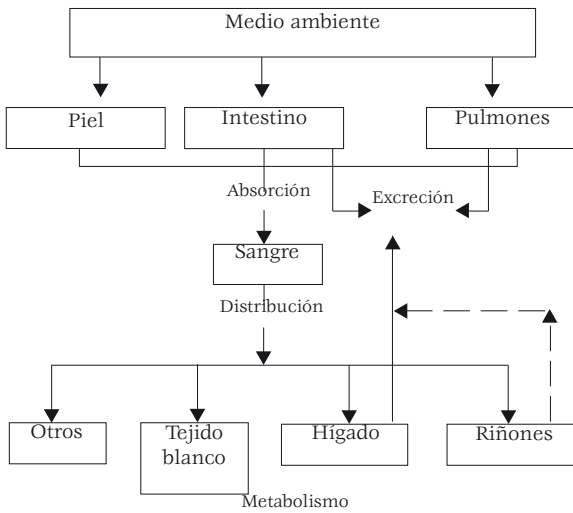
Las posibles consecuencias de la exposición a sustancias tóxicas incluyen una amplia gama de efectos agudos y crónicos, reversibles o irreversibles. Los efectos pueden ir desde los más leves y comunes, como por ejemplo la irritación de la piel y las mucosas, hasta aquellos en los que puede ocurrir afectación del sistema inmunológico, endocrinológico, daño hepático, renal o neurológico, alteraciones reproductivas o malformaciones congénitas, cambios hereditarios o padecimientos malignos, como el cáncer, entre otros.

2.1.2 LA TOXICODINÁMICA

Para que una sustancia tóxica, presente en el medio ambiente, cause un daño a un organismo se necesita, en primer lugar, que el organismo esté expuesto a ella y, en segundo lugar, que la sustancia tóxica venza las defensas del organismo que tratan de impedirle que alcance el tejido blanco en su forma activa. Los mecanismos de defensa consisten fundamentalmente en disminuir la movilidad

del compuesto tóxico a través de las membranas celulares y facilitar su excreción. El proceso de transporte y transformación de una sustancia tóxica consta de cuatro etapas: absorción, distribución, metabolismo y excreción (ver figura 2.1).

FIGURA 2.1 DESTINO DE LAS SUSTANCIAS TÓXICAS EN EL CUERPO



Fuente: University of Arizona 1996-2001.

Absorción

La absorción de un compuesto tóxico es el proceso por medio del cual se atraviesan membranas y células hasta llegar al torrente sanguíneo. Los mecanismos de absorción ocurren en las superficies de contacto del organismo con el ambiente y forman parte de las principales vías de exposición: la ingestión, donde la superficie de contacto es el tracto gastro intestinal; la inhalación, donde los sitios de absorción de gases, vapores, aerosoles y

partículas suspendidas son la nariz y los pulmones y, por último, la absorción cutánea, que a diferencia de los epitelios del tracto respiratorio o del gastro intestinal no está diseñada para la absorción de sustancias útiles al organismo y por lo tanto tiene una menor permeabilidad.

Distribución

La distribución de un compuesto tóxico en el organismo implica su localización y concentración en los diferentes tejidos. La distribución depende del flujo sanguíneo y de la velocidad de difusión y afinidad por el interior del tejido.

Metabolismo

Para reducir la posibilidad de que una sustancia tóxica cause daño en el tejido blanco, el organismo posee rutas metabólicas de biotransformación y detoxificación cuya meta es incrementar la solubilidad del tóxico en agua de manera que pueda ser excretado. Sin embargo, en algunos casos, la biotransformación da como resultado la producción de un metabolito que es más tóxico que el compuesto original: en este caso el proceso se llama bioactivación.

Excreción

La excreción de sustancias tóxicas se lleva a cabo por los mismos mecanismos que el organismo utiliza para excretar los desechos metabólicos endógenos. Las principales vías de excreción son la orina, heces y aire exhalado.

2.1.3 LAS RESPUESTAS TÓXICAS

Cuando las sustancias tóxicas entran al organismo pueden causar efectos adversos en diferentes órganos y sistemas. El hígado es el más afectado porque es el órgano del cuerpo encargado de filtrar

la sangre antes de que sea bombeada a los pulmones y también metaboliza las sustancias tóxicas, convirtiéndolas generalmente a formas menos tóxicas y más fácilmente excretables. Por lo tanto, debido a su función y a la biotransformación de las sustancias tóxicas que realiza, el hígado es también uno de los órganos más expuestos y más vulnerables a los compuestos químicos. Las sustancias químicas que le causan daño se llaman hepatotóxicas. Los riñones también tienen por función filtrar la sangre y son, por lo tanto, susceptibles a las sustancias tóxicas, llamadas en este caso, nefrotóxicas. Las sustancias químicas pueden también ser hematotóxicas, es decir tóxicas para la sangre (como, por ejemplo, el monóxido de carbono) o neurotóxicas, es decir, tóxicas para el sistema nervioso (Moeller 1997) o afectar sistemas enteros como el respiratorio o el cardiovascular.

Algunos compuestos químicos tóxicos pueden afectar directamente al material genético de las células, al ácido desoxirribonucleico o ADN. Estos compuestos son genotóxicos o muta-génicos, es decir, son capaces de causar cambios o mutaciones en el ADN. Las mutaciones provocan que la célula no funcione de manera correcta causando en algunos casos su muerte (apoptosis) o su división incontrolada lo que puede resultar en cáncer o en defectos al nacer. Los compuestos químicos capaces de causar cáncer son llamados cancerígenos y aquellos que pueden causar defectos congénitos son denominados teratógenos.

2.1.4 LA TOXICIDAD AGUDA, CRÓNICA Y SUBCRÓNICA

Otro concepto importante para la evaluación de riesgos es la distinción entre efectos agudos y crónicos. Los efectos agudos pueden manifestarse en cuestión de minutos, horas o días, mientras que los crónicos aparecen solamente semanas, meses o años después del contacto con la sustancia tóxica (Extension Toxicology Network 2002).

La toxicidad aguda es, por lo general, más fácil de identificar y la evidencia científica obtenida de los estudios a corto plazo es más

confiable. Normalmente, se pueden diseñar estudios en animales para determinar si los efectos son causados por la exposición a ciertos niveles de compuestos tóxicos. Ocasionalmente, también es posible obtener datos de la exposición humana provenientes de registros de accidentes y situaciones en los que algún individuo o individuos han entrado en contacto con alguna sustancia tóxica. La determinación de la toxicidad aguda de las sustancias es la base de la regulación y el manejo de los compuestos químicos, principalmente para casos de exposición ocupacional.

La toxicidad crónica es mucho más difícil de evaluar ya que existen problemas inherentes a la toxicidad a largo plazo. Los casos de cáncer son quizás los mejores ejemplos de enfermedades que responden a una exposición crónica y que ilustran estas dificultades metodológicas. El cáncer es una enfermedad crónica de baja incidencia. Si un compuesto tóxico causa unos cuantos casos de cáncer por cada millón de individuos, se considera como no aceptable. Por lo tanto, idealmente, un estudio en animales tendría que involucrar millones de ellos expuestos a concentraciones del compuesto tóxico parecidas a las presentes en el medio ambiente. Sin embargo, en la práctica, un estudio de este tipo no es realizable, por lo que se diseñan estudios en grupos más pequeños de animales (por lo general, algunos cientos) que son expuestos a niveles relativamente elevados de la sustancia tóxica, necesarios para producir una incidencia de cáncer lo suficientemente alta para ser detectada en esta pequeña población. Los resultados, sin embargo, tendrán que ser extrapolados hacia dosis más bajas, es decir, a las dosis presentes en el ambiente, como se explica más adelante.

2.1.5 LA EVIDENCIA EPIDEMIOLÓGICA

La fuente más importante de información sobre riesgos a los seres humanos la constituyen los estudios epidemiológicos, los cuales se basan en la incidencia de enfermedades en poblaciones humanas para evaluar la relación estadística entre exposición y cambios en la salud (Hennekens et al. 1987). Existen diversas estrategias para

obtener información epidemiológica, la más sencilla involucra la identificación de dos poblaciones con diferente exposición a un factor de riesgo relevante.

Los estudios difieren generalmente en términos del tipo de exposición (crónica o aguda), en el diseño del experimento (cohorte, transversal, estudios de casos y controles), y en el resultado de interés (impactos a la salud agudos y crónicos). Dos tipos de estudios que pueden ser utilizados para la evaluación de riesgos son los de cohorte y los de casos y controles. El primero identifica una población objetivo y sigue su exposición y estado de salud en el tiempo de manera prospectiva, mientras que un estudio de casos y controles identifica personas con y sin enfermedades y realiza búsquedas retrospectivas en sus expedientes u otras fuentes de información para obtener la historia de su exposición (Hennekens et al. 1987).

La información en estudios epidemiológicos se puede organizar en una matriz de 2 x 2 como sigue:

	CON ENFERMEDAD	SIN ENFERMEDAD
Expuesto	a	b
No expuesto	c	d

Al observar poblaciones durante un periodo específico de tiempo y monitoreando su exposición e incidencia de enfermedades, los epidemiólogos pueden registrar los riesgos y sus factores de ocurrencia. Dos expresiones utilizadas con frecuencia con fines informativos para describir estos riesgos son el riesgo relativo y el riesgo atribuible:

Ecuación 2.1 Riesgo relativo = $\frac{a/(a+b)}{c/(c+d)}$

El riesgo relativo describe la proporción del riesgo de enfermedad en la población expuesta entre la proporción de la población no expuesta. Un valor de riesgo relativo mayor a 1 indica un riesgo superior en la población expuesta que en la no expuesta, y un riesgo relativo inferior a 1 significa que la población expuesta no presenta un riesgo mayor que la población no expuesta.

$$\text{Ecuación 2.2} \quad \text{Riesgo atribuible} = \frac{a}{a+b} - \frac{c}{c+d}$$

El riesgo atribuible describe la diferencia entre la probabilidad de desarrollar la enfermedad con y sin exposición. Un valor de cero indica que no existe riesgo adicional por la exposición, mientras que un riesgo atribuible superior a cero indica un riesgo adicional de desarrollar enfermedades atribuidas a una cierta exposición (Hennekens et al. 1987).

Ejemplo 2.1: Análisis de datos epidemiológicos

En un estudio de casos y controles se analizó la incidencia de cáncer del hígado en trabajadores de una fábrica de cloruro de vinilo, un gas que se utiliza para producir PVC (materia prima para plásticos), y que es un cancerígeno humano. En el análisis se incluyeron 200 trabajadores que tuvieron exposición al cloruro de vinilo entre los trabajadores; 15 de ellos desarrollaron cáncer. El grupo de control fue seleccionado de la misma fábrica, con historiales similares de tabaquismo, pero sin exposición al cloruro de vinilo. De los trabajadores no expuestos, 24 desarrollaron cáncer y 450 no desarrollaron esta enfermedad.

Calcular (a) el riesgo relativo y (b) el riesgo atribuible y explicar los resultados en términos de riesgos.

(Continúa)

Solución:

Primero se organiza la información en una matriz 2 x 2:

	CON ENFERMEDAD	SIN ENFERMEDAD
Expuesto	15	185
No expuesto	24	450

a) Para calcular el riesgo relativo, usamos la ecuación 2.1:

$$\text{Riesgo relativo} = \frac{a/(a+b)}{c/(c+d)}$$

Donde $a/(a+b)$ es la frecuencia de la enfermedad en la población expuesta, mientras que $c/(c+d)$ es la frecuencia de la enfermedad en la población no expuesta. El 0.075 ó 7.5% de la población expuesta desarrolló cáncer, mientras 0.05 ó 5% de la población no expuesta tuvo cáncer. Esto indica que el riesgo relativo es la razón del riesgo en la población expuesta entre el riesgo en la población no expuesta:

$$= \frac{5/(5+185)}{3/(3+450)} = \frac{0.025}{0.0067} = 3.7$$

Riesgo relativo

Esto significa que la población expuesta tiene un riesgo 3.7 veces más alto que la población no expuesta de desarrollar cáncer.

b) Para calcular el riesgo atribuible, usamos la ecuación 2.2:

$$\text{Riesgo atribuible} = \frac{a}{a+b} - \frac{c}{c+d}$$

(Continúa)

Usando los resultados en la sección a), encontramos que el

$$\text{Riesgo atribuible} = 0.075 - 0.05 = 0.025 \text{ ó } 2.5\%$$

Se puede interpretar esta cifra de la manera siguiente: se pueden eliminar 2.5% de los casos de cáncer (lo que corresponde a cinco casos) en la población expuesta cuando se elimina la exposición al cloruro de vinilo o, alternativamente, 2.5% del riesgo de cáncer en la población expuesta es atribuible a su exposición.

Fuente: Masters 1991.

Una de las mayores debilidades en la evidencia epidemiológica es la existencia de factores de confusión. Estos pueden ser cualquier variable que esté relacionada con el contaminante o tóxico en cuestión pero que también está independientemente relacionada con el cambio en la salud (ibid.). Muchos de estos factores se pueden controlar en modelos estadísticos; sin embargo, en ocasiones es imposible tomar en cuenta todos los posibles factores de confusión. Su presencia, como son las exposiciones simultáneas a otras sustancias tóxicas, la variabilidad del estado socio-económico y de salud, pueden hacer que los efectos de un agente de riesgo determinado sean difíciles de determinar.

Un factor de confusión puede ser, por ejemplo, el tabaquismo en una población en la que se traten de evaluar los efectos por exposición al monóxido de carbono proveniente de la emisión de vehículos automotores, puesto que fumar es también una fuente de exposición a este contaminante. Otras incertidumbres involucradas con estudios epidemiológicos incluyen la medición inadecuada de la exposición, la poca representatividad de la población estudiada y las dificultades en la interpretación de los efectos de pequeña magnitud.

2.1.6 LA EVIDENCIA TOXICOLÓGICA

La mayor parte de la evidencia científica utilizada para predecir los efectos adversos a la salud de exposiciones a sustancias tóxicas proviene de pruebas de laboratorio, tanto en animales como en cultivos de células o de tejidos aislados de animales o humanos. Estos estudios son particularmente útiles para los propósitos de la evaluación del riesgo, debido a que permiten examinar los cambios en los efectos al variar los niveles de exposición. A pesar de que la toxicología da información útil acerca de los mecanismos biológicos de las enfermedades, no proporciona una idea clara de la respuesta en poblaciones humanas a niveles ambientales de exposición. Uno de los objetivos de los experimentos toxicológicos es el determinar la Dosis Letal 50 (DL_{50}), que mata al 50% de los animales a los que se les suministra o la Dosis Efectiva 50 (DE_{50}), que provoca algún tipo de efecto en el 50% de los animales de prueba.

En los experimentos toxicológicos se administran dosis muy altas a especímenes de laboratorio para asegurar que los resultados tengan potencia estadística. Estas dosis tienen generalmente magnitudes superiores a la exposición ambiental. Como resultado, estimar la capacidad de una sustancia para causar efectos adversos a la salud a los niveles típicamente encontrados en el ambiente (menores a los del laboratorio), a partir de datos toxicológicos, requiere de la extrapolación de las relaciones dosis-respuesta a niveles muy por debajo del rango verificable mediante datos experimentales.

Es bien sabido que el metabolismo de diferentes mamíferos varía con respecto al procesamiento de las toxinas. Los toxicólogos tienden a seleccionar animales que se parezcan lo más posible, metabólicamente hablando, a los humanos; sin embargo, existen diferencias. Con frecuencia, en animales de laboratorio se presentan efectos adversos en órganos que no existen en los humanos, haciendo difícil la interpretación de los resultados. Además, los experimentos en animales comúnmente se realizan en especies altamente susceptibles para asegurar una respuesta, y esta susceptibilidad puede diferir significati-

vamente de la de los seres humanos. Todos estos factores hacen difícil la interpretación de analogías entre animales y humanos.

Otras consideraciones en la evaluación toxicológica son: la duración, el número, la separación de las aplicaciones y la ruta de exposición a la dosis. Todos estos parámetros pueden diferir significativamente en comparación con la exposición a humanos y sus respuestas. Un esfuerzo por abordar las diferencias fisiológicas entre las especies de prueba y los seres humanos es el desarrollo de modelos farmacocinéticos con base fisiológica (modelos PBPK, por sus siglas en inglés). Estos modelos son utilizados como base para predecir los efectos a la salud a partir de datos de experimentos en roedores, y mediante el conteo de variables de respuesta como: diferencias en el peso corporal, velocidad metabólica, respiración, flujo de sangre y otros parámetros.

A pesar de las limitaciones descritas, los resultados de los estudios toxicológicos realizados en laboratorio han demostrado su enorme utilidad para contribuir a la realización de evaluaciones de riesgo que permiten avanzar en la prevención de impactos a la salud y al ambiente.

2.1.7 LA IDENTIFICACIÓN DE PELIGRO DE CÁNCER

La evidencia de riesgo de cáncer por exposición a sustancias químicas incluye estudios epidemiológicos, experimentos toxicológicos, estudios de mutagenicidad y análisis de actividad estructural. Normalmente, es más difícil encontrar estudios epidemiológicos positivos, debido a que requieren series de información provenientes de muestras poblacionales grandes y de las que se tenga un registro de varios años. Por lo tanto, cuando se determina el efecto mutagénico potencial de una sustancia química, los científicos realizan una serie de pruebas comenzando con una selección cuidadosa de pruebas toxicológicas, seguidas por la revisión de estudios *in vitro*, que en caso de resultar positivos, dan lugar a un extenso período de pruebas de laboratorio en animales. A continuación se discutirán brevemente algunos de los procedimientos de prueba disponibles.

Pruebas de mutagenicidad

Una sustancia mutagénica es aquella capaz de alterar el ADN, lo cual puede ocasionar la muerte celular, cáncer, defectos congénitos de nacimiento, o daños genéticos que pueden ser transmitidos a futuras generaciones. Pruebas *in vitro*, como AMES (llamada así por el nombre de su inventor, Bruce Ames) son utilizadas para demostrar el potencial de una sustancia química para causar mutaciones. Si una sustancia química es mutagénica, significa que tiene también un potencial cancerígeno, por lo que los resultados de la prueba de mutagenicidad indican la posibilidad de que dicha sustancia sea cancerígena.

En una prueba AMES se colocan cepas bacterianas que no cuentan con capacidad de reproducirse. Posteriormente, éstas sólo se podrán reproducir si mutan a su estado original. Las sustancias químicas que desean analizarse se colocan en una caja de Petri con las bacterias de prueba y se incuban. Entre mayor sea el número de bacterias supervivientes mayor será el potencial de mutagenicidad de la sustancia en cuestión. La información generada por estas pruebas se puede describir por su sensibilidad (habilidad para detectar mutágenos verdaderos) y especificidad (capacidad para detectar compuestos no mutagénicos). Otro tipo de prueba de mutagenicidad involucra la realización de bioensayos de carcinogenicidad de corta duración (a varios meses), en los cuales se someten órganos específicos a sustancias potencialmente mutagénicas.

Los estudios en animales

Después de demostrar mediante pruebas de mutagenicidad que una sustancia química es un posible cancerígeno, los científicos pueden iniciar una serie de pruebas de mayor duración y más costosas llamadas bioanálisis crónicos de carcinogenicidad. Estos experimentos pueden involucrar de cientos a miles de animales durante periodos que abarcan varios años.

En un bioanálisis de carcinogenicidad típico se utilizan dos especies de animales, por ejemplo, perros, roedores, monos, etc., administrándoles dosis diferentes: uno será el grupo de control y los otros serán grupos de prueba. Comúnmente se administran tres tipos o niveles de dosis: una dosis máxima tolerada (Maximum tolerated dose, MTD), que es una dosis que puede ser administrada a los animales a lo largo de su vida sin alterar su crecimiento ni reducir el tiempo de vida, una dosis equivalente al 50% de la dosis MTD y una dosis nula, que consiste en no proporcionar ningún tóxico al grupo de control (USEPA 1986).

Los machos y hembras se someten a pruebas por separado, exponiendo a cada grupo al tóxico de interés por un período de seis semanas a 24 meses, después de los cuales son sacrificados para realizar análisis patológicos (USEPA 1986). Para mayor información pueden consultarse los Lineamientos de prueba armonizados publicados por la Oficina de Prevención de la Contaminación y Sustancias Tóxicas de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (Harmonized Test Guidelines).

La clasificación de los compuestos cancerígenos

Usando la evidencia epidemiológica y toxicológica, la USEPA (1986) usa la siguiente clasificación para los compuestos potencialmente cancerígenos (ver cuadro 2.1 en la página siguiente).

2.2 LA EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

La capacidad de una sustancia para causar riesgo tiene dos componentes: la toxicidad de la sustancia involucrada y el grado de exposición que la población de interés tiene a esa sustancia. Si no existe exposición a una sustancia (contacto con ella), por más tóxica que ésta sea, no existe riesgo. La exposición se define por el contacto de una sustancia con las barreras del cuerpo, como puede ser la piel, los orificios como la boca, las fosas nasales y las lesiones (USEPA 1992a).

CUADRO 2.1. CLASIFICACIÓN DE COMPUESTOS CANCERÍGENOS POR LA USEPA

GRUPO	CLASIFICACIÓN	DEFINICIÓN
A	Cancerígeno humano	Existe suficiente evidencia epidemiológica para establecer una relación causal entre la exposición al agente y el desarrollo de cáncer.
B	Probable cancerígeno humano	B1: si la evidencia en humanos es limitada. B2: si existe evidencia en humanos inadecuada pero la evidencia en animales es suficiente.
C	Posible cancerígeno humano	Si la evidencia en humanos es inadecuada y la evidencia en animales es limitada.
D	No clasificado	Si una sustancia tiene evidencias inadecuadas tanto en humanos como en animales o faltan datos.
E	No cancerígeno	Si existe evidencia negativa en por lo menos dos estudios en animales o de estudios tanto epidemiológicos como en animales

Existe una nueva clasificación de compuestos cancerígenos elaborada por la USEPA. Consúltese el último borrador de Guidelines for carcinogen risk assessment en www.epa.gov/ORD/WebPubs/carcinogen (acceso el 2/09/2003).

Fuente: USEPA 1986.

La evaluación de la exposición es el proceso de medir o estimar la intensidad, frecuencia, ruta y duración de la exposición o la estimación de la exposición que pudiera ocurrir por la liberación al ambiente de nuevas sustancias tóxicas (McKone y Daniels 1991).

2.2.1 CONCEPTOS BÁSICOS

Rutas y vías

Se entiende por ruta de exposición el camino que sigue un agente químico en el ambiente desde el lugar donde se emite hasta que llega a establecer contacto con la población o individuo expuesto. Las rutas pueden ser el agua, el aire, el suelo y la alimentación, entre otros. Por otra parte, se entiende por vía de exposición el mecanismo mediante el cual la sustancia entra al cuerpo, ya sea por vía oral, por ingestión de comida, agua o suelo; respiratoria, por inhalación o dérmica, por contacto con la piel. Los modelos de exposición toman en cuenta la sumatoria de las concentraciones en todas las rutas de exposición y la concentración que entra en contacto con el organismo a través de todas las vías. Por ejemplo, en el caso del plomo es relevante considerar la concentración que se encuentra en el aire y sumarle las concentraciones que pueden entrar por vía digestiva (a través de polvo o alimentos).

Dosis

Un concepto muy importante en este contexto es el de dosis. Hay varias mediciones de dosis en el campo de la evaluación de la exposición como la dosis potencial o administrada, la dosis aplicada y la dosis interna, entre otras. La dosis potencial o administrada es la cantidad o concentración de la sustancia que entra en contacto con el organismo por cualquiera de sus vías. La dosis aplicada es la cantidad de la sustancia en contacto con una barrera de absorción del cuerpo (e.g., piel, pulmones, tracto intestinal) y disponible para su absorción.

La dosis interna es la concentración que logra entrar al cuerpo y la dosis biológicamente efectiva es la concentración que entra en contacto con la parte del organismo en donde ocurre el efecto, es decir, con el órgano blanco. Para los propósitos de la evaluación de riesgos y dosis-respuesta, se usa normalmente la dosis potencial/administrada en la evaluación de exposición (EPA 1992a).

Magnitud

La magnitud de la dosis administrada depende de la concentración, la duración y la frecuencia de la exposición. En toxicología ambiental las exposiciones se clasifican de acuerdo con la magnitud del periodo de exposición en:

- € Crónica: exposiciones que duran entre 10% y 100% del tiempo de vida.
- € Subcrónica: de corta duración, menores al 10% del tiempo de vida.
- € Aguda: un día o menos y sucede en un único evento.

La magnitud de la exposición puede ser muy diferente si es de alta concentración y duración aguda o de concentración baja con duración crónica.

2.2.2 MÉTODOS DE MEDICIÓN

La evaluación de la exposición puede involucrar métodos de medición directos e indirectos. En los métodos directos se obtienen mediciones de exposición personal. Los dispositivos de monitoreo personal miden exposición a la sustancia tóxica, por ejemplo, al monóxido de carbono o a compuestos orgánicos volátiles. También se pueden utilizar mediciones en un medio corporal que nos indican el grado de exposición a una sustancia, por ejemplo, el plomo en sangre.

Para la evaluación de la exposición es necesario determinar la cantidad de la sustancia tóxica que realmente entró al organismo, estudiar las transformaciones que ocurren como resultado del metabolismo, y estimar la concentración de las especies tóxicas en los distintos medios corporales. Esta estimación se puede obtener de dos maneras: por muestreo biológico, determinando cuantitativamente la concentración del tóxico y de sus metabolitos en uno de los medios corporales (sangre, orina, leche materna, cabello, entre otros) o por medio de biomarcadores, es decir determinar los cambios medibles de origen bioquímico, fisiológico o morfológico que ocurren en el cuerpo por exposición a una sustancia tóxica. Ejemplos de biomarcadores son: niveles bajos de colinesterasa en sangre debido a la exposición a plaguicidas organofosforados, o niveles alterados de enzimas hepáticas como resultado de la exposición a una sustancia hepatotóxica.

Los métodos indirectos de medición combinan la información de las concentraciones ambientales del tóxico con la información sobre los patrones de actividad de los grupos humanos o poblaciones de interés expuestos, tomando en cuenta el contacto con la sustancia a través de las diferentes vías. Esta combinación de datos nos permite hacer una estimación de la exposición con la ayuda de un modelo matemático.

Por ejemplo, uno de los modelos matemáticos utilizados establece una relación entre las concentraciones de un contaminante en el aire, el agua y el suelo con la exposición a seres humanos por inhalación, ingestión y vía dérmica (McKone y Daniels 1991). La relación entre la concentración de la sustancia tóxica en el medio ambiente y la exposición humana se determina con los Factores de Rutas de Exposición (FRE). Estos factores son expresiones matemáticas que incorporan información sobre la fisiología y las actividades humanas, y traducen una concentración (por ejemplo una concentración en agua en mg/mL) en una ingestión diaria crónica equivalente calculada de por vida y medida en mg/kg-día.

Dependiendo del tóxico o del contaminante de interés, puede ser necesario, en los métodos indirectos, llevar a cabo mediciones

en diferentes microambientes o sitios donde las personas pasan alguna parte del tiempo realizando actividades, como, por ejemplo, el hogar, la escuela, la oficina, o el interior de algún medio de transporte. Estas mediciones son especialmente importantes en casos de tóxicos cuyas principales fuentes generadoras están asociadas de manera diferente a cada uno de estos microambientes. De esta forma la evaluación integral sería la sumatoria de las concentraciones a las que se exponen las personas en cada micro-ambiente considerando el tiempo que pasan en cada uno de ellos.

Estudio de caso: Evaluación de exposición a plomo
en una comunidad rural de México

Una empresa mexicana dedicada a la fabricación de pigmentos tuvo sus instalaciones industriales durante 24 años en el municipio de Cuautla, Morelos. Hoy en día esta empresa ya no opera y los equipos de proceso se encuentran desmantelados desde 1997. Actualmente la propia empresa está llevando a cabo un proceso de remediación en las instalaciones que ocupó.

En mayo del 2002 la empresa se acercó a la Dirección General de Salud Ambiental para solicitar un estudio epidemiológico sobre los posibles efectos en la población por plomo, por lo que se desarrolló un Protocolo de Investigación con tres componentes básicos: 1) determinar los niveles de plomo en sangre en la población susceptible, 2) establecer el modelo de exposición de la población en riesgo en dicha comunidad y 3) identificar las principales rutas de exposición al plomo en niños menores de 15 años.

De los 251 niños seleccionados se tomaron aleatoriamente 75 viviendas para muestreo de suelo, agua y polvo. Así mismo, se solicitó algún recipiente de barro y un juguete de los niños. Se analizaron las 250 muestras por voltimetría portátil con el equipo Lead Care, encontrando que la media de plomo en sangre para estos niños era de 9.1 $\mu\text{g}/\text{dl}$ con una desviación estándar de 5.2 $\mu\text{g}/\text{dl}$.

(Continúa)

La clasificación de los niños en relación con el nivel de plomo en la sangre se estableció de acuerdo con la NOM en cuatro categorías: categoría I menor a 10 $\mu\text{g}/\text{dl}$, categoría II entre 10 y 14 $\mu\text{g}/\text{dl}$, categoría III entre 15 y 25 $\mu\text{g}/\text{dl}$ y categoría IV de 25 a 44 $\mu\text{g}/\text{dl}$. El 70.8% de los escolares se ubicaron en la categoría I y sólo el 1.2% en la categoría IV. Al clasificar por género se observó que los niños presentan niveles de plomo más elevados, con un promedio de 9.58 $\mu\text{g}/\text{dl}$ en niños comparado con 8.53 $\mu\text{g}/\text{dl}$ en niñas. Se observó que los tres casos que presentan niveles de plomo por arriba de 25 $\mu\text{g}/\text{dl}$ (categoría IV) corresponden precisamente al género masculino y esto se refleja en una media más elevada.

Fuente: Torres 2002.

2.2.3 LA MODELACIÓN DE LA DOSIS

La exposición es una función del tiempo, y dependiendo de que el efecto a la salud sea crónico o agudo, se pueden estimar las exposiciones promedio o máximas respectivamente. Para el efecto de cáncer, por ejemplo, la respuesta biológica se describe normalmente en términos de la probabilidad de desarrollar cáncer a lo largo de una vida. Entonces, en este caso, la exposición se calcula basándose en el promedio de una vida.

Aunque existen muchas posibilidades en los modelos de exposición dependiendo de la ruta, duración, y el tipo de efecto que se esté evaluando, se considera el tipo de la exposición promedio durante un tiempo predefinido. En el cálculo de la dosis, para estimar la exposición, se usan cifras como la dosis diaria promedio (average daily dose, ADD, en inglés), la dosis diaria promedio durante el tiempo de vida (lifetime average daily dose, LADD) o bien la ingestión crónica diaria (chronic daily intake, CDI), que es una función de la concentración promedio, tasa de ingestión (por ruta oral) o inhalación (por ruta respiratoria), duración de la exposición, peso corporal y tiempo del promedio (averaging time en inglés).

En el caso de cáncer, el tiempo del promedio sería el tiempo de vida, pero para un efecto agudo o no cancerígeno el tiempo sería menos de una vida. El ADD se calcula mediante las ecuaciones 2.3 y 2.4. El cuadro 2.3 describe los supuestos que se utilizan para la modelación de la exposición en los EE.UU.

Ecuación 2.3

Dosis total = Concentración x Ingestión x Frecuencia x Duración

Ecuación 2.4

$$\text{ADD} = \frac{\text{Dosis total}}{(\text{Peso corporal} \times \text{Tiempo del promedio})} \quad (\text{en mg/kg-día})$$

CUADRO 2.3 VALORES NOMINALES UTILIZADOS
EN EL CÁLCULO DE EXPOSICIÓN EN LOS EE.UU.

PARÁMETRO	POBLACIÓN	DURACIÓN	VALOR SUPUESTO
Peso corporal	Adulto	Todos	71.8 kg
	Niño	Todos	26.9 kg
	Infante	Todos	10.2 kg
Tasa de ingesta (agua)	Adulto	Crónica	1.4 L/día
	Adulto	Aguda	6 L/día
	Niño	Aguda	1.5 L/día
	Infante	Aguda	0.8 L/día

(Continúa)

CUADRO 2.2. VALORES NOMINALES UTILIZADOS
EN EL CÁLCULO DE EXPOSICIÓN EN LOS EE.UU.

PARÁMETRO	POBLACIÓN	DURACIÓN	VALOR SUPUESTO
Tasa de inhalación	Adulto	Crónica	13.3 m ³ /día
	Niño	Crónica	12 m ³ /día
	Adulto	Aguda	1.3 m ³ /hora
	Niño	Aguda	1.0 m ³ /hora
	Infante	Aguda	0.4 m ³ /hora
Tiempo medio para efectos no cáncer	Adulto	Crónica	30 años
	Adulto	Aguda	1 día
	Niño	Aguda	1 día
	Infante	Aguda	1 día
Tiempo de vida	Todos		75 años

Fuente: USEPA 1997.

Ejemplo 2.2: La exposición a benceno en la Ciudad de México

El benceno es un compuesto cancerígeno para el ser humano (categoría A, ver cuadro 2.1), que tiene varios usos en la industria y también es un producto emitido al aire como resultado del proceso de combustión. En el Distrito Federal, donde hay 8.6 millones de habitantes, la concentración ambiental de benceno en el aire es en promedio de 10 µg/m³.

¿Cuál es la dosis diaria promedio durante el tiempo de vida (LADD) de un ciudadano en la Ciudad de México?

(Continúa)

Usando las ecuaciones 2.3 y 2.4 y los valores del cuadro 2.2 encontramos:

$$\text{Dosis total} = 0.01 \text{ mg/m}^3 \times 13.3 \text{ m}^3/\text{día} \times 27,375 \text{ días} = \\ 3641 \text{ mg de benceno.}$$

$$\text{LADD} = 3641 \text{ mg} / (71.8 \text{ kg} \times 27,375 \text{ días}) = 0.0018 \text{ mg/kg-día}$$

Por lo tanto, el ciudadano promedio en la Ciudad de México está expuesto a una dosis diaria de 0.0018 mg/kg de benceno a lo largo de su vida.

CAPÍTULO 3

LA EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA II

La evaluación de riesgos para la salud se clasifica generalmente en evaluación de riesgo de cáncer y riesgo de no cáncer. Inicialmente la evaluación de riesgos se desarrolló para el cáncer. Posteriormente, se hicieron las evaluaciones de riesgos para efectos diferentes a dicho padecimiento, lo que se denominó evaluación de riesgos de no cáncer. El cáncer se trata como una respuesta estocástica, es decir, que al incrementar la dosis no aumenta necesariamente la severidad de la respuesta, pero sí la probabilidad de ocurrencia. Por otro lado, las evaluaciones de riesgos de no cáncer se tratan como determinísticas, es decir, que al incrementar la dosis, se presenta una respuesta de mayor severidad (RFF 1998). A continuación se discutirán algunos puntos básicos de la evaluación de dosis-respuesta y la caracterización de riesgos a la salud para los impactos de los compuestos cancerígenos y no cancerígenos.

3.1 LA EVALUACIÓN DE LA DOSIS-RESPUESTA

Como se mencionó en la sección anterior, la dosis potencial se presenta cuando una sustancia entra en contacto con las vías de exposición. Por lo tanto, el objetivo fundamental de una evaluación dosis-respuesta es el obtener una relación matemática entre la cantidad de sustancia tóxica a la cual un ser humano está expuesto y el riesgo de desarrollar una respuesta negativa a esa dosis.

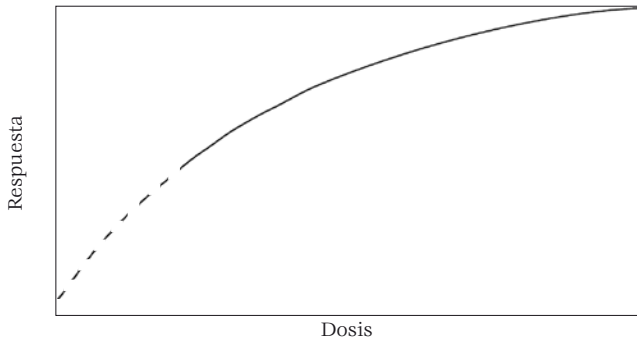
Los compuestos tóxicos pueden inducir efectos a través de mecanismos fisiológicos y metabólicos distintos, lo cual se ve reflejado en la forma que adquiere la relación dosis-respuesta. Tomando como base la forma de la curva dosis-respuesta, se pueden dividir a los compuestos tóxicos en dos categorías generales:

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

Se considera que algunos compuestos químicos pueden causar efectos incluso a dosis extremadamente bajas, aunque la probabilidad de ocurrencia de estos efectos sea reducida. Para estos compuestos no existe un nivel de seguridad. Cuando el nivel de exposición aumenta, también aumenta el riesgo. A niveles de dosis muy bajas se supone que el incremento en la respuesta es con frecuencia lineal. Esto quiere decir que si el nivel de exposición aumenta dos veces, se espera que el riesgo aumente en la misma proporción. Ya que no existen datos en esta región de la curva se tiene que extrapolar una curva lineal. Este concepto se aborda con más detalle en la sección 3.1.2. Muchos de los compuestos que inducen cáncer y algunos otros pertenecen a esta categoría y se les denomina tóxicos sin umbral. La figura 3.1 muestra la curva dosis-respuesta sin umbral, que puede presentar una relación lineal a dosis bajas.

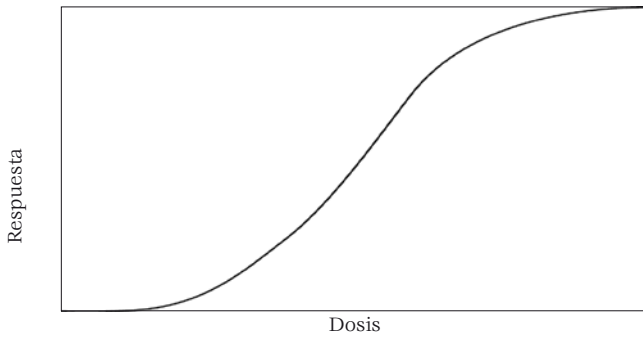
Por el contrario, se piensa que la mayoría de los compuestos que no inducen cáncer no provocan un efecto adverso hasta que se alcance un nivel mínimo de exposición conocido como exposición umbral. Una vez que el nivel de exposición se encuentra por encima del umbral, la severidad de la respuesta aumenta proporcionalmente al nivel de exposición. Pero por debajo del umbral, se considera que la sustancia tóxica no es capaz de causar un efecto adverso. Estos compuestos tóxicos son denominados tóxicos con umbral como se muestra en la figura 3.2.

FIGURA 3.1 CURVA DOSIS-RESPUESTA SIN UMBRAL



Fuente: Evans 2002.

FIGURA 3.2 CURVA DOSIS-RESPUESTA CON UMBRAL



Fuente: Ibidem.

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

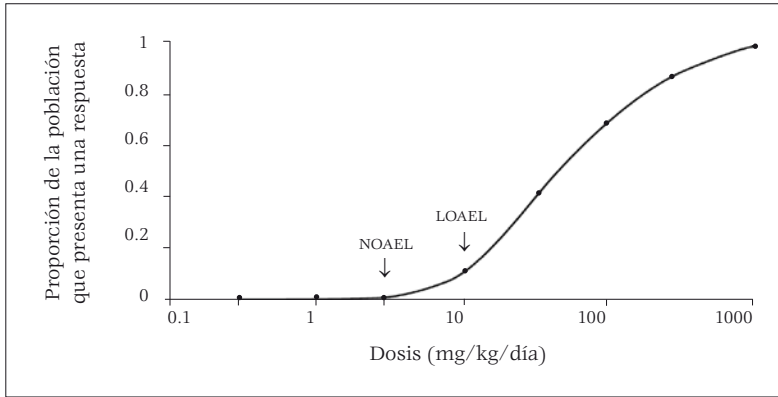
3.1.1 LA EVALUACIÓN DE DOSIS-RESPUESTA PARA COMPUESTOS NO CANCERÍGENOS

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

Umbrales

Las evaluaciones actuales de riesgo de no cáncer se han enfocado en fijar umbrales para establecer niveles seguros de exposición. Por ejemplo, en los Estados Unidos de América se han establecido varios umbrales para propósitos normativos, incluyendo el nivel inferior de efectos adversos observables. A este nivel, que establece la dosis más baja que puede causar efectos adversos detectables se le conoce como lowest observable adverse effect level (LOAEL). De igual forma, al nivel que establece una dosis en la cual no se detectan efectos dañinos a la salud se le conoce como no observed

FIGURA 3.3 LOAEL Y NOAEL



Fuente: Gray 1998.

adverse effect level (NOAEL) (EPA, *Health Effects Glossary*). En la gráfica siguiente se presentan los resultados de un estudio hipotético para determinar el NOAEL y LOAEL.

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

La determinación de efectos críticos y su estudio

Los expertos en evaluación de riesgo deben analizar y seleccionar entre numerosos estudios existentes sobre los efectos adversos por

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

Un método para determinar el efecto crítico y el estudio más relevante consiste en seleccionar el sexo del individuo más sensible de la especie de laboratorio más sensible, para el órgano más sensible (Gray 1998). En otras palabras, el estudio crítico es aquél que con la menor dosis muestre efectos adversos y el efecto crítico es aquél que muestre el LOAEL más bajo. De esta manera, los expertos y asesores deben buscar entre los diferentes estudios y efectos reportados para determinar un umbral seguro. Al hacer esto, se tiene la certeza de que se está estableciendo el mayor nivel de seguridad posible con base en la información científica disponible.

Factores de incertidumbre

Dado que el uso final de una evaluación de riesgo es proteger a los grupos más sensibles de la población, y debido a que se tienen diversas incertidumbres involucradas con la extrapolación de la evidencia de los estudios, los tomadores de decisiones en varios países han desarrollado factores de seguridad (que toman en cuenta la incertidumbre) para determinar los umbrales. Estos factores de seguridad se utilizan para poder extrapolar a niveles aceptables de exposición debido a la

incertidumbre asociada en la estimación de los riesgos. Sin embargo, con frecuencia los factores no representan la verdadera incertidumbre en el cálculo, como se explica en el cuadro 3.1. La forma en que se calcula la dosis de referencia es la siguiente:

$$\text{RfD o RfC} = \frac{\text{NOAEL}}{\text{UF}_H \times \text{UF}_S \times \text{UF}_L \times \text{UF}_C \times \text{MF}}$$

CUADRO 3.1. FACTORES DE INCERTIDUMBRE USADOS POR LA USEPA

EXTRAPOLACIÓN	FACTOR DE INCERTIDUMBRE TÍPICO	Razonamiento	Evidencia empírica
Animal a humano (UF_H)	10	La sensibilidad de los animales difiere a la de los humanos, el grado de ésta depende de la especie animal.	Basado en diferencias metabólicas, los humanos son seis veces más sensibles que las ratas, cuatro veces más que los cobayos y 12 veces más que los ratones.
Promedio a población sensible (UF_S)	10	Toma en cuenta la variabilidad en respuestas en la población humana y representa a la fracción más sensible.	La mayor parte del tiempo, el rango entre la población más y menos sensible fue menos de diez.
LOAEL a NOAEL (UF_L)	10	En algunos estudios no se puede encontrar un NOAEL a las dosis administradas.	La relación de LOAEL a NOAEL es usualmente menor de diez y en general menor a cinco. Evidencia de estudios

(Continúa)

CUADRO 3.1. FACTORES DE INCERTIDUMBRE USADOS POR LA USEPA

EXTRAPOLACIÓN	FACTOR DE INCERTIDUMBRE TÍPICO	RAZONAMIENTO	EVIDENCIA EMPÍRICA
Subcrónico a crónico (UF _c)	10	Los umbrales se establecen típicamente para exposición a lo largo de una vida. Sin embargo, muchos estudios evalúan los efectos con menos exposición	con ratas y perros indican que la relación de NOAEL crónica/sub-crónica es menor a diez.
Calidad de los datos (MF)	1-10	Para ciertos contaminantes y efectos la evidencia puede ser insuficiente o conflictiva.	Basado en el juicio subjetivo de la evidencia disponible

Fuente: Dourson y Stara 1983(3): 224-238.

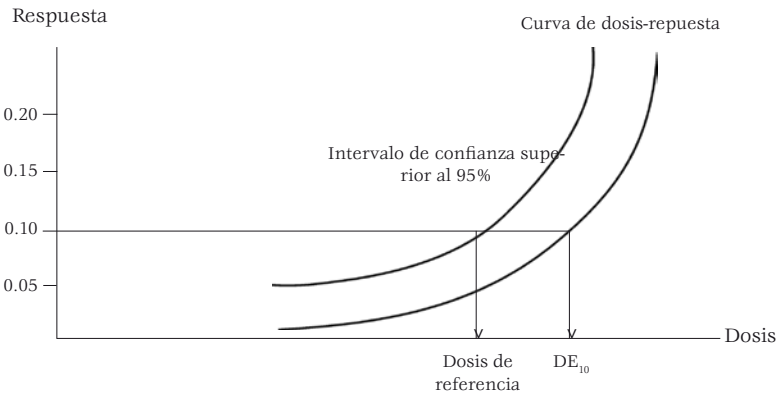
Perspectivas

Aún permanecen muchas incertidumbres y consideraciones en el cálculo de los riesgos no cáncer relativos a la identificación y selección de los estudios científicos más relevantes y a la extrapolación de umbrales. Algunas consideraciones que deben recibir especial atención al analizar las evidencias científicas en la evaluación de riesgos no cáncer incluyen el número y el tiempo transcurrido entre varias dosis, el tamaño de las muestras del grupo expuesto, la elección de efectos críticos y la pendiente de las curvas de dosis-respuesta. Al analizar los riesgos, la idea de considerar un sólo

umbral puede ser engañosa para los evaluadores de riesgos. Por ejemplo, ¿qué significa estar expuesto a un nivel justamente por debajo del NOAEL? y cuando no hay un umbral detectable ¿cómo se deben establecer los estándares?

Las investigaciones de campo para la evaluación de riesgos han permitido avances metodológicos importantes, en particular en el manejo de las incertidumbres inherentes a los métodos tradicionales. Uno de estos avances es la aproximación para el cálculo de la Dosis de referencia (Benchmark dose, BMD, en inglés) que utiliza un nivel de referencia diferente al NOAEL, que consiste en la identificación de una dosis para la cual se espera un cierto nivel de respuesta. Por ejemplo, se puede obtener un punto en el que el 10% de la población exhibe respuesta (DE_{10}). Además, se pueden establecer límites de incertidumbre y un nivel de dosis correspondiente al límite superior de incertidumbre. Esta aproximación tiene ventajas debido a que incluye información de la forma de la curva de dosis respuesta y del riesgo a exposiciones en niveles cercanos a la dosis de respuesta. La siguiente gráfica muestra cómo determinar la BMD con datos de dosis y respuesta.

FIGURA 3.4 DOSIS DE REFERENCIA (BENCHMARK DOSE)



Fuente: Faustman y Omenn 1995.

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

Ejemplo 3.1. Determinación de un RfC para el cloruro de vinilo

En el ejemplo 2.1 se vio que el cloruro de vinilo es un cancerígeno humano, pero también tiene efectos no cáncer como su hepatotoxicidad. En un análisis de la USEPA (IRIS 2000) se revisó la evidencia toxicológica y se determinó que el efecto crítico es la formación de quistes en las células del hígado en un estudio con ratones (Til et al. 1991). Usando un modelo PBPK para extrapolar los resultados en ratones a los seres humanos, se determinó un NOAEL de 2.5 mg/m³. La EPA estableció un factor de incertidumbre de 10 para la protección de la población sensible (UF_s) y un factor de 3 para la extrapolación de animal a humano (UF_H). Entonces el RfC del cloruro de vinilo es:

$$\text{RfC} = \frac{\text{NOAEL}}{\text{UF}_H \times \text{UF}_s} = \frac{2.5 \text{ mg/m}^3}{3 \times 10} = 0.08 \text{ mg/m}^3$$

Fuente: USEPA: www.epa.gov/iris.

3.1.2 LA EVALUACIÓN DE DOSIS RESPUESTA PARA CÁNCER

Mientras la evaluación de riesgos para no cáncer generalmente supone un umbral de afectación, se da por supuesto que los efectos de los posibles cancerígenos no presentan umbrales, debido a que a todo nivel de exposición existe un riesgo de desarrollar cáncer. Esta

suposición se basa en los mecanismos de los efectos a la salud, que se asocian con la exposición a la radiación y a sustancias tóxicas. Sin embargo, existen evidencias recientes que indican la posible existencia de umbrales (RFF 1998). Suponiendo la no existencia de umbrales, la evaluación de riesgo de cáncer se basa en determinar el riesgo de desarrollar cáncer debido a la exposición a un cierto contaminante durante el lapso de vida.

Extrapolación

La incapacidad de los bioanálisis para detectar pequeños riesgos presenta una de las dificultades más grandes para la aplicación de datos toxicológicos en la evaluación de riesgos. Mientras que a los tomadores de decisiones les interesan generalmente los riesgos del grado de 10^{-6} (uno en un millón), los estudios en animales sólo son capaces de detectar riesgos entre 10^{-3} y 10^{-2} . Dado que los bioanálisis no pueden detectar directamente los niveles de riesgo de interés, es necesario extrapolar los resultados de las pruebas hasta los niveles de exposición de interés. Se han propuesto diversos modelos matemáticos para la extrapolación a dosis reducidas, entre los que se encuentran el de “un sólo contacto” (one hit), el de “multicontacto” (multi-hit), el Weibull y los modelos de etapas múltiples. Mientras que estos modelos pueden ajustarse de forma similar a la información obtenida experimentalmente, se demuestra que los niveles de preocupación divergen de una manera importante.

El modelo de un sólo contacto o impacto (one-hit) corresponde a la explicación mecanicística más sencilla del cáncer, que supone que una única interacción del tóxico con una molécula de ADN es capaz de generar un tumor. De esta manera, la presencia de concentraciones bajas del tóxico implica que hay una probabilidad también baja (proporcional) de que pueda ocurrir un daño, y sugiere una relación lineal que se mantiene de mayor a menor dosis. El modelo de múltiples contactos (multi-hit) se basa en la idea de que se necesitan varios eventos de interacción con el ADN para provocar que una

célula se vuelva cancerosa. Finalmente, existen también modelos de etapas múltiples, que asumen que las células deben pasar por una transición de varios pasos o etapas antes de volverse malignas.

Para ajustar los datos con estos modelos, el analista puede usar métodos de estimación de máxima probabilidad o de etapas múltiples linearizadas. La máxima probabilidad es la mayor estimación en el sentido de que es más consistente con los datos que otras estimaciones y no deforma las estimaciones del riesgo. Por su parte, las estimaciones linearizadas de etapas múltiples proporcionan una estimación estable que es considerada moderada o conservadora y que, al no subestimar los riesgos subyacentes, se considera adecuada para la protección de la salud.

Factor de pendiente

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

Estos factores son diferentes, dependiendo de la vía de exposición y pueden consultarse en la base de datos del Sistema integrado de información de riesgos (IRIS, por sus siglas en inglés) en el sitio de internet de la USEPA (www.epa.gov/iris).

Perspectivas

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

consisten en computar diversas potencias, adicionar, promediar o simplemente escoger la estimación de riesgo más elevada.

Los lineamientos vigentes para la evaluación de riesgos de cáncer elaborados por la USEPA (publicados en 1996) ofrecen una explicación bastante clara de estos mecanismos y estiman límites de confianza para las dosis asociadas con el 10% de incremento en la incidencia del cáncer. Con respecto a la extrapolación de datos de animales a humanos, los lineamientos de la USEPA suponen escalas de dosis con superficies de área de aproximadamente 2/3 del peso corporal. Los lineamientos propuestos sugieren el uso de modelos fármacocinéticos o cuando esto no es posible, escalar la dosis con índices fisiológicos.

3.2 LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

La caracterización del riesgo es la última etapa de la evaluación de riesgos en la cual se integran la información sobre la toxicidad obtenida de la evaluación dosis-respuesta y los datos resultantes de la exposición a la sustancia tóxica. Ésta es una tarea que permite obtener una base de discusión sobre la naturaleza y alcance del riesgo. La caracterización del riesgo es, en general, una de las primeras herramientas a través de las cuales los resultados de una evaluación de riesgo se comunican a las personas encargadas de su manejo así como a los tomadores de decisiones, periodistas y al público en general.

Actualmente, se considera que las caracterizaciones de riesgo deben incluir una discusión de las suposiciones hechas a lo largo de los cálculos utilizados y de las limitaciones e incertidumbres de los datos en los cuales se basa su evaluación (ACS 1998). La Academia Nacional de las Ciencias de los Estados Unidos (NAS 1983) sugiere que para la caracterización final de un riesgo deben tomarse en cuenta las siguientes preguntas:

- € ¿Cuáles son las incertidumbres estadísticas al realizar estimaciones de los efectos a la salud? ¿Cómo se deben calcular y presentar esas incertidumbres?

- € ¿Cuáles son las incertidumbres biológicas? ¿Cuál es su origen? ¿Cómo se van a estimar? ¿Qué efectos tienen en las estimaciones cuantitativas?
- € ¿Qué evaluaciones de dosis-respuesta y de exposición deben ser utilizadas?
- € ¿Qué grupos poblacionales deberían de ser los primeros en ser protegidos y cuáles de ellos representan la expresión más significativa del riesgo a la salud?

3.2.1 LA CARACTERIZACIÓN DE RIESGOS DE NO CÁNCER

Ya que el enfoque del análisis de dosis respuesta de impactos no cáncer es para identificar un umbral o nivel bajo en el que no hay un impacto, la meta de la caracterización de riesgo es determinar si la exposición cruza este límite y por lo tanto representa una preocupación ambiental. Después de haber identificado la exposición de la población y el RfC/RfD, se integra esta información para determinar si la exposición es más alta que la dosis de referencia. Un método común para la caracterización del riesgo de no cáncer es calcular el cociente de peligrosidad, simplemente dividiendo el nivel de exposición entre el RfC o RfD.

$$\text{Ecuación 3.2} \quad \text{Cociente de peligrosidad} = \frac{\text{Exposición}}{\text{RfC}}$$

Un cociente menor a 1 se considera generalmente un riesgo aceptable, mientras que otro por encima de 1 es considerado como de preocupación. Una vez que se calcula la dosis de referencia, los expertos en riesgo pueden comparar esta dosis con la dosis real para determinar si la exposición es muy elevada.

Estudio de caso: Análisis de riesgo por exposición al paratión metílico

El paratión metílico es un plaguicida organofosforado con propiedades acaricidas e insecticidas. Su uso se ha extendido enormemente en los cultivos mexicanos, en 2002 se encontraba autorizado para 72 cultivos, 65 de los cuales son para consumo humano. Al igual que otros miembros del grupo de los organofosforados, este plaguicida es capaz de producir diversos efectos tóxicos que han sido estudiados tanto en animales de laboratorio como en personas expuestas en ambientes laborales y no laborales. Entre los efectos a la salud más importantes destacan los asociados con la inhibición de la colinesterasa, además de que este plaguicida está clasificado como posible cancerígeno. Esto nos permite considerar al paratión metílico como un compuesto peligroso para la salud humana.

Para estimar la exposición se tomó en cuenta la ingesta (gramos de alimentos/persona/día) usando bases de datos del Instituto Nacional de Salud Pública (INSP) y de la Organización Panamericana de la Salud (OPS). Se consideró como límite máximo de residuos el nivel de concentración típico presente en los cultivos y como peso corporal promedio de un individuo en México el valor de 65 kg.

Considerando la exposición, las dosis de referencia aguda y crónica y los factores de seguridad para la protección de la población, el análisis dió como resultado un riesgo de 118.5, lo que significa 652 veces por arriba de un nivel seguro, por exposición aguda y crónica, respectivamente. Aun cancelando los 44 alimentos más consumidos en México en los que se aplica este plaguicida, el riesgo no disminuiría suficientemente como para llegar a un nivel considerado como seguro.

Con base en lo anterior y en los efectos para la salud humana, lo más recomendable sería ya no utilizar los cultivos en cuestión para consumo y dejar como excepción sólo aquellos donde no existan sustitutos menos tóxicos, siempre y cuando el riesgo sea considerado como aceptable y el manejo de este plaguicida se realice en todo momento bajo las medidas de protección adecuadas.

Fuente: Torres 2002.

3.2.2 LA CARACTERIZACIÓN DE RIESGOS DE CÁNCER

El potencial cancerígeno de una sustancia describe la probabilidad de que un individuo desarrolle cáncer en algún punto de su vida debido a la exposición al tóxico de interés, y en el caso de dosis bajas, está caracterizado por la pendiente de la curva dosis-respuesta. Los factores de pendiente se pueden encontrar en la base de datos sobre sustancias tóxicas de la USEPA, formando parte del Sistema Integrado de Información en Riesgo, conocido como IRIS por sus siglas en inglés. Este sistema incluye información de respaldo para cada compuesto potencialmente cancerígeno, el factor de pendiente por unidad de exposición para las rutas de exposición oral y de inhalación así como la clasificación de estos compuestos.

Al definir el potencial cancerígeno de una sustancia se utilizan dos conceptos distintos: el riesgo adicional y el riesgo extra. El primero es el riesgo a la dosis administrada menos el riesgo de fondo (cuando no se administra ninguna dosis), asumiendo que el riesgo de fondo en la población humana puede ser el mismo que en la población animal. El riesgo extra, por otro lado, supone que el riesgo de fondo en humanos es cero. La USEPA normalmente utiliza el riesgo extra, que es una estimación mayor del potencial y es más conservador en términos de riesgo.

Una vez que se determina el factor de pendiente con base en estudios epidemiológicos o toxicológicos se multiplica la LADD o CDI para determinar el riesgo de cáncer durante el tiempo de vida.

Ecuación 3.3

Riesgo de tiempo de vida = LADD x Factor de pendiente

Ejemplo 3.2 El riesgo de cáncer por inhalación de benceno

Usando los resultados de la evaluación de exposición al benceno del ejemplo 2.2 ¿cuál es la incidencia anual de cáncer esperada debido a la exposición al benceno inhalado en el D.F. a lo largo de una vida?

Solución:

Para calcular el riesgo, se utiliza la ecuación 3.3 y se obtiene de la sección IRIS (en la página de internet de la USEPA) el factor de pendiente para el benceno por la ruta de inhalación:

Factor de pendiente de cáncer del benceno (ruta de inhalación):
 $\beta = 2.9 \times 10^{-2} \text{ kg-día/mg}$.

Riesgo individual de cáncer (r_i) = $0.0018 \text{ mg/kg-día} \times 2.9 \times 10^{-2} \text{ kg-día/mg} = 5.2 \times 10^{-5}$.

Entonces el riesgo individual de cáncer por la exposición a benceno en el D.F. es alrededor de 5 en 100,000.

Riesgo poblacional = $8.6 \text{ millones de personas} \times r_i = 447 \text{ casos de cáncer (durante el tiempo de vida)}$.

El incremento anual en los casos de cáncer es la incidencia durante el tiempo de vida dividida por el tiempo promedio de vida de un adulto: $447/75 \text{ años} = 6 \text{ casos de cáncer por año por exposición a benceno}$.

Fuente: Evans 2002.

LA EVALUACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO

La Evaluación del riesgo ecológico (ERE) es la determinación de la naturaleza y probabilidad de que las actividades humanas provoquen efectos indeseables en los animales, las plantas y el ambiente. Las actividades antropogénicas causan cambios en el medio ambiente que en ocasiones son de gran importancia y que a la larga van en detrimento de los propios seres humanos, ya que acaban con los bienes y servicios que se obtienen de la naturaleza, afectando así a futuras generaciones que ya no podrán disfrutar de estos. En los últimos años la ERE se ha convertido en una herramienta muy útil para desarrollar programas de protección ambiental pues sirve para apoyar la toma de decisiones para el manejo del ambiente.

La ERE ayuda a identificar los valores ambientales de interés y los riesgos más importantes, además identifica los huecos de información, con lo que ayuda a decidir qué clase de investigación debe ser desarrollada a futuro y en qué deben ser invertidos los recursos limitados con que se cuenta.

El riesgo ambiental es estimado a partir de la relación entre la exposición y los efectos (tomando en cuenta un cierto grado de incertidumbre) de una manera muy parecida a la que se hace en la evaluación de los riesgos para la salud humana. Los efectos se estiman a partir de la información generada en laboratorio, calculando las cantidades de tóxicos que se liberan al ambiente y usando modelos para estimar el destino y la concentración de los

químicos en los diferentes componentes del ambiente. El conocimiento que se tiene de las respuestas de los ecosistemas ante un estrés ambiental, su capacidad de recuperación/adaptación y los procesos involucrados en ello, es en general poco profundo y por ende está plagado de incertidumbre. Así, medir el cambio en estos sistemas complejos, que están continuamente en transición y que experimentan estocasticidad, no es una tarea fácil. Sin embargo, no debe pensarse que no se cuenta con suficiente información ecológica básica y de cómo afectan las actividades humanas a los ecosistemas para tomar decisiones ambientalmente apropiadas.

Una ERE se puede desarrollar siguiendo los lineamientos sugeridos por la USEPA (1998), que divide estas evaluaciones en tres etapas:

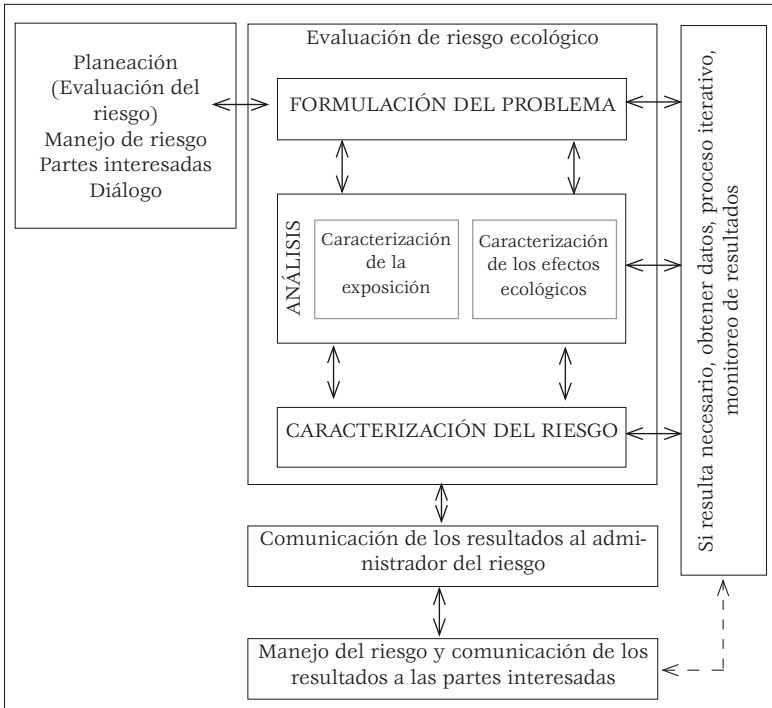
- € Definición del problema
- € Análisis, que comprende la caracterización de la exposición y de los efectos ecológicos
- € Caracterización del riesgo.

La figura 4.1 muestra cómo se relacionan estas etapas y sus diferentes componentes.

4.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

En esta etapa se examinan los factores causantes de estrés ambiental y los efectos ecológicos potenciales así como las características del ecosistema en riesgo. Además, se elabora la descripción del sitio, se seleccionan los indicadores apropiados y se desarrollan las hipótesis que tratarán de ser demostradas a lo largo de la evaluación. Así mismo, se identifican las fuentes y los faltantes de información. Finalmente se desarrolla un modelo conceptual de las rutas de exposición a la sustancia química y se definen los objetivos y preguntas para la evaluación del riesgo.

FIGURA 4.1 ESTRUCTURA DE LA EVALUACIÓN DE RIESGO ECOLÓGICO



Fuente: USEPA 1992b.

4.1.1 LA DESCRIPCIÓN DEL SITIO

La descripción del sitio debe limitarse a aquellas características del sitio que son importantes para la estimación del riesgo por los contaminantes. Es necesario establecer cuáles son las especies en peligro o de interés especial. La información necesaria en la descripción del sitio consta de: localización, topografía y drenado, características climáticas e hidrológicas importantes, áreas aledañas de especial importancia am-

biental, como puede ser el hábitat de una especie en peligro así como los efectos ecológicos que ya son aparentes en el sitio.

4.1.2 LA SELECCIÓN DE PARÁMETROS O INDICADORES

Los parámetros o indicadores que se seleccionan para evaluar los cambios deben ser características del ecosistema o de sus componentes en los que se espere observar un efecto, además de que deben representar funciones o estructuras importantes para la "salud" y/o sustentabilidad del ecosistema. En ocasiones incluso, estos indicadores incorporan y reflejan algún valor social del ecosistema e idealmente pueden ser ligados a alguna política o reglamento ambiental. Los indicadores ecológicos son, entonces, expresiones explícitas de atributos ambientales que se definen en términos operacionales y que se pueden medir o predecir. La selección de estos indicadores es uno de los pasos más importantes en las ERE.

A nivel de especie pueden usarse los parámetros que se recaban normalmente para la elaboración de tablas de vida (distribución de edades, variación genética, tiempo generacional, entre otros) ya que estos parámetros pueden considerarse como mediciones integradoras y con buena representatividad. Debido a que el desarrollo de las comunidades depende de las características iniciales del ambiente, sus indicadores deben ser características estructurales que reflejen el estado de sucesión, el tamaño y los procesos más importantes que tienen lugar en el ecosistema.

Los indicadores biológicos (especies cuya presencia está relacionada con el estado o condición en que se encuentra el ambiente) son relevantes cuando se trata de aquellas estrechamente relacionadas con alguna asociación biológica relevante. Por ejemplo, algunas especies de plantas de rápido crecimiento pero de vida relativamente corta (plantas secundarias) son indicadores típicos de ecosistemas perturbados. Dichas especies difícilmente se encuentran en ecosistemas que se han mantenido estables y sin afectaciones serias durante muchos años.

Los indicadores de nivel del ecosistema reflejan las funciones del mismo a través del transporte y destino de la energía (estructura trófica) y la materia (ciclos biogeoquímicos), ya que estos pueden cambiar significativamente por efecto de las actividades humanas. Los umbrales de respuesta a sustancias tóxicas pueden utilizarse para el análisis de las respuestas de los ecosistemas. Los productores primarios (principales especies de plantas fotosintéticas) y los detritívoros (organismos que descomponen la materia orgánica) son los elementos a los que se debe dar prioridad.

4.1.3 LOS MODELOS CONCEPTUALES

Los modelos conceptuales resumen los resultados de la formulación del problema y servirán de guía para la fase analítica de la evaluación de riesgo. Son hipótesis de trabajo sobre cómo el peligro puede afectar los parámetros o indicadores previamente escogidos. Los modelos conceptuales incluyen descripciones de las fuentes, del medio ambiente aledaño y de los procesos por los cuales los receptores pueden estar expuestos directa o indirectamente a los efectos de los contaminantes. Los modelos conceptuales se presentan generalmente de manera gráfica (en forma de diagrama de flujo) y narrativa. El desarrollo de un modelo conceptual es un ejercicio muy útil para transmitir el conocimiento y las suposiciones utilizadas por los evaluadores a los tomadores de decisiones, a los involucrados y a los medios de comunicación.

4.1.4 EL PLAN DEL ANÁLISIS

El producto final de la formulación del problema es un plan sobre la evaluación en sí, que incluya el muestreo, el análisis químico, el análisis de la toxicidad, la medición de las propiedades ambientales, el análisis de los datos y la modelación necesaria para estimar los riesgos. Por lo tanto, los evaluadores del riesgo deben planificar las fases del análisis y caracterización del riesgo para poder especificar los grupos de datos necesarios desde esta primera etapa.

4.2 ANÁLISIS

Los datos toxicológicos, las relaciones estresor-respuesta y el cálculo de la exposición son evaluados en esta etapa, es decir, se caracterizan la exposición y los efectos ecológicos.

4.2.1 EL ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN

Un concepto fundamental en esta etapa es entender que para que haya riesgo, los organismos u otra parte del ecosistema deben estar en contacto o por lo menos coincidir en espacio y tiempo con el agente estresor. El término exposición abarca desde la liberación de un agente físico, químico o biológico, a partir de la fuente de origen, hasta su captación o interacción con el ecosistema o con alguno de los componentes que lo integran.

Los modelos mecanicísticos sirven para evaluar la exposición, ya que su propósito es describir en términos cuantitativos la relación que existe entre algún fenómeno y las causas que lo producen. Sus parámetros tienen significado biológico, al menos en principio y pueden medirse de manera independiente. Es cierto que la complejidad del medio ambiente no puede ser descrita por completo con este tipo de modelos, y que los supuestos y simplificaciones que se deben hacer pueden introducir errores e incertidumbres, pero generan información de mucha utilidad. Algunos ejemplos son los modelos para predecir la calidad del agua de arroyos y ríos y los modelos de balance de masas para predecir el destino y concentraciones de las sustancias químicas en el ambiente.

4.2.2 EL ANÁLISIS DE LOS EFECTOS ECOLÓGICOS

Para el análisis de los efectos ecológicos, los evaluadores deben determinar la naturaleza de los efectos tóxicos del contaminante y su magnitud en función de la exposición. Los datos sobre efectos pueden obtenerse por monitoreo en campo, pruebas de toxicidad

de los medios contaminados y por pruebas de laboratorio tradicionales de toxicidad por compuesto.

Los efectos pueden ser caracterizados a través del desarrollo de pruebas de laboratorio en las que se evalúe la relación dosis-efecto y con las que se pueda tratar de identificar y establecer los umbrales de efecto. Con este tipo de pruebas también se pueden simular los procesos que llevan a cabo algunas comunidades (por ejemplo, la biodegradación de químicos por comunidades bacterianas naturales). Idealmente, este tipo de pruebas deberían llevarse a cabo in situ y utilizando especies nativas del lugar donde se desarrolla la ERA. Sin embargo esto sólo se logra en raras ocasiones, por lo que debe suponerse que las especies locales reaccionan a los tóxicos de la misma manera que las utilizadas en las pruebas.

Una razón por la cual normalmente se utiliza la información generada en las pruebas de laboratorio como parte de la ERA, es simplemente porque ésta ya existe, puede consultarse con facilidad y abarca un gran número de contaminantes prioritarios. Además, en el caso de los ecosistemas acuáticos, incluye muchos grupos taxonómicos ampliamente distribuidos en estos sistemas. Existe un buen número de bases de datos mantenidas por agencias gubernamentales y que pueden ser consultadas electrónicamente, como el Sistema de Información de Sustancias Químicas (CSIN) de la USEPA. Olson (1984) publicó una lista de 135 bases de datos que pueden ser de utilidad para la elaboración de evaluaciones de riesgo ambiental.

La revisión de una serie de estudios de caso mostró que uno de los problemas más comunes de las ERE es la extrapolación en escalas de espacio, tiempo y niveles de organización ecológica. Sin embargo, debido a que la única información disponible es la generada por pruebas de laboratorio o por limitadas pruebas de campo, resulta necesario hacer extrapolaciones utilizando modelos matemáticos o confiando en el juicio de los expertos.

Debido a diferencias fundamentales entre los métodos para caracterizar los efectos en la salud humana y los impactos en los ecosistemas, las evaluaciones de riesgo basadas en individuos tienen un uso muy

limitado en las evaluaciones de riesgo ambiental (por ejemplo, al evaluar especies en peligro de extinción). Como ya se ha descrito, en las ERE los efectos deben ser evaluados a nivel de poblaciones o niveles jerárquicos incluso más altos, como las comunidades. Aunque las pruebas toxicológicas miden efectos en individuos, las consecuencias a nivel de poblaciones son las más importantes. Por ejemplo, si un tóxico disminuye la capacidad reproductiva o la supervivencia de las hembras de una especie, esto puede afectar el patrón de crecimiento poblacional. Más aun, si se trata de una especie que es normalmente depredada por otras dentro de la comunidad, la afectación de esta especie puede alterar sin duda las cadenas tróficas del ecosistema.

De igual manera que en la evaluación de riesgos a la salud, se utilizan los siguientes conceptos de toxicología para un análisis dosis-efecto en una evaluación de riesgo ecológico:

- € Concentración media efectiva (CE_{50}): concentración obtenida estadísticamente o estimada gráficamente que causa un efecto determinado en 50% del grupo de organismos, bajo condiciones específicas.
- € Concentración media letal (CL_{50}): concentración obtenida estadísticamente o estimada gráficamente que causa la muerte de 50% del grupo de organismos bajo condiciones específicas.
- € Dosis media letal (DL_{50}): dosis obtenida estadísticamente o estimada gráficamente que es letal para 50% del grupo de organismos bajo condiciones específicas.

4.3 LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO

En esta etapa se integra la información de exposición y de efectos, se describen las fuentes de incertidumbre y se evalúa qué tan significativos son los cambios ecológicos pronosticados. No existe un método universal para llevar a cabo la cuantificación del riesgo ecológico que produzca resultados generales precisos y realistas, pues siempre existen limitantes en cuanto a la cantidad de información que se puede obtener, ya sea por restricciones de tiempo, de recursos o por un conocimiento científico insuficiente.

4.3.1 LOS MODELOS PARA CARACTERIZAR EL RIESGO AMBIENTAL

El riesgo ambiental se puede caracterizar a través de modelos empíricos, modelos de proceso o mecanísticos y modelos físicos y experimentales.

El modelo empírico

Un ejemplo de los modelos empíricos son las comparaciones de valores únicos de efecto y exposición, que se basan en la relación de una concentración de exposición y un valor toxicológico (ver ejemplo 4.1). La integración de la exposición con un dato único de toxicidad se expresa como el cociente de peligrosidad (Q), equivalente a la ecuación 3.2 en la evaluación de riesgos para la salud humana que es el cociente de la concentración estimada a una exposición ambiental (CAE) dividido por la concentración toxicológicamente efectiva (CTE).

$$\text{Ecuación 4.1} \quad Q = \text{CAE}/\text{CTE}$$

La concentración toxicológicamente efectiva puede ser un parámetro o un parámetro corregido por un factor de extrapolación u otro valor de referencia. El cálculo del cociente Q es simplemente una generalización del tipo de análisis utilizado para la caracterización del riesgo y un cociente mayor a 1 es considerado como indicativo de que la sustancia química es de preocupación.

Este método supone que las concentraciones en el ambiente no cambian en el tiempo y el espacio y que los datos relacionados con el efecto son los adecuados para ser extrapolados directamente al campo. Es un método muy útil para elaborar un primer cálculo del riesgo, pero no debe considerarse como una estimación cuantitativa, por lo que es difícil integrar estos resultados con cualquier parámetro de evaluación que esté expresado en términos de probabilidad (por ejemplo, la probabilidad de que la reproducción disminuya en un 30%). Además, en una evaluación definitiva debe considerarse la

magnitud del cociente y no simplemente si excede o no de 1. Un cociente elevado sugiere efectos importantes o indica por lo menos que la incertidumbre de ocurrencia del efecto es baja.

Ejemplo 4.1. La peligrosidad toxicológica de un plaguicida

El riesgo ecológico es una función de la peligrosidad toxicológica y de la exposición ambiental. La peligrosidad toxicológica es una cualidad intrínseca de un determinado plaguicida para causar un efecto adverso. Los datos sobre peligrosidad toxicológica deben incluir: estudios de laboratorio realizados en peces, invertebrados acuáticos o bien valores de DL_{50} en aves; estudios sobre los niveles de efecto en pruebas reproductivas en aves y peces. Los estudios son estimaciones de la cantidad de residuos de plaguicida en el ambiente y, por ende, están disponibles para organismos no blanco. Este dato recibe el nombre de concentración ambiental estimada (CAE) en ppb o ppm.

En el Método del cociente (Barnthouse et al. 1982) una CAE se compara directamente con un nivel de efecto como puede ser un valor de CL_{50} . (ecuación 4.1)

$$Q = CAE / CL_{50}$$

El cociente resultante Q puede compararse con una jerarquización de algunos cocientes relativos, lo que puede indicar posibles efectos adversos a organismos no blanco. Por ejemplo:

$Q < 0.1$ = Efectos no adversos

$0.1 < Q < 10$ = Posibles efectos adversos

$Q > 10$ = Probables efectos adversos

Tomando un ejemplo hipotético en el cual se obtuvo una concentración ambiental estimada de $CAE = 73$ ppb y un CL_{50} de 10 ppm.

$$Q = 73 \text{ ppb} / 10 \text{ ppm} = 0.0073$$

Como $0.0073 < 0.1$ implica efectos no adversos.

El modelo de proceso

Se puede lograr una evaluación más realista comparando las distribuciones de exposición y las de los datos toxicológicos, ya que de esta manera se reconoce tanto la variabilidad espacio temporal de la exposición como la variabilidad en las respuestas ecológicas. En un método de este tipo el riesgo es calculado como la probabilidad de que la concentración de exposición y la concentración de efecto tengan la misma distribución estadística.

Los modelos de proceso intentan representar matemáticamente los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan la dinámica de los ecosistemas y los procesos toxicológicos que traducen un estrés ambiental en una respuesta. Un ejemplo de esto es el método propuesto por O'Neill y colaboradores (1982) para extrapolar datos de pruebas de toxicidad (CL_{50} , CE_{50}) de 19 poblaciones expuestas a químicos y estimar los probables efectos (en términos de producción de biomasa).

Los modelos físicos y experimentales

Los modelos físicos y experimentales son sistemas ecológicos artificiales que se usan para medir y cuantificar las respuestas de los sistemas ecológicos al estrés. Un ejemplo son los microcosmos acuáticos en los que las poblaciones de organismos microscópicos de diferentes niveles tróficos son expuestas en conjunto a un determinado contaminante. Existen, además, otros estudios en los que parte de un ecosistema es manipulado para estudiar su respuesta al estrés. Es muy difícil tener réplicas de estos análisis, además de que resultan muy costosos y la interpretación de resultados puede confundirse debido a situaciones no controladas adecuadamente. A pesar de estas limitantes, dichos estudios describen razonablemente la complejidad de los ecosistemas, lo que permite su estudio. Además, cuando los resultados se aplican sólo al sistema particular estudiado no es necesario realizar extrapolaciones.

4.3.2 LA ESTIMACIÓN DEL RIESGO

Como última etapa en la ERE se procede a estimar la naturaleza, la magnitud y la distribución de los efectos observados que se consideren significativos. Definir un cambio ambiental como significativamente adverso depende, por una parte, de consideraciones ecológicas como la capacidad de recuperación del medio, la redundancia de las especies, etc., así como de valores sociales como el recreativo o el potencial económico del ecosistema.

Ciertos cambios ambientales ocurren de manera natural (variabilidad intrínseca), por lo que es importante poder diferenciar estos cambios de los ocurridos por efecto de un estresor asociado con las actividades humanas. Así mismo, los diferentes ecosistemas son vulnerables a algunos estresores y resistentes a otros, lo que depende en parte de la experiencia previa. Por ejemplo, se sabe que los bosques son ecosistemas que regularmente se incendian de manera natural y que esto ayuda a la germinación de algunas semillas; en cambio los incendios en las selvas son, por lo general, un fenómeno causado por el hombre.

El valor social de un ecosistema puede ser integrado con el valor ecológico si se asume para fines prácticos que sustentabilidad y supervivencia son lo mismo, que existe equidad intergeneracional y que hay una estructura social en la que los derechos y privilegios del individuo no están por encima de los de la sociedad en su conjunto.

En ciencia es común tratar de demostrar que los cambios que se observan son estadísticamente significativos; sin embargo, esto no siempre es sinónimo de cambio ecológico significativo y viceversa. Recientemente algunos autores han propuesto que se debe considerar como un cambio significativo aquél en el que se excede la varianza estimada. Además, cuando se desarrolla una ERA, es común tener que tomar decisiones basadas en pocos datos o en información poco clara que no cumple con criterios estadísticos y se confía entonces en el peso de las evidencias y en la experiencia de los especialistas que participan en la evaluación.

Para evaluar el riesgo ecológico algunos autores han propuesto usar una escala espacial, una escala temporal y la reversibilidad como criterios para calificar cuán significativos son los cambios ecológicos, ya que aquellas actividades que producen impactos por largo tiempo, que son difíciles de revertir y que ocurren en grandes áreas se deben evitar en la medida de lo posible (Norton 1991).

4.3.3 LA EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD Y LA EVALUACIÓN DE RIESGOS ECOLÓGICOS

En varios países, como por ejemplo los Estados Unidos de América, las evaluaciones de riesgos a la salud y al medio ambiente se realizan de manera simultánea. Mucha de la información y datos son relevantes tanto para los impactos a la salud como al medio ambiente. Por lo tanto, se recomienda que los evaluadores del riesgo a la salud y del riesgo ecológico coordinen sus actividades y estén en constante comunicación para evitar duplicación de esfuerzos y que los datos importantes sean accesibles a todas las partes involucradas.

Los grupos de datos necesarios para ambos tipos de evaluación son, por ejemplo, las concentraciones del contaminante en suelos, sedimentos, agua subterránea y de superficie, aire y biota; inventarios de los compuestos tóxicos; factores que afectan el destino ambiental y el transporte de las sustancias químicas; modelos de bioacumulación, en particular las rutas de exposición que involucran una exposición indirecta para el ser humano a través de la cadena alimenticia y concentraciones base de los químicos de interés.

Sin embargo, las evaluaciones de riesgo ecológico son más complejas que las evaluaciones de riesgo a la salud humana y son fundamentalmente distintas en cuanto a la manera de abordarlas. La mayor complejidad se debe principalmente al gran número de especies y a la diversidad de las rutas de exposición que deben considerarse en las evaluaciones de riesgo ecológico. Debido además al gran valor que se le da a la vida humana, las acciones para remediar

o mitigar los impactos a la salud pueden decidirse teniendo como base estimaciones altamente inciertas y riesgos hipotéticos. Por el contrario, como se le da un valor mucho menor a los organismos no humanos y a los ecosistemas, los tomadores de decisiones son muchas veces reticentes a emplear grandes cantidades de recursos para implementar acciones de remediación de riesgos ecológicos altamente inciertos. Por lo tanto, si se quiere que las evaluaciones de riesgo ecológico sean de utilidad, necesitan ser de alto impacto científico.

CAPÍTULO 5

RIESGO E INCERTIDUMBRE

Casi todos los problemas de manejo de salud ambiental involucran algún grado de incertidumbre. La estimación de emisiones; el destino y transporte de los contaminantes; la exposición humana y los efectos a la salud y ecológicos son algunos de los componentes del análisis ambiental cargados frecuentemente de incertidumbre. Ésta se origina por diversas razones: información incompleta, desacuerdo entre los especialistas o fuentes de información, lenguaje impreciso o por la variabilidad que resulta de los errores de muestreo o por la estructura de un modelo usado en el análisis.

Anteriormente, las evaluaciones de riesgo proporcionaban un valor único como una estimación conservadora del riesgo, mientras que hoy se acepta, por lo general, que en la caracterización del riesgo se requiere proporcionar un mayor entendimiento de los métodos de estimación y de la incertidumbre involucrada en la estimación (Morgan y Henrion 1990). Por su parte, la evaluación involucra los resultados de diversos estudios y diferentes modelos, requiere de una discusión clara de la incertidumbre y la limitación de los datos para validar y robustecer el estudio.

Más allá de la presentación de incertidumbres para dar validez científica, se necesita incluir la incertidumbre en la evaluación de riesgos para considerarla en la toma de decisiones. Es importante presentarle con claridad a los especialistas el intervalo de los valores posibles estimados, los cuales tendrán que enfrentar el difícil y

complejo reto de encontrar un balance adecuado entre los costos de control y la protección de la salud humana y del ambiente.

5.1 LAS FUENTES DE INCERTIDUMBRE EN LA EVALUACIÓN DE RIESGO

La incertidumbre en la evaluación de riesgos puede originarse por distintas causas como son la falta de información, las diferencias en la evidencia, las simplificaciones o suposiciones hechas para hacer factible el análisis. Es importante distinguir entre incertidumbre y variabilidad, debido a que ambas pueden resultar en incertidumbre en los resultados de la evaluación de riesgo. Una cantidad variable en una población es aquella que toma distintos valores, que difieren por la ubicación, el tiempo o el individuo como pueden ser el peso corporal, la tasa respiratoria y la edad (Frey 1992). Un ejemplo de un parámetro variable son los efectos a la salud causados por tomar agua contaminada. Estos efectos varían entre individuos debido a su exposición (la cantidad de agua bebida, el peso corporal, la duración) y la respuesta del individuo (diferencias genéticas, edad, etc.) que resultarán en diferencias en los impactos a la salud entre individuos.

Una cantidad incierta es aquella que tiene un valor correcto pero desconocido como, por ejemplo, el potencial cancerígeno del cloroformo (Evans 2002) y representa una falta de conocimiento. La distinción entre incertidumbre y variabilidad estriba en que normalmente se puede reducir la incertidumbre con más estudios o más mediciones. Existen diferentes formas de incertidumbre que pueden clasificarse en incertidumbre de parámetro y de modelo.

La incertidumbre de parámetro se debe al conocimiento incompleto del valor verdadero de un parámetro y se origina en la necesidad de establecer inferencias para toda una población a partir de muestras pequeñas sobre los procesos que tienen un cierto grado de aleatoriedad, por ejemplo: la imprecisión o error en las muestras analíticas, las inferencias hechas con una base

de datos limitada u otros errores sistemáticos en la colección y agregación de datos (Evans 2002). En otro ejemplo, la estimación de la exposición a partículas finas incluye incertidumbre si no se tienen mediciones suficientes para caracterizar adecuadamente la exposición.

Por otro lado, la incertidumbre de modelo se debe a la necesidad de depender de una analogía, que es necesariamente falsa, en la modelación de un cierto proceso (USEPA 1997). La incertidumbre de modelo puede originarse en las suposiciones y simplificaciones hechas de los procesos reales para propósitos de manejabilidad, y también del mal uso o aplicación de un modelo o la utilización de datos sustitutos. Además, la incertidumbre de modelo se puede introducir cuando un modelo se basa o está validado para una porción de espacio de un parámetro y se utiliza para rangos fuera de los cuales el modelo es válido. Un ejemplo de esto es la extrapolación de dosis mayores a dosis menores de los modelos de dosis-respuesta. Otros factores que pueden introducir incertidumbre incluyen la resolución del modelo, la validación y las condiciones de frontera.

Cualquier análisis interdisciplinario que involucre evidencia de diferentes áreas del conocimiento puede involucrar una cantidad considerable de ambos tipos de incertidumbre. La incertidumbre en cada etapa de la evaluación de riesgos se combina para generar un grado mayor de incertidumbre en la estimación final. En la evaluación de la exposición, por ejemplo, estas incertidumbres incluyen mediciones que con frecuencia son incompletas e imperfectas. Además, el conocimiento acerca de los patrones de actividad de la población o grupo de estudio suele ser limitado. Por otro lado, en la evaluación de dosis-respuesta, la evidencia epidemiológica y toxicológica y sus aplicaciones a la evaluación de riesgo involucran una gran cantidad de suposiciones. Como se discutió en la sección de evaluación de riesgos a la salud, se introduce una gran cantidad de incertidumbres debido a la extrapolación de estudios en animales, seres humanos, de exposiciones subcrónicas a crónicas, de dosis altas a bajas, y de LOAEL a NOAEL, entre otros.

5.2 PROBABILIDAD

La probabilidad es la mejor forma de cuantificar la incertidumbre. Existen dos visiones básicas de la probabilidad: la visión frecuentista y la visión subjetivista o bayesiana. La primera define la probabilidad de ocurrencia de un evento cuya frecuencia se presenta durante una gran cantidad de pruebas similares. Esta visión ve la probabilidad como una propiedad intrínseca de un sistema, frecuentemente ilustrada con el análisis de los resultados posibles al lanzar una moneda o un dado. Cuando no hay información histórica disponible, o cuando no es posible repetir un evento muchas veces para estimar la probabilidad, se debe confiar en la opinión de los expertos. Por ejemplo, en el caso del potencial de cáncer, sería imposible realizar ensayos al azar para obtener una estimación.

La visión subjetiva de la probabilidad es el grado de confiabilidad que una persona tiene de que ocurrirá un evento, tomando en cuenta toda la información disponible y conocida por la persona. La probabilidad no sólo depende del evento en sí mismo, sino del nivel de información disponible acerca del mismo (Morgan y Henrion 1990). Dado que diferentes personas pueden tener diversos grados de información y/o niveles de confianza, es normal que distintos individuos estimen diferentes probabilidades para el mismo evento. Bajo el punto de vista subjetivo de la probabilidad, no existe una probabilidad verdadera para un evento, debido a que las personas pueden tener diferente información relevante sobre el mismo evento y a que las mismas personas pueden cambiar su punto de vista al disponer de nueva información.

Existen diversos tipos de distribución de probabilidad que pueden caracterizar grupos de información. Algunos ejemplos de tipos de distribución son: uniforme, triangular, normal, log-normal y gama.

La elección de una distribución de probabilidad depende de la información disponible y de la variable que se está describiendo. Para determinar la mejor distribución a utilizar, es necesario determinar si el parámetro es discreto o continuo, y tratar de entender el mecanismo subyacente. Hay varias técnicas para seleccionar una distribución, incluyendo técnicas gráficas, funciones empíricas y métodos de estimación como «Probabilidad máxima», «Xi-cuadrada máxima» y «Menores cuadrados ponderados», entre otros. Existen pruebas para determinar si una distribución corresponde a los datos (goodness of fit tests en inglés). Éstas son pruebas estadísticas de hipótesis, como la «Xi-cuadrada», «Shapiro Wilk» y «Anderson-Darling», entre otras.

5.3 LA OPINIÓN DE LOS EXPERTOS

Las distribuciones de probabilidad para datos de una evaluación de riesgo se pueden basar en el análisis de la información disponible en estudios publicados, datos estadísticos y en la opinión o juicio de expertos. Con frecuencia hay poca evidencia o estudios para calcular la incertidumbre relativa a un parámetro o modelo. Las evaluaciones deben depender entonces de probabilidades subjetivas/bayesianas para estimar la incertidumbre de la cantidad de interés. Para determinar la probabilidad subjetiva se debe solicitar el punto de vista de expertos en la materia de análisis. Dicha consulta puede involucrar los siguientes pasos (Evans 2002):

1. Revisión de la literatura.
2. Análisis preliminar de riesgo e incertidumbre.
3. Selección de expertos basándose en criterios como:
 - a. Competencia relevante.
 - b. Publicaciones y menciones.
 - c. Membresía en sociedades profesionales.
 - d. Nominación de un grupo.
 - e. Balance.

4. Taller informativo.
5. Entrevistas con expertos, ya sean individuales o grupales. Las entrevistas individuales tienen la ventaja de preservar la perspectiva de opiniones de cada persona. Las grupales se pueden utilizar para desarrollar un consenso de la calidad y utilidad de los datos; sin embargo, puede ser dominado por pocas personalidades dominantes.
6. Análisis de resultados

El marco básico intenta asegurar la información común, la confiabilidad y la independencia relativa de los expertos. La parte más importante de esta etapa es obtener la opinión o juicio de los expertos. Los métodos formales para solicitar la probabilidad subjetiva de los expertos ha sido investigada y documentada extensivamente en la ciencia de toma de decisiones (Raiffa 1968). Las metodologías de elección pueden agruparse preguntando a los expertos y con esto estimar las funciones de distribución de probabilidad basándose en preguntas de valor o probabilidad ajustadas. Los seleccionadores con frecuencia utilizan herramientas para comunicar y visualizar las probabilidades como son urnas, ruedas de probabilidad y utilización de la lotería como referencia.

Aun cuando el juicio de los expertos está bien fundamentado en la toma de decisiones científicas, existen diversos obstáculos para utilizar la opinión de expertos en la evaluación de riesgos, frecuentemente es resultado de la confusión de los usos de estos ejercicios. El gobierno, la industria y los consultores pueden ser renuentes a compartir información sobre su trabajo. Por su parte, los científicos pueden oponerse a participar en un ejercicio poco científico y especulativo. Además, el utilizar la apreciación de expertos puede dar como resultado el prejuiciar la estimación de la probabilidad incluyendo acuerdos, afianzamiento y nuevas tendencias representativas y motivacionales (Morgan y Henrion 1990). Una vez que se retiran los obstáculos, y mediante un proceso de consulta que puede ser bastante extenso, la opinión de los expertos

puede brindar una forma razonable de estimar la incertidumbre cuando no exista otra forma disponible de estimación.

5.4 LA EVALUACIÓN PROBABILÍSTICA DE RIESGO

La evaluación probabilística de riesgo (PRA) utiliza modelos de probabilidad para caracterizar la incertidumbre en la estimación de riesgo. La PRA es un método para incorporar la variabilidad e incertidumbre en la estimación de riesgos, que da como resultado una distribución de riesgo en lugar de un estimador puntual. En los análisis de incertidumbre se tiende a utilizar un análisis de sensibilidad, en los cuales se hace variar el valor de los parámetros más importantes individualmente para determinar sus efectos. Sin embargo, aunque el análisis de sensibilidad da una idea de la importancia relativa de los parámetros, no generará una idea de la probabilidad de un resultado en particular o de la incertidumbre de variaciones simultáneas en diversos parámetros.

Una técnica para incluir la incertidumbre en la evaluación de riesgo es representando las incertidumbres en los parámetros del modelo con distribuciones de probabilidad. Con la utilización de técnicas de simulación, como el Análisis de Monte Carlo, se pueden propagar las incertidumbres simultáneas en un número de parámetros mediante un modelo para determinar los efectos combinados. Los resultados de una evaluación probabilística de riesgo pueden proporcionar una medida cuantitativa de la confianza en la estimación de riesgos (USEPA, 1999).

Antes de comenzar un análisis de PRA, la USEPA (1999) sugiere las siguientes etapas:

1. Formulación del problema. Determinar cuál es el problema que se va a abordar. Articular claramente el propósito y el alcance del análisis. Determinar las preguntas que se quieren contestar y los datos disponibles.

2. Estimación preliminar (Screening risk assessment en inglés). Empezar con una estimación básica que usa valores puntuales sin información sobre la incertidumbre. De esta manera se puede determinar si, usando valores puntuales, el riesgo es suficientemente grave y merece regulación y más análisis. Determinar si la inclusión de incertidumbre puede modificar o cambiar las decisiones.
3. Hacer un análisis de sensibilidad. Determinar los parámetros en donde hay suficiente incertidumbre para alterar los resultados. Estimar un intervalo de valores para cada parámetro y calcular los impactos en los resultados. También se pueden correlacionar los datos de entrada con los resultados para determinar qué parámetro afecta más a los resultados.
4. Determinar los parámetros de importancia. Evaluar cuáles son los parámetros cuya incertidumbre puede afectar los resultados. Si un análisis de sensibilidad mostrara que la incertidumbre de un parámetro no contribuye significativamente a los resultados, sería mejor utilizar estimadores puntuales para esos parámetros.
5. Considerar costos y beneficios. Comparar los beneficios de realizar un PRA con los costos en términos de tiempo y recursos para realizar el análisis.

5.4.1 LOS PRINCIPIOS DE LA SIMULACIÓN MONTE CARLO

Con la finalidad de analizar los efectos simultáneos y acumulativos de la incertidumbre en los datos de un modelo, el analista de riesgos debe dar a conocer las incertidumbres. Un método común para este análisis consiste en la utilización de la simulación Monte Carlo en la cual se corre un modelo repetidamente, utilizando diferentes valores para cada uno de los parámetros de incertidumbre. Los valores de cada parámetro alimentado se basan en la distribución de probabilidad de cada parámetro determinado con anterioridad al análisis. El resultado de esto es un grupo de valores para cada salida del modelo, el cual se puede procesar estadísticamente. Así, cada iteración representa

una combinación plausible de valores de entrada de exposición y toxicidad. Una manera de entender la simulación de Monte Carlo es considerar cada iteración como si representara un individuo y el grupo de resultados fuera una población.

5.5 ANÁLISIS DEL VALOR DE LA INFORMACIÓN

Las incertidumbres involucradas en la evaluación de riesgo son inherentes a la propia metodología y con frecuencia pueden complicar las decisiones. Sin embargo, muchas de estas incertidumbres se pueden reducir mediante la investigación. Si la incertidumbre dominante en la evaluación de riesgos es un parámetro de incertidumbre en donde se requiere más información para caracterizar un parámetro, o durante la modelación, se puede reducir el rango de los valores de incertidumbre por medio de investigaciones subsecuentes. Así, los tomadores de decisiones se enfrentan con el dilema de actuar de inmediato, basándose en los niveles actuales de información incierta, o de esperar para obtener mayor cantidad de información a través de estudios y tomar así mejores decisiones en el futuro (Carrothers et al. 2002).

Una forma de orientar las necesidades sistemáticas de la investigación científica para políticas ambientales es a través del análisis del valor de la información que consiste en una aproximación cuantitativa que se basa, a su vez, en el análisis de decisiones y permite evaluar los efectos de reducir la incertidumbre en el análisis de políticas. Esta aproximación analiza la influencia de variables inciertas en las decisiones mediante el cálculo de beneficios netos adicionales al reducir o eliminar la incertidumbre.

El análisis de decisiones apunta a analizar formal y cuantitativamente los efectos de las decisiones, incluyendo la incertidumbre. Bajo este marco, y mediante herramientas como los árboles de decisión, deben tomarse decisiones que maximicen la utilidad esperada. El concepto de pérdida de oportunidad se introduce en el análisis de decisión, como la diferencia entre el costo de una estrategia de control

que puede ser elegida si el nivel de riesgo actual se conociera antes de realizar la toma de decisión y el costo de la estrategia elegida, basándose en el valor esperado del riesgo. La pérdida de la oportunidad esperada representa el valor esperado de información perfecta (EVPI, por sus siglas en inglés), y nos da un límite superior para el valor de la investigación actual, suponiendo que la información pueda ser cierta y completa (Morgan y Henrion 1990). Este análisis, y las estimaciones del EVPI pueden dar a los tomadores de decisiones e investigadores una idea del valor práctico y estratégico de ciertos proyectos de investigación y ayudar a priorizar las agendas.

Como las incertidumbres son inherentes a la evaluación de riesgos, se han desarrollado técnicas para analizarlas e incorporarlas al análisis. Es importante considerar estas incertidumbres, con la finalidad de no dar un falso sentido de conocimiento a los tomadores de decisiones y para identificar áreas de investigación futura.

ANÁLISIS COMPARATIVO DE RIESGOS

El análisis comparativo de riesgos (ACR) ha formado parte de la metodología de análisis de riesgos desde finales de 1980 y tiene como propósito priorizar los riesgos más importantes tanto para la salud humana como para el medio ambiente de forma que se puedan presentar en una escala de mayor a menor riesgo, así como para priorizar las metodologías de control disponibles. El ACR es una metodología que utiliza tanto la ciencia como la participación de los actores o «stakeholders» para identificar y abordar las áreas de mayor preocupación ambiental y proveer un marco para dar prioridad a los problemas.

Cuando no existen recursos suficientes para enfrentarse a todos los problemas ambientales de una comunidad, el ACR es un proceso para jerarquizarlos y abordar primero los más importantes. Las regulaciones basadas en el ACR pueden dar como resultado el uso más eficiente de los recursos y una mejor protección de la salud pública y del medio ambiente. Se pueden utilizar los resultados como base técnica para identificar las actividades y las prioridades del manejo de recursos.

Existen dos formas principales de análisis comparativo de riesgos. Las comparaciones específicas se refieren a la evaluación simultánea de los riesgos asociados con la exposición a algunas sustancias, productos o actividades (RFF y ACS 1998). Estas comparaciones pueden involucrar agentes similares de riesgo (por ejemplo, el riesgo de cáncer comparando dos plaguicidas químicamente similares) o

agentes diferentes de riesgo. El riesgo de morir como resultado de la exposición a una sustancia tóxica comparado con un accidente en coche (RFF y ACS 1998).

La segunda modalidad de análisis comparativo de riesgos es el comparativo programático que sirve para realizar comparaciones a nivel macro entre diferentes tipos de riesgo, usualmente con la finalidad de obtener información para establecer prioridades normativas para la reducción de riesgos (idem). En este tipo de comparación, los riesgos se jerarquizan basándose en la magnitud relativa del riesgo o en las oportunidades relativas de reducción de estos.

La metodología general de un análisis comparativo de riesgos incluye (USEPA 1994):

1. Planeación. Determinar el alcance, seleccionar un equipo, hacer una lista de los problemas ambientales que se van a analizar, identificar los tipos y fuentes de datos.
2. Análisis. Identificar y recolectar la información, analizar los datos para estimar los riesgos.
3. Jerarquización. Interpretar y comparar resultados, discutir y llegar a un acuerdo de prioridades.
4. Reportar. Preparar un reporte para su uso en la fase de manejo.

6.1 LA JERARQUIZACIÓN DE LOS RIESGOS

La parte quizá más importante y controversial de un ACR es la jerarquización de los riesgos. Después de haber obtenido los resultados de un análisis de riesgos, los analistas deben comparar y jerarquizar los riesgos. Todos los métodos de jerarquización incluyen juicios de valor. El proceso de jerarquización debe tomar en cuenta la magnitud y severidad de los riesgos y pueden ir desde uno desordenado hasta otro muy sistemático. Hay tres categorías básicas para jerarquizar los riesgos: 1) consenso negociado, 2) voto y 3) una fórmula (USEPA 1994). Cada método tiene sus fortalezas y debilidades, pero todos son útiles para proveer un sistema que es formal y sistemático para estructurar el proceso de jerarquización de riesgos.

6.1.1 CONSENSO NEGOCIADO

El consenso negociado es el proceso de abrir el debate entre los diferentes actores y llegar a un acuerdo general sobre los rangos de riesgos. La fortaleza de este proceso es que es directo, preciso y explícito. Una vez que el consenso está decidido, el compromiso de los interesados es muy fuerte porque estuvieron involucrados en el proceso. Presenta como debilidades la dificultad de llegar a una decisión, y si la discusión no es rigurosa y precisa puede dar como resultado una conclusión incorrecta, injusta e imprecisa. También, con el uso del consenso se corre el riesgo de que algunas personas controlen la discusión.

6.1.2 VOTO

La votación en general es muy común y sencilla para jerarquizar los riesgos. En general existen tres métodos de este tipo: las votaciones secretas, las votaciones abiertas y las votaciones múltiples en las que los participantes pueden expresar la intensidad de sus opiniones. El método de votación es muy fácil, sencillo y justo, pero ya que el proceso es tan sencillo y directo el grupo puede ignorar la complejidad y magnificar los prejuicios.

6.1.3 FÓRMULA

El uso de una fórmula puede simplificar la complejidad de un análisis. Hay varios métodos para jerarquizar los riesgos con fórmulas, pero el más común es un proceso que se llama puntuación ponderada en el cual hay que:

1. Identificar criterios para evaluar riesgos.
2. Dar una puntuación a cada problema por cada criterio.
3. Asignar un peso a cada criterio.
4. Multiplicar el criterio por su peso y sumar los resultados para producir una puntuación total.

5. Jerarquizar los problemas según sus puntuaciones.

El uso de fórmulas resulta un método preciso, explícito, justo y proporciona un registro claro de cómo se elaboró la jerarquización. Pero puede dar una impresión falsa de la precisión y del conocimiento de los riesgos reales y puede ocultar la incertidumbre y complejidad de un problema.

6.2 LOS FACTORES A CONSIDERAR EN EL USO DEL ANÁLISIS COMPARATIVO DE RIESGOS

6.2.1 EL ALCANCE DEL ANÁLISIS

Un análisis de riesgos efectivo debe tener un alcance bien definido. El alcance depende del propósito del análisis. ¿Qué problemas ambientales se van a analizar? ¿Deben incluirse problemas que superan la capacidad de la organización para controlarlos? Además, se debe considerar la percepción de un riesgo. ¿Deben analizarse riesgos que no son de alta preocupación para la comunidad, aunque puedan ser peligrosos? La lista de problemas debe tener características como: nivel coherente de agregación y dimensión (por ejemplo, por fuente o efecto), mínima superposición, facilidad de análisis y comunicación y datos disponibles (USEPA 1995).

El análisis debe incluir los tipos de riesgo y la población a la cual se aplicarán (World Bank 1998b):

- € Poblaciones o grupos vulnerables: como niños, ancianos, mujeres embarazadas y asmáticos, entre otros.
- € Efectos ecológicos: para la población, en hábitat únicos, o para la biodiversidad, por mencionar algunos.
- € Efectos a la salud: tipo y duración de la enfermedad (aguda o crónica, cancerígeno o no cancerígeno, teratogénico, enfermedad ocupacional), entre otros.

6.2.2 LA COMPLEJIDAD DEL ANÁLISIS

La evaluación de riesgos no necesariamente requiere la aplicación de técnicas sofisticadas o la recolección excesiva de datos. Se pueden obtener resultados prácticos y razonables utilizando información mínima disponible sobre la contaminación y sobre la población expuesta a ella (World Bank 1998b).

La complejidad o profundidad adecuada para un análisis comparativo de riesgos debe determinarse por diversos factores, incluyendo la posibilidad de resolver algunas incertidumbres, el que se ocasione un retraso en el tiempo del análisis y el grado de disponibilidad de datos y la urgencia para utilizar los resultados.

6.2.3 LA PARTICIPACIÓN DE LOS ACTORES O STAKEHOLDERS

El éxito de un análisis comparativo de riesgos depende del nivel y tipo de participación de los actores involucrados, que deben incluir al gobierno, la academia, la industria, las organizaciones no gubernamentales y otros grupos de la comunidad que se vean de alguna manera afectados por los riesgos ambientales. Es necesario conocer las opiniones y prioridades de la comunidad para jerarquizar los riesgos e identificar los controles, ya que dicha jerarquización se basa en los valores de la comunidad. Además, la participación de todos los actores es necesaria en la aceptación de los resultados e implementación de acciones para reducir el riesgo.

6.2.4 LA EQUIDAD AMBIENTAL

La teoría de la equidad ambiental tiene su origen en la preocupación de que la gente de la clase baja está expuesta a riesgos más altos que otros grupos de la sociedad (USEPA 1994). Estos sectores también pueden ser más vulnerables a los impactos a la salud por tener un deficiente acceso a la seguridad social así como actividades, alimentación, vivienda y estilos de vida que implican un mayor riesgo para

la salud. Se tienen que tomar en cuenta, asimismo, los otros grupos que son vulnerables, como los ancianos, los niños y los que tienen problemas de salud preexistentes. Es muy importante que todos los sectores de la población estén representados en el análisis y evaluar los riesgos poniendo atención especial en los grupos más vulnerables. También es necesario tomar en cuenta la equidad ambiental en cada fase del análisis, tanto en la identificación de los problemas como en la fase de jerarquización de los riesgos.

6.3 EL ANÁLISIS COMPARATIVO DE RIESGOS EN PAÍSES INDUSTRIALIZADOS

El análisis de riesgos se ha utilizado desde la década de los años noventa en varios países miembros de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE). En los Estados Unidos, de América se realizó el primer análisis de riesgos en 1986, cuando la USEPA analizó 31 riesgos en cuatro áreas: riesgo de cáncer en seres humanos, riesgo de otros efectos diferentes al cáncer en hombres y mujeres, riesgo ecológico y riesgo de bienestar. Los resultados fueron publicados en el reporte titulado *Unfinished Business: A Comparative Assessment of Environmental Problems*. Una conclusión muy importante del análisis fue que los programas de la USEPA solían reflejar las percepciones del público en lugar de los riesgos más serios. Los resultados de dicho trabajo fueron de mucha influencia en las regulaciones y en el enfoque de la agencia.

Actualmente, la USEPA utiliza el ACR para determinar prioridades ambientales, para guiar la legislación y para elegir entre diversas opciones normativas. La mayoría de los programas ambientales de esta agencia utiliza análisis de riesgos para determinar las prioridades normativas, para desarrollar análisis de costo-beneficio o para establecer actividades que refuercen los objetivos de la Agencia. Europa, EE.UU. y algunas otras naciones están trabajando para ajustar las técnicas de análisis de riesgos a algunas aplicaciones individuales o específicas.

6.4 EL ANÁLISIS COMPARATIVO DE RIESGOS EN PAÍSES EN VÍAS DE DESARROLLO

Los análisis comparativos de riesgos pueden ser muy útiles para que países y regiones con recursos limitados los utilicen de manera eficiente. Cuando no existen recursos suficientes para abordar muchos problemas ambientales, el ACR puede dar prioridad a ciertos problemas y soluciones. Por ejemplo, se aplicó este método en Bangkok y El Cairo para identificar recomendaciones específicas de cómo reducir el contenido de plomo en las gasolinas y cómo manejar situaciones de tráfico para reducir los niveles de partículas (World Bank 1998b).

Al aplicar el ACR en países en desarrollo se han identificado una serie de problemas en forma consistente, como la contaminación del aire por partículas y las enfermedades provocadas por microorganismos originadas por la contaminación de agua y alimentos (cuadro 6.1). Estos problemas son de gran importancia en áreas en desarrollo que carecen muchas veces de una infraestructura municipal adecuada y presentan un incremento en la actividad industrial y en el volumen de tráfico.

CUADRO 6.1. RESUMEN DE PROYECTOS DE ANÁLISIS COMPARATIVO DE RIESGO
EN PAÍSES EN VÍAS DE DESARROLLO Y EN ECONOMÍAS DE TRANSICIÓN

LOCALIDAD	INTENCIÓN DEL ESTUDIO	PRIORIDADES AMBIENTALES
Bangkok (World Bank 1994)	Comparar los riesgos de la contaminación del aire por los sectores energético, del transporte y manufacturero.	Se determinó que PM_{10} y plomo eran los contaminantes de mayor preocupación y que el sector transporte es el que más contribuye al problema.
	Comparar los riesgos en-	(Continúa)

CUADRO 6.1. RESUMEN DE PROYECTOS DE ANÁLISIS COMPARATIVO DE RIESGO EN PAÍSES EN VÍAS DE DESARROLLO Y EN ECONOMÍAS DE TRANSICIÓN

LOCALIDAD	INTENCIÓN DEL ESTUDIO	PRIORIDADES AMBIENTALES
El Cairo (USAID 1994)	tre un grupo de problemas ambientales como la contaminación del aire y el agua, los residuos sólidos y las enfermedades micro-biológicas.	Los riesgos derivados de PM ₁₀ y plomo y la contaminación de alimentos y agua eran los que generaban mayor preocupación.
Quito (USAID 1993)	Riesgo comparativo entre un grupo de problemas ambientales, como contaminación del aire y el agua, residuos sólidos, enfermedades ocupacionales y tráfico.	La contaminación del aire y los alimentos con microorganismos era la más peligrosa.
Región de Silesia República Checa y Polonia (USEPA 1992 y 1994)	Identificación de acciones para reducir el riesgo y mejorar las metodologías de manejo ambiental en áreas de producción de carbón y acero.	Se encontraron riesgos elevados de PM ₁₀ y tóxicos en el aire, contaminación de alimentos por bifenilos policlorados, riesgos en el ambiente ocupacional y para la vida acuática.

Fuente: World Bank 1998b.

CAPÍTULO 7

EL MANEJO DE RIESGOS Y EL ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO

El manejo de riesgos es el proceso de tomar decisiones basándose en los resultados de un análisis integrado tanto de información económica y técnica, como social y política para priorizar y definir las acciones necesarias para reducir los riesgos. Este proceso incluye el diseño o implementación de políticas y estrategias que resulten de la toma de decisiones. Ya que el control de un problema puede causar otros y que estos, a su vez, afecten a ciertos sectores de la economía y de la población, las soluciones deben ser comprensivas e integradas. Por ello, unos de los aspectos más importantes del manejo de riesgos es la integración de las preocupaciones y valores del público, otras secretarías, ONG y de la comunidad regulada.

La evaluación de riesgos es una contribución necesaria para su manejo, pero no es suficiente para tomar decisiones. En este proceso los tomadores de decisiones tienen que contestar a las siguientes preguntas:

- € ¿Qué nivel de exposición es seguro?
- € ¿Qué controles deben realizarse?
- € ¿En qué sectores de la economía se debe enfocar la atención y el control?
- € ¿Cómo debe hacerse la negociación entre beneficios y costos?
- € ¿Qué peligros deben recibir más atención?

Las respuestas están basadas en el análisis de riesgo además de la percepción de éste, la capacidad para controlarlo, la ley, la opinión del público y los costos. Ya que las decisiones son influenciadas por los valores de la sociedad, las preguntas se vuelven más consideraciones políticas que evaluaciones simplemente técnicas.

Existen varios enfoques del manejo de riesgos como son:

- € Del tipo «comando y control» que incluye normatividad y seguimiento.
- € Incentivos económicos basados en el mercado.
- € Programas voluntarios.
- € Información y educación.

Se deben evaluar las estrategias por sus costos, beneficios, viabilidad tecnológica, la capacidad de llevarlas a cabo y su aplicabilidad. Además, como en el proceso de análisis comparativo de riesgos, el éxito de cualquier proyecto de manejo de riesgos depende de la participación de los actores.

Una herramienta para el proceso de manejo de riesgos es el análisis costo-beneficio. Se utiliza para evaluar los impactos económicos de acciones alternativas que implican reducción del riesgo y comparar los costos de estas acciones con los beneficios que generan. El principal argumento para su uso en la toma de decisiones ambientales es que permite mejorar la eficiencia económica.

El análisis costo-beneficio ayuda a los tomadores de decisiones en la ilustración de las concesiones mutuas (trade off) inherentes a la toma de decisiones ambientales. El proceso de evaluar los costos y beneficios de las decisiones de manera técnica hace que estas concesiones mutuas sean más transparentes. A este respecto, el análisis costo-beneficio puede ayudar a los tomadores de decisiones a entender las implicaciones de sus decisiones. Este análisis es útil para organizar, comparar y analizar los impactos de decisiones y regulaciones, pero no pueden usarse los resultados por sí solos para

definir los pasos a seguir, debido a la gran cantidad de incertidumbre en las estimaciones y a otros factores sociales.

Hay cinco etapas básicas de un análisis costo-beneficio: 1) la identificación del problema ambiental, 2) la cuantificación de la línea base, 3) la identificación y cuantificación de los controles, 4) la evaluación económica de los beneficios y 5) la comparación de los costos y los beneficios.

7.1 LA IDENTIFICACIÓN DEL PROBLEMA AMBIENTAL

La primera fase de un análisis costo-beneficio es identificar la preocupación ambiental y las fuentes de contaminación. Por ejemplo, la calidad del aire en una ciudad, específicamente el problema de las partículas suspendidas de diámetro menor a $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) y sus principales fuentes emisoras como son la industria y el transporte. Por claridad se escogió como ejemplo ilustrativo el problema de PM_{10} en el aire causado por emisiones de autobuses de diesel y sus impactos a la salud humana.

7.2 LA CUANTIFICACIÓN DE LA LÍNEA BASE

Primero se tiene que hacer un inventario de las emisiones de las fuentes y determinar qué pasaría en el futuro si no se aplica ningún tipo de control. Para cuantificar emisiones de contaminantes, se necesitan tres tipos de información: factores de emisión, que especifican la cantidad de contaminación emitida en cada unidad de actividad por cada tecnología; la mezcla de tecnologías en cada sector de la economía y los niveles de actividad. Las emisiones pueden ser estimadas multiplicando el factor de emisión por los niveles de actividad para cada tecnología y sumando después todas las tecnologías. En esta etapa también se deben predecir las emisiones en el futuro, lo que involucra suposiciones sobre los niveles de actividad y la mezcla de tecnologías en el futuro.

En el caso de PM_{10} , se pueden estimar las emisiones de autobuses de diesel usando un factor de emisión para cada modelo de autobús

y obtener así los gramos de PM_{10} emitidos por km viajado. Dicho factor se multiplica por los kilómetros recorridos por cada modelo de autobús y, finalmente, se suma para toda la flota de autobuses.

7.3 LA IDENTIFICACIÓN DE LOS CONTROLES Y SU CUANTIFICACIÓN

El objetivo de esta etapa es determinar una lista de las opciones de control y mitigación del problema ambiental y cuantificarlas en términos de sus costos y la reducciones de impactos. Esta fase involucra un análisis de los cambios en emisiones para cada control y la evaluación de los cambios en riesgo, usando modelos de dispersión/transporte/química de contaminantes y los impactos a la salud y al ecosistema. Además, en esta etapa se deben estimar los costos del control, que incluyen los directos (de capital y de operación y mantenimiento) y los indirectos (como ahorros por las reducciones en el consumo de petróleo).

En nuestro ejemplo de PM_{10} , se pueden considerar opciones como las trampas para partículas y la renovación de la flota de autobuses. Esta etapa incluye la estimación de las reducciones de emisiones de PM_{10} y sus precursores para cada opción de control. Posteriormente, se debe utilizar un modelo de transporte y química para estimar los cambios en concentraciones de PM_{10} en el ambiente. Finalmente, se estiman los efectos a la salud usando un modelo de exposición y dosis-respuesta y los costos de las opciones.

7.4 LA EVALUACIÓN ECONÓMICA DE LOS BENEFICIOS

Para determinar los beneficios de los controles y compararlos con los costos, tiene que asignarse un valor monetario a cada uno de los impactos que se calcularon en la tercera etapa. Esta parte implica mucha controversia, ya que estos impactos no tienen valores en el mercado. Por ejemplo, el valor intrínseco de un área natural intacta o de una vida no se pueden medir en términos monetarios, y muchas personas se oponen a esta idea.

Sin embargo, existen varios métodos para estimar los valores de los impactos a la salud, entre los que se incluyen: los costos de enfermedades (costos directos de su tratamiento que incluyen pagos de medicinas, hospitales, etc.), disponibilidad de pago (DAP que es la cantidad de dinero que alguien está dispuesto a pagar para reducir el riesgo de mortalidad o morbilidad o mejorar el ambiente) y la pérdida de productividad (que es el tiempo de trabajo perdido y, por consiguiente, las pérdidas en la producción).

7.5 LA COMPARACIÓN DE LOS COSTOS Y LOS BENEFICIOS

En esta última etapa se reúne toda la información para evaluar las opciones de control. Estas se pueden comparar restando los costos de los beneficios para calcular los beneficios netos, o dividir los beneficios por los costos para obtener la razón. Es importante asegurarse que tienen la misma unidad, en términos de cálculos anuales o totales a lo largo de un periodo de tiempo. La parte más controversial de esta etapa es la tasa de descuento: debido a que la gente valora más una reducción del riesgo en el presente que en el futuro, se tienen que descontar los costos y beneficios en el futuro hasta el año del análisis. La elección de la tasa de descuento es muy controversial y debe ser presentada de manera obvia y explícita en los cálculos y reportes.

Finalmente, enfocándose en la eficiencia económica, el análisis costo-beneficio no establece adecuadamente los cambios en la distribución de los recursos. Además de la eficiencia, se deben considerar la equidad y la parcialidad de las decisiones (quién asume los costos y quién recibe los beneficios). Aunque este análisis es muy útil en la ilustración de los costos y beneficios de las opciones de control, las pruebas de costo/beneficio no son suficientes para tomar decisiones, y los reguladores no deberían restringir sus decisiones sólo a estas pruebas.

Estudio de caso: Las ladrilleras de El Paso y Ciudad Juárez

En 1999, la ciudad de El Paso, Texas fue clasificada por la USEPA como una de las zonas de más alta concentración de monóxido de carbono, partículas y ozono. Lo mismo sucedió para su ciudad hermana Ciudad Juárez, en Chihuahua. La mala calidad del aire en ambas ciudades se debe a la rápida industrialización y al crecimiento poblacional durante varias décadas.

Entre las fuentes de emisión a ambos lados de la frontera se detectaron aproximadamente 350 fábricas artesanales de ladrillo (ladrilleras). Estas instalaciones están formadas por hornos de adobe que utilizan principalmente aserrín y residuos de madera impregnados con barnices. Además, en ocasiones se usan también llantas, contenedores plásticos y otro tipo de residuos, lo que las convirtió en la tercera o cuarta fuente de contaminación en Ciudad Juárez y El Paso, asociadas principalmente al monóxido de carbono y a la emisión de partículas. También pueden emitirse óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre, compuestos orgánicos volátiles y metales pesados, dependiendo del material utilizado como combustible.

A pesar de las emisiones generadas, las autoridades no han tomado decisiones por diversas razones políticas, como la cantidad de empleos que genera esta actividad así como por la dificultad de mejorar la tecnología utilizada, debido a la pequeña escala en que se manejan estas empresas.

Para solucionar los problemas de emisión, se identificaron cuatro estrategias de control:

Horno de la Universidad Estatal de Nuevo México (NMSU)
Este método sustituye los hornos tradicionales por pares de hornos en forma de bóveda conectados mediante un túnel subterráneo relleno con arcilla. En este se logra una reducción del 99.5% en

(Continúa)

las emisiones de PM_{10} , y tiene un costo anual de \$175,214 dólares americanos.

Horno de gas natural

El gas natural o el gas L.P. se pueden utilizar eficientemente en los hornos tradicionales y requiere de un mínimo de inversión por parte de los dueños de las ladrilleras. El cambio al sistema de gas puede reducir las emisiones de PM_{10} en un 99.9%, y tiene un costo anual de \$249,553 dólares americanos.

Reubicación

Reubicar los hornos de las ladrilleras a zonas menos pobladas es una de las opciones para reducir la exposición en Ciudad Juárez y El Paso. Esto tiene un costo anual de \$350,429 dólares americanos.

Establecimiento de días sin quema

Dado que el transporte de las emisiones de las ladrilleras depende de las condiciones climáticas, el evitar encender los hornos en ciertos días puede reducir la exposición a las emisiones. Para esto se consideró la prohibición de la quema en días con baja velocidad del viento y condiciones de alta estabilidad del aire. Además, se tomó en cuenta que sólo el 50% de las empresas con los hornos mencionados aceptaron no operar durante esos días. El costo administrativo anual de esta opción se estima en \$24,692 dólares americanos.

Resultados

Para evaluar las propuestas, se utilizó un modelo de dispersión del aire para estimar la contribución de todas las ladrilleras a los niveles de contaminación de PM_{10} en diversas localidades. Posteriormente, se utilizó un modelo de efectos a la salud para estimar los impactos anuales a la salud. Finalmente se usó un modelo de valorización para determinar el valor en dólares de estos impactos a la salud.

(Continúa)

Para analizar los beneficios de las acciones, primero se calcularon los impactos a la salud de las ladrilleras sin control, para determinar una línea base (cuadro 7.1) y después los impactos con cada control. Para calcular los beneficios de los controles: se restaron los impactos anualizados con control de los impactos sin control. Después se compararon los beneficios anualizados de las estrategias de control propuestas y se compararon con base en el costo anualizado de cada una.

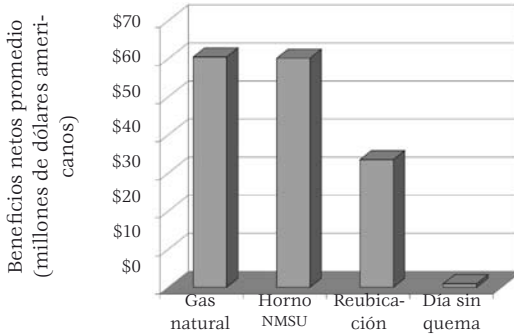
CUADRO 7.1 EFECTOS ANUALES A LA SALUD POR EMISIONES INCONTROLADAS DE PM_{10}
DE LAS LADRILLERAS EN CIUDAD JUÁREZ Y EL PASO

IMPACTOS A LA SALUD	CASOS ANUALES*	VALOR ANUAL (MILES DE DÓLARES)*
Mortalidad	17 (2:37)	50,750 (5,682:153,750)
Ingreso a hospital por problemas respiratorios	299 (0:1,187)	336 (0:678)
Días de pérdida de trabajo	3,664 (0:9,685)	95 (0:251)
Días con síntomas respiratorios	435,900 (106,040:919,000)	709 (3:2,718)
Ataques de asma	48,630 (205:123,730)	1,243 (6:3,796)
Bronquitis crónica en adultos	108 (0:280)	736 (0:2,270)

* Valores promedio (intervalos de confianza al 95%)

(Continúa)

FIGURA 7.1 BENEFICIOS NETOS ANUALES DE LAS ESTRATEGIAS DE CONTROL EN LADRILLERAS



El beneficio neto de las alternativas de uso de gas natural, así como del uso del horno NMSU son muy parecidos, mientras que el de las otras dos opciones son evidentemente menores. Así mismo, la opción del gas natural requiere de mayores costos para su control.

Desde el punto de vista de las autoridades de Ciudad Juárez en lo que respecta a la salud de la población, los beneficios de cualquiera de las opciones de control son mayores que los costos derivados de la contaminación producida. En noviembre de 2002 la Comisión de la Calidad Ambiental (TCEQ) aprobó la propuesta de El Paso Electric para sustituir los hornos tradicionales por los hornos de New Mexico State University (NMSU).

Fuente: Blackman et al. 2000.

LA COMUNICACIÓN DE RIESGOS

La comunicación de riesgos puede definirse como un proceso de interacción e intercambio de información (datos, opiniones y sensaciones) entre individuos, grupos o instituciones, en lo que se refiere a las amenazas para la salud, la seguridad o el ambiente, con el propósito de que la comunidad conozca los riesgos a los que está expuesta y participe en su mitigación (INE 2000).

Esta definición reconoce que la comunicación de riesgos es un proceso que facilita el intercambio de información entre los diversos actores involucrados, como pueden ser instituciones gubernamentales y académicas, empresas privadas, organismos no gubernamentales y el público en general. Debe resaltarse que este proceso debe provocar cambios en el comportamiento de las personas afectadas y mejorar la toma de decisiones para disminuir los riesgos.

8.1 LA PERCEPCIÓN DEL RIESGO

Desde el punto de vista de los científicos sociales, la comunicación del riesgo debe estar enfocada a describir las posibles consecuencias que afecten a las personas tomando en cuenta sus condiciones de educación, nivel de experiencia con respecto a la amenaza y sus diferencias culturales (Slovic y Weber 2002).

La investigación sobre la percepción de riesgo basada en modelos culturales trata de descubrir qué características de la vida social provocan diferentes reacciones frente a un peligro (Douglas 1983).

De esta forma, el riesgo es evidentemente subjetivo y se describe como un concepto que los seres humanos han construido para ayudarse a entender y hacer frente a los peligros e incertidumbres de la vida. Incluso consideran que los modelos objetivos están cargados de suposiciones y de datos que dependen del juicio del evaluador. Así como existen diversas metodologías para caracterizar y describir un riesgo, también hay diversas teorías que describen la manera en que éstos se comunican a la sociedad.

Actualmente hay dos teorías principales acerca de la percepción del riesgo: el paradigma organizacional y el paradigma psicométrico. El primero se centra en examinar los efectos de las variables grupales y culturales en la percepción de riesgos, mientras que el paradigma psicométrico identifica las reacciones emocionales de las personas ante situaciones riesgosas (Slovic y Weber 2002).

8.2 EL PARADIGMA PSICOMÉTRICO

Según el enfoque psicométrico, las personas hacen juicios cuantitativos con respecto al nivel de un riesgo en particular y del nivel deseado en su regulación. Posteriormente, estos juicios son relacionados con factores que describen otras propiedades que afectan la percepción del riesgo (Ibid.).

Se han identificado hasta 47 factores que influyen en la percepción de riesgos, tales como el control, el beneficio, el carácter voluntario y la confianza, entre otros. Mientras que un riesgo como tal no cambia, la forma en que la sociedad lo percibe sí puede ser alterada por dichos factores, y para el dominio público esto es lo importante (Powell 1996), pues de ello depende tanto la aceptación del riesgo en cuestión como el comportamiento frente a él.

Covello y Merkhofer (1994) señalan algunos de los factores que modulan la percepción de los riesgos, que incluyen, entre otros:

- € El potencial catastrófico. La gente se interesa más en desgracias y daños que se agrupan en el tiempo y el espacio (accidentes

aéreos) que en los que ocurren espaciadamente y al azar (accidentes automovilísticos).

- € La familiaridad. Existe mayor atención por los riesgos que no les son familiares, como la destrucción de la capa de ozono, que por aquellos que les resultan familiares (accidentes caseros).
- € La comprensión. Actividades poco entendidas, como la exposición a la radiación, suelen ser más interesantes que las actividades que se pueden entender como deslizarse sobre el hielo.
- € La incertidumbre científica. Las personas se interesan más en los riesgos que son científicamente desconocidos o inciertos (recombinación genética) que en los bien conocidos por la ciencia (un choque automovilístico).
- € El control. La gente está más interesada en los riesgos que no están bajo su control personal (plaguicidas en los alimentos) que los que dependen de su control personal (manejar un automóvil).
- € La exposición voluntaria. Los riesgos que son impuestos, como los residuos en los alimentos generan mayor interés que los riesgos voluntariamente aceptados como el fumar un cigarro.
- € El impacto en los niños. Las personas están más interesadas en los riesgos que, según su percepción, afectan desproporcionadamente más a los niños.
- € Otros factores que influyen en la percepción de riesgos incluyen: el terror, la confianza institucional, el medio de atención, el historial de accidentes, los beneficios del riesgo, la reversibilidad y los intereses personales.

Otro factor a considerar es la creciente desconfianza que generan los reportes científicos, causada por los informes sobre investigaciones fraudulentas, equivocadas o incompletas que contribuyen a distorsionar la magnitud de los riesgos. Los mensajes científicos confusos y complejos para reportar los riesgos, la incertidumbre técnica y un ambiente de desconfianza son algunos de los factores adicionales que hacen difícil, aunque no imposible, una efectiva comunicación de riesgos (Powell 1996).

8.3 LA TEORÍA SOCIAL

Los estudios sociales han demostrado que la percepción y la aceptación de los riesgos tienen sus raíces en factores sociales y culturales. Se ha propuesto que las respuestas a los peligros se modifican por influencias sociales transmitidas por las amistades, los familiares, los colegas y los servidores públicos (Slovic 1987). La percepción del riesgo tiene impactos en la sociedad, lo que en ocasiones da como resultado su amplificación. La amplificación social es detonada por la ocurrencia de un evento adverso, que puede ser un accidente menor o mayor, una nueva forma de contaminación, una epidemia, un incidente de sabotaje, y en general cualquier situación o falla que involucre un riesgo conocido o ignorado y tenga consecuencias potenciales para una cantidad considerable de personas. Los impactos adversos en algunas ocasiones no sólo se limitan a daños a víctimas y propiedades, sino que se extienden hasta demandas judiciales en contra de responsables del evento (Slovic y Weber 2002).

Por otro lado, la falta de comunicación de un riesgo o la negativa a hacerlo, puede tener efectos adversos en el largo plazo, tanto para la salud como para la resolución de conflictos. Su manejo requiere como insumo necesario el uso de la mejor información disponible por parte de los actores sociales involucrados.

8.4 MÉTODOS PARA LA COMUNICACIÓN DE RIESGOS

Un programa exitoso de comunicación de riesgos a la salud debe estar dirigido a la población en general y dar especial atención a grupos vulnerables, tales como niños, minorías étnicas, población rural, personas de la tercera edad y personas con antecedentes clínicos que los hagan más desvalidos. Dicho programa debe advertir sobre la existencia de los riesgos, crear una percepción adecuada de ellos y generar conductas que los eviten o disminuyan.

Para lograr una buena comunicación de riesgos Covello y Allen (1988), sugieren siete reglas cardinales:

1. Aceptar e involucrar al público como un socio legítimo.
2. Planear cuidadosamente y evaluar el desempeño.
3. Escuchar a la audiencia.
4. Ser honesto, franco y abierto.
5. Coordinarse y colaborar con otras fuentes con credibilidad.
6. Conocer las necesidades del medio.
7. Hablar claramente y con compasión.

Según Hutcheson (1999), algunas de las estrategias que ayudan en la planificación de un programa de comunicación de riesgos son:

Identificar la actitud del público con respecto a un riesgo en particular. Una forma de describir un riesgo es tomar en cuenta la relación entre su potencial de peligro y la percepción que del mismo tiene la población. En ocasiones el riesgo con un grado de peligrosidad considerable está asociado con un bajo nivel de percepción por parte del público, lo que requiere de mayores esfuerzos para lograr una comunicación de riesgo efectiva.

Establecer la existencia y gravedad del riesgo. Una vez que se conoce la actitud de las personas con respecto al riesgo, deben prepararse los materiales educativos apropiados para evidenciar y dimensionar de una forma adecuada el nivel de amenaza que representa el riesgo a comunicar. Por ejemplo, en el caso de un riesgo de baja percepción por el público pero que represente una amenaza para la población se debe:

1. Indicar a la población la existencia del peligro.
2. Resaltar las evidencias que indican la existencia del riesgo.
3. Explicar las razones por las cuales el riesgo existe.

Por otra parte, para el caso de un riesgo de alta preocupación por parte del público se recomienda:

- a) Revisar el problema utilizando estadísticas que reflejen el número de personas afectadas.
- b) Indicar las implicaciones mencionando las consecuencias indeseables del riesgo.
- c) Demostrar que el problema es más serio que otros problemas. La comparación con otros riesgos bien conocidos ayuda a comprender la gravedad del peligro.
- d) Indicar qué clase de efectos puede causar y su grado de persistencia en términos de irreversibilidad o efecto acumulativo.

Establecer un mensaje correcto. El principal reto es desarrollar un mensaje informativo sin demasiados detalles técnicos. Para facilitar la retención del concepto a comunicar se recomienda utilizar no más de tres mensajes clave. Estos mensajes deben ser cortos, entre siete y 12 palabras como máximo, y deben ser claros evitando al máximo los términos técnicos. También deben evitar utilizarse conceptos negativos como «peligroso» o «tóxico» (NEHC 2000).

Es necesario tomar una decisión acertada acerca de la información que debe dejarse fuera del mensaje. Además, es necesario pensar en lo que técnicamente es útil decir y en lo que la audiencia quiere escuchar, sin descuidar la información que es imprescindible para evitar confusiones o malos entendidos, es decir tomar en cuenta la familiaridad que la audiencia tiene con el tema (Sandman 1987).

Al explicar un riesgo es deseable no hacerlo comparando un riesgo voluntario contra uno involuntario (por ejemplo: el riesgo de un accidente nuclear contra el riesgo de fumar un cigarro) (Ibid.).

Mostrar que el riesgo es una amenaza para las habilidades de las personas. Otra alternativa es resaltar las amenazas que sobre las habilidades básicas de las personas (como son escuchar, ver, oler, desplazarse, etc.) genera el riesgo a comunicar. En muchos casos alguna enfermedad no necesariamente provoca la muerte de la persona afectada, pero sí la disminución de alguna de sus capacidades básicas vitales y, por consecuencia, afecta su vida

diaria (por ejemplo, perder la capacidad de oír impide disfrutar de la música). Aunque este tipo de comparaciones puede ser dramática, ayuda a que las personas pongan atención en el riesgo que se quiere comunicar.

Ilustrar los pasos específicos que ayudan a evitar el riesgo. Una vez establecida la existencia de un riesgo, su magnitud y la forma en que afecta a las personas, se debe explicar la forma de evitarlo o disminuirlo.

Utilizar explicaciones «semi-científicas». Para los casos en que varios factores están involucrados en el desarrollo de un riesgo la ayuda de materiales gráficos y esquemas son muy efectivos para hacer comprensible la naturaleza de un riesgo para audiencias no enteradas de los aspectos técnicos del problema.

Programa de comunicación de riesgos a la salud por exposición a manganeso en el distrito minero de Molango, estado de Hidalgo, México

En la región de Molango, estado de Hidalgo, existe el segundo yacimiento más grande de manganeso de América. Su extracción y procesamiento ha generado preocupación en las comunidades de la zona por los posibles efectos a la salud que puede provocar la exposición a este metal. Como parte de un estudio de evaluación de riesgos, se diseñó e implementó un Programa de comunicación de riesgos en nueve comunidades de la región.

Este programa tiene su origen en un estudio que realizó el Instituto de Salud, Ambiente y Trabajo, S.C. para evaluar el riesgo a la salud por exposición a manganeso, principalmente en dos comunidades: Chiconcoac y Cuxhuacán, ambas localizadas dentro del distrito minero de Molango, donde se encuentran niveles altos de manganeso en la sangre.

(Continúa)

El objetivo del Programa de comunicación de riesgos es promover la participación de la población en procesos de reflexión y acción que les posibilite el intercambio de experiencias, la producción/recepción de ideas innovadoras, el desarrollo de habilidades creativas operantes y la generación de actitudes sinérgicas, que contribuyan a reducir los riesgos a la salud causados por la exposición al manganeso.

Con base en lo anterior el primer paso para implementar dicho programa fue ir directamente a la zona de estudio para conocer la percepción de la comunidad en torno al problema y establecer puentes de comunicación y desarrollar estrategias participativas que permitieran integrar la diversidad social de los factores involucrados en el riesgo por exposición al manganeso.

Al establecer puentes de comunicación e intercambio de información con las comunidades, se observó que una de sus inquietudes era el no tener el suficiente conocimiento del comportamiento del manganeso en los diferentes ámbitos que les ayudara a promover ambientes saludables que contribuyeran al mejoramiento de la salud. Así fue como se empezaron a elaborar presentaciones y pláticas con los diferentes grupos focales encontrados en cada una de las comunidades, con el objetivo de brindarles información científica actualizada en un lenguaje sencillo y entendible.

Los grupos con los que se trabaja son: asambleas comunitarias, grupos de mujeres, grupos de educación primaria y secundaria, comités de salud y comités de ecología, en su caso. Además, se sostuvieron reuniones de información y actualización con autoridades municipales y sanitarias a nivel local como estatal y federal.

Al trabajar con los diferentes grupos focales dentro de cada una de las diferentes comunidades, se comenzaron a generar propuestas de intervención para que sean aplicadas en coordinación con las autoridades y organismos involucrados. Esto llevó, en consecuencia, a dar a conocer a los diferentes actores involucrados (empresa, autoridades, investigadores, etc.) la información proporcionada a las

(Continúa)

comunidades de las concentraciones de manganeso encontradas en esta zona para así establecer sistemas de comunicación que condujeran a la toma de decisiones por medio de estrategias comunitarias que dieran como resultado la disminución de la exposición.

En casi dos años de trabajo, se realizaron poco más de 100 reuniones. Se generaron mecanismos de información que permiten que la comunidad conozca los resultados parciales del proyecto de investigación. Su respuesta ha sido positiva pues, por una parte, se han disipado dudas que se tenían respecto a los riesgos a la salud y por otra se ha despertado el interés en participar en sistemas de vigilancia ambiental y en medidas de intervención para disminuir la exposición.

Fuente: Biól. Eva Sabido Pedraza. Instituto de Salud, Ambiente y Trabajo, S.C. (Comunicación personal).

BIBLIOGRAFÍA

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). www.atsdr.cdc.gov.
- Alatorre, Rocío 1997. Curso de evaluación y gestión de riesgo. INE, México.
- Allen, K., M. Cropper, G. Eads, R. Hahn, L. Lave, R. Noll, R. Portney, M. Russell, R. Schmalensee, V. Smith y R. Stavins 1996. Is there a Role for Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health and Safety Regulation? *Science* 272: 221-222.
- American Chemical Society 1998. *Understanding Risk Analysis*. Internet Edition.
- Bartell, S.M., R.H. Gardner y R.V. O'Neill 1992. *Ecological Risk Estimation*. Lewis Pubs, Boca Raton, FL.
- Blackman, A., S. Newbold, J.S. Shih y J. Cook 2000. The Benefits and Costs of Informal Sector Pollution Control: Mexican Brick Kilns. Resources for the Future Discussion Paper 00-46 Washington. www.rff.org/disc_papers/PDF_files/0046.pdf.
- Borouh, M. 1998. *Understanding Risk Analysis*. American Chemical Society y RFF.
- Borouh, M y R. Garant 1998. *Understanding Risk Analysis, A Short Guide for Health, Safety and Environmental Policy Making*. American Chemical Society, E.U.A.
- Britton, B. 2000. *Comparative Risk Assessment: Setting Priorities for Urban Environmental Management in Developing Countries*. Environmental Health Project.
- Burmester, D. E. y J.W. Appling 1995. *Introduction to Human Health Risk Assessment*. Environmental Reporter. Bureau of National Affairs, Washington, DC, pp. 431-440.

- Calabrese E.J. y L.A. Baldwin 1993. *Performing Ecological Risk Assessment*. Lewis Pubs, Boca Raton, FL.
- Carrothers, T.J., S.K Wolff, J. Tuomisto, J.I. Levy, J.D. Graham y J.S. Evans. 2002. Assessing the Economic Value of Further Research about Fine Particle Air Pollution: Model Framework and Preliminary Findings. *Environmental Health Perspectives* (enviado para su publicación en mayo de 2002).
- Caswell 1998. *Matrix population models*. Sunderland. Sinauer Assoc.
- Chess, C. 2001. Organizational theory and the stages of risk communication. *Risk Analysis*. 21(1).
- Covello, V.T. y M.W. Merhofer 1994. *Risk Assessment Methods*. Plenum Press, New York.
- Covello, V.T y F. Allen 1988. Seven cardinal rules of risk communication. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Policy Analysis, Washington, D.C.
- Cullen, A.C. y H.C. Frey 1999. *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. Plenum Press, New York, NY.
- Douglas, M.L. y A. Wildavsky 1983. *Risk and culture: an essay on the selection of technological and environmental dangers*. University of California Press.
- Dourson, M.L. y J.F. Stara 1983. *Regulatory History and Experimental Support for Uncertainty (Safety) Factors*. Regulatory Toxicology and Pharmacology.
- El Paso Electric Receives Approval for International Emission Control Project 2002. *Energy Markets*. 16 de noviembre.
- Energy Markets 2002. www.energy-markets.com/headlines/11-20-002/0001845648.htm.
- Evans, J.S. 2002. Introduction to Risk Analysis (slides). Second Course on Air Quality Management (MIT-CAM). 12 al 14 de agosto.
- Evans, J.S., L.R. Rhomberg, P.L. Williams, A.M. Wilson y S.J.S. Baird 2001. Reproductive and Developmental Risks from Ethylene Oxide: A Probabilistic Characterization of Possible Regulatory Thresholds. *Risk Analysis* 21: 697-717.
- Extension Toxicology Network 2002. Risk Assessment Background. ace.orst.edu/info/extoxnet, Cornell University.

- Farrow, S. 2001. *Using Risk Assessment, Benefit-Cost Analysis, and Real Options to Implement a Precautionary Principle: Cases in the Regulation of Air Quality, Petroleum Leasing, Safety, and Genetically Modified Crops*. Center for the Study and Improvement of Regulation Carnegie Mellon University y University of Washington, Washington, D.C.
- Faustman, D. 1996. Review of Non-Cancer Risk Assessment: Application of Benchmark Dose Method. www.riskworld.com/nreports/1996/risk_rpt/pdf/faustman.pdf.
- Faustman, E.M. y G.S. Omenn 1995. Risk Assessment. En: Casarett y Doull. *Toxicology: The basic science of poisons*. Quinta edición. McGraw-Hill, Nueva York. Pp. 75-88.
- Florig, H.K. 2001. A Deliberative Method for Ranking Risks (I): Overview and Testbed Development. *Risk Analysis* 21(5). Octubre.
- Frey, H. C. 1992. Quantitative Analysis of Uncertainty and Variability in Environmental Policy Making. AAAS/EPA Environmental Science and Engineering Fellow.
- Gold, L.S. y E. Zeiger (eds.) 1997. *Handbook of Carcinogenic Potency and Genotoxicity Databases*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Gray, G. 1998. Non-Cancer Risk Assessment (Diapositivas). Short Course on Risk Assessment and Environmental Decision Making. Harvard School of Public Health. Boston, MA. 19 al 21 de agosto.
- Hahn, R. Risks 1996. *Costs, and Lives Saved, Getting Better Results from Regulation*. Oxford University Press, New York.
- Harwell, M., J. Gentile, B. Norton y W. Cooper 1994. Issue paper on ecological significance. En: EPA. *Ecological Risk Assessment Issue Papers*. Washington, D.C. 2.1-2.49. USEPA/630/R-94/009.
- Hennekens, C., J. Buring y S. Mayrent 1987. *Epidemiology in Medicine*. Lippincott Williams & Wilkins Publishers.
- Hutcheson, S. 1999. Effective use of risk communication strategies for health & safety educational materials. *Journal of Extension* 37(5).

- Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT 2000. *Comunicación de riesgos para el manejo de sustancias peligrosas con énfasis en residuos peligrosos*. México, D.F. Dirección de desechos sólidos y restauración de suelos contaminados. INE, México. www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/download/306.pdf.
- 2000a. *Características de peligrosidad ambiental de plaguicidas. Manual de trabajo*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- International Agency for Research on Cancer (IARC): www.iarc.fr.
- International Programme on Chemical Safety (IPCS): www.who.int/pcs.
- Kammen, D.M. y D.M. Hassenzahl 1999. *Should We Risk It?* Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Lindley, D.V. 1985. *Making Decisions*. Segunda edición. Wiley, Londres.
- Locks, O.L. 1985. Looking for surprise in managing stressed ecosystems. *BioScience* 35: 428-432.
- Maki, A. y D. Patton 1993. *Hazard Identification*. Appendix F. Breakout Sessions. En: National Research Council. *Issues in Risk Assessment*. National Academy Press, Washington, DC. Pp. 309-336.
- Masters, G.M. 1991. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Mazurek, J. 1996. *The Role of Health Risk Assessment and Cost-Benefit Analysis in Environmental Decision Making in Selected Countries: An Initial Survey*. Resources for the Future Discussion Paper 96-36, 1996. www.rff.org/CFDOCS/disc_papers/PDF_files/9636.pdf.
- McKone T.E. y J.I. Daniels 1991. Estimating Human exposure through Multiple Pathways from Air, Water and Soil. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 13: 36-61.
- Minard, R.A. 1996. *Comparative Risk Assessment and the States: History, Politics, and Results*. Resources for the Future, Washington, D.C.
- Moeller, D.W. 1997. *Environmental Health*. Revised Edition. Harvard University Press, Cambridge.
- Morgan, K. 2001. *A Deliverative Method for Ranking Risks (II): Evaluation and Validity and Agreement Among Risk Managers*. Society for Risk Analysis.

- Morgan, M. y M. Henrion 1990. *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge University Press, NY.
- National Academy of Sciences 1983. *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. National Academy Press, Washington D.C.
- National Cancer Institute/National Toxicology Program.
- National Technical Information Service 1989. *Risk Analysis: A Guide to Principles and Methods for Analyzing Health and Environmental Risks*. U.S. Department of Commerce. EE.UU.
- National Toxicology Program. ntp-server.niehs.nih.gov/Main_Pages/NTP_TR_Index.html.
- Navy Environmental Health Center 2000. Risk communication in the human health risk assessment process. Navy guidance for conducting human health risk assessments. www-nehc.med.navy.mil/hhra/guidancedocuments/issue/pdf/riskcom.pdf.
- Norton, B.G. 1991. *Toward unity among environmentalists*. Oxford University Press, New York.
- O'Neill, R.V., R.H. Gardner, L.W. Barnhouse, G.W. Sutter, S.G. Hildebrand y C.W. Gehrs 1982. Ecosystem risk analysis: a new methodology. *Environ. Toxicol. Chem.* 1: 167-177.
- Olson, R.J. 1984. Review of Existing Environmental and Natural Resources Data Bases. Oak Ridge National Laboratory ORNL/TM-8928, Oak Ridge, TN.
- OPPTS Harmonized Test Guidelines: www.epa.gov/docs/OPPTS_Harmonized/870_Health_Effects_Test_Guidelines.
- OPPTS, EPA 1998. Health Effects Test Guidelines, OPPTS 870.4200.
- Powell, D. 1996. *An introduction to risk communication and the perception of risk*. University of Guelph. <http://www.foodsafetynetwork.ca/risk/risk-review/risk-review.htm>
- Raiffa, H. 1968. *Decision Analysis*. Addison-Wesley, Reading, PA.
- Resources for the Future (RFF) y American Chemical Society (ACS) 1998. *Understanding Risk Analysis*. www.rff.org/misc_docs/risk_book.htm.

- Rodericks, J.V. *Calculated Risks*. Cambridge University Press, Cambridge. Capítulo 7: Carcinogens.
- Ropeik, D. y G. Gray 2002. *Risk. A Practical Guide for Deciding What's Really Safe and What's Really Dangerous in the World Around You*. Harvard School of Public Health, Boston.
- Sandman, P. 1987. Explaining risk to non-experts: a communications challenge. Washington, D.C., EUA. Adaptado de «Conference on global disasters and international information flow». Octubre.
- Secretaria de Salud (SSA). www.salud.gob.mx.
- SETAC 1997. Ecological Risk Assessment Technical Issue Paper. Pensacola, FL.
- Sha, J. y T. Nagpal 1987. Urban Air Quality Management Strategy in Asia: Greater Mumbia Report, Jakarta Report and Kathmandu Valley Report. World Bank Technical Papers 378, 379 y 381.
- Slovic, P. 1987. Perception of Risk. *Science* 236: 280-285.
- Slovic, P. y Weber, E. 2002. *Perception of risk posed by extreme events*. New York, E.U.A. Conferencia Risk Management Strategies in an Uncertain World. Abril. www.ideo.columbia.edu/CHRR/Roundtable/slovic_wp.pdf.
- Sutter II, G.W. y L. Barnthouse 1993. Assessment Concepts. En: Sutter II GW (ed.). *Ecological Risk Assessment*. Lewis Pub, Boca Raton, FL.
- Sutter II, GW, D.S. Vaughan y R.H. Gardner 1983. Risk assessment by analysis of extrapolation error: a demonstration for effects of pollutants on fish. *Environ. Toxicol. Chem* 2: 369-378.
- Til, H.P. V.J. Feron y H.R. Immel 1991. Lifetime (149-week) oral carcinogenicity study of vinyl chloride in rats. *Food Chem. Toxicol.* 29:713-718.
- Torres Meza, V. 2002. El análisis de riesgos. Secretaria de Salud, México. Material de trabajo.
- ToxProbe Inc. Risk, Risk Assessment Concepts and Methodology Overview. www.toxprobe.com/pages/publication.htm.
- University of Arizona 1996-2001. *Toxicología Ambiental: Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental*. superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/index.html.

- USAID 1994. Comparing Environmental Health Risks in Cairo, Egypt. USAID Project 398-0365.
- USAID 1993. *Environmental Health Assessment: A Case Study Conducted in the City of Quito and the County of Pedro Moncayo*. Environmental Health Division, Office of Nutrition and Health.
- USEPA 2001. An overview of Risk Assessment and RCRA. EPA530-F-00-032: Washington D.C.
- 2000. Benchmark Dose Technical Guidance Document. www.epa.gov/ncea/pdfs/bmds/BMD-External_10_13_2000.pdf
- 1999. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 3 Part A: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment (RAGS 3A) (Draft): www.epa.gov/superfund/programs/risk/rags3adt, 1999.
- 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Office of Research and Development: Washington DC, EPA/630/R-95/002F, 1998.
- 1997. Exposure Factors Handbook. Office of research and Development. cfpub.epa.gov/ncea/cfm/exposfac.cfm?ActType=default.
- 1997. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. EPA/630/R-97/001. Risk Assessment Forum, Washington, DC, 1997. cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=29596.
- 1996. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment www.epa.gov/ncea/raf/car2sab/guidelines_1986.pdf.
- 1994. Ecological Risk Assessment Issue Papers. USEPA: Washington, D.C. 2.1-2.49. USEPA/630/R-94/009.
- 1994. Project Silesia: Comparative Risk Screening Analysis. 1992 and 1994.
- 1994. Comparative Risk Assessment Tutorial. www.epa.gov/seahome/comprisk.html
- 1992a. Guidelines for Exposure Assessment. cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=15263.
- 1992b. Framework for ecological risk assessment. Risk Assessment Forum: Washington, DC. EPA/630/R-92/001.
- 1986. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment www.epa.gov/ncea/raf/car2sab/guidelines_1986.pdf.
- 1984. Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment. Washington DC.

——Health Effects Notebook, Health Effects Glossary. Technology Transfer Network: Air Toxics Website. www.epa.gov/ttn/atw/hapsec1.html.

—— Integrated Risk Information System (IRIS): www.epa.gov/iris.

Vose, D. 1996. *Quantitative Risk Analysis: A Guide to Monte Carlo Modelling*. John Wiley & Sons. New York.

Wilson, R. y A.C. Crouch 1987. Risk Assessment and Comparisons: An Introduction. *Science* 236: 267-270.

World Bank 1998a. *Comparative Risk Assessment*. Pollution Prevention and Abatement Handbook.

—— 1998b. *Pollution Prevention and Abatement Handbook, Comparative Risk Assessment*. Banco Mundial, Washington, D.C.

—— 1994. Thailand: Mitigating Pollution and Congestion Impacts in a High-Growth Economy. Report 11770-TH, 1994.

World Health Organization. International Programme on Chemical Safety: www.who.int/pcs.

Introducción al análisis de riesgos ambientales
se terminó de imprimir durante el mes de octubre de 2003,
de acuerdo con los términos de la invitación restringida
INE/IR-020/2003, en los talleres gráficos
de la empresa Frega, S.A. de C.V.,
Calle 12 núm. 10, Col. San Pedro
de los Pinos. C.P. 03800,
México, D.F.

Se tiraron 1,000 ejemplares