

Monitoreo Biológico como Herramienta Esencial en la Evaluación del Riesgo Ecológico y el Impacto Ambiental

Ph.D. Mohammad H. Badii¹ y
Dr. Victoriano Garza Almanza²

Análisis de Riesgo Ecológico

Origen, Generalidades y su relación con el Riesgo Ambiental.

El denominado riesgo ambiental, que comúnmente es llamado en Español *análisis de riesgo ambiental*, y en Inglés *environmental risk analysis*, ha sido tema central en las evaluaciones ambientales que son requeridas por las autoridades en los nuevos proyectos de desarrollo e, incluso, también son requeridas en aquellos proyectos que están en marcha desde hace décadas y que por su naturaleza tienen la “probabilidad” de causar algún daño al ambiente en distintos grados o intensidades.

Es importante apuntar que el enfoque principal dado al análisis de riesgo ambiental coincide, en cierta medida, con otros procedimientos de evaluación del ambiente como es la *evaluación del impacto ambiental*. En ésta dicotomía, los conceptos de *riesgo* e *impacto* son análogos, excepto que, por convención *impacto* se refiere usualmente a los efectos sobre el ambiente natural y al bienestar humano, mientras que *riesgo* se refiere particularmente a los efectos sobre la salud humana (Garza Cuevas et al., 1998).

La evaluación del *riesgo ecológico* se inicia, en los Estados Unidos, en la década de los ochenta, cuando se identificó la necesidad de iniciar la implementación de técnicas de evaluación para determinar el impacto que sobre el medio ejercían las actividades humanas, principalmente en actividades que involucraban a grandes extensiones superficiales y, por consiguiente, a numerosos organismos. De tales estudios se inició una metodología que de

manera incipiente intentaba determinar los daños causados a las comunidades en los distintos niveles de la organización biológica, desde poblaciones, hábitats y ecosistemas.

De estos esfuerzos se procedió a elaborar un planteamiento a las autoridades ambientales, mismo que en 1992 se convirtió en la llamada *evaluación de riesgo ecológico*. De este modo, el riesgo ecológico se define como el procedimiento para calcular la probabilidad de ocurrencia de que un impacto negativo se presente en cualquiera de los elementos de un ecosistema pudiendo ser ejercido en las especies individuales, en grupos de especies o en diferentes niveles tróficos. En cambio, la evaluación del impacto ambiental intenta determinar la magnitud o intensidad de los efectos negativos (y de acuerdo a algunos autores también efectos positivos), con base en diferentes métodos de medición o de estimación y no solamente utilizando la probabilidad de ocurrencia de los posibles eventos.

El concepto de riesgo, implica la probabilidad de un efecto negativo sobre la salud humana, el medio ambiente y/o la propiedad, así como el grado de peligro involucrado. Una definición de riesgo para el presente trabajo puede establecerse de la siguiente manera: *la probabilidad de que se produzcan efectos adversos a la salud o al ambiente, por la exposición o difusión de productos químicos tóxicos o peligrosos* (Bartell, 1992).

A fin de reducir los riesgos asociados a la contaminación, el análisis de riesgo debe llevarse a cabo de forma que se comprenda la naturaleza y magnitud de las consecuencias negativas y no deseadas de la contaminación sobre la salud humana, sobre la calidad del medio ambiente y sobre la propiedad.

En particular, el concepto de riesgo ecológico está referido al impacto de las actividades humanas hacia el medio ambiente; es decir hacia todos los organismos vivos de un área determinada y del medio físico-químico que se ven afectados por la convivencia cercana con el hombre (Brock, 1994).

Los primeros estudios ambientales se enfocaron en los efectos causados por las sustancias químicas sobre la salud, cuando se detectó que algunos trabajadores de fábricas presentaban enfermedades con síntomas similares o bien que existía una gran similitud en

¹ Profesor Investigador. Ap.391, San Nicolas, N. L., 66450, México. E-Mail: mhbadii@yahoo.com.mx

² Profesor Investigador. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. E-Mail: vgarza@uacj.mx

los tipos de enfermedades que presentaban, algunas de las cuales cobraron vidas. En la actualidad, sabemos que existen sustancias que en determinada concentración pueden causar daños a los organismos que entran en contacto con ellas, sin embargo, es pertinente mencionar que existen diferentes agentes contaminantes de acuerdo a su naturaleza, de esta manera, distinguimos entre contaminación biológica, contaminación física y contaminación química. La contaminación biológica es ocasionada por virus, bacterias, protozoarios, hongos y plantas; la contaminación física es ocasionada por calor, ruido y radiaciones, y finalmente la contaminación química es provocada por compuestos de hidrocarburos, metales y plaguicidas, entre otros (van Belle et al., 1996).

Hablar del inicio de la contaminación química, es remontarnos en el tiempo hasta la revolución industrial, cuando se inician estos problemas. En un principio, la contaminación estaba delimitada a las pocas zonas industriales existentes y por tal motivo el daño que causó no fue evidente y no hubo gran preocupación al respecto. Sin embargo, fue con los desarrollos tecnológicos propiciados por las guerras mundiales que la sociedad de aquella época se percató de los problemas propios de las zonas industrializadas del mundo. De la atención que se brindó al estudio de las sustancias tóxicas y a sus efectos en el hombre, se han originado nuevas disciplinas en diversas áreas del conocimiento, tales como la ecotoxicología, la toxicología ambiental, la química analítica ambiental y los estudios de riesgo ambiental. Esta última área, nace como una respuesta para determinar la probabilidad de efectos adversos a los que está sujeta determinada población humana que se encuentra o pudiera encontrarse en contacto con algún agente químico tóxico.

El esquema de evaluación del riesgo ambiental es practicado desde 1983 en los Estados Unidos y está documentado en el reporte del Consejo Nacional de Investigación (National Research Council, NRC, 1983). Este se fundamenta en 5 cuestiones:

1. ¿Existe algún problema? (identificación del peligro)
2. ¿Cuál es la naturaleza del problema? (evaluación de la dosis-respuesta)
3. ¿Cuántos habitantes son afectados? (evaluación de la exposición)
4. ¿Cómo podemos resumir y explicar el problema? (caracterización del riesgo)
5. ¿Qué podemos hacer acerca del mismo? (manejo del riesgo)

No obstante, se presentó un crecimiento en el interés sobre la evaluación del riesgo en el ecosistema, el cual fue llamado *evaluación del riesgo ecológico*, para lo cual la EPA en 1992 documentó el *Marco de Referencia para la Evaluación del Riesgo Ecológico* (USEPA, 1992), el cual fue reemplazado en septiembre de 1996 por la *Guía para la Evaluación del Riesgo Ecológico* (USEPA, 1996). En este documento la EPA modifica la terminología referente a la evaluación de la salud humana e incluye los procesos para evaluar *la probabilidad de que efectos ecológicos adversos puedan ocurrir o estén ocurriendo como resultado de la exposición a uno o más factores de alteración*, y en el marco de referencia las preguntas son muy semejantes a las utilizadas en la evaluación del riesgo ambiental (a la salud humana).

¿Existe algún problema? (formulación del problema)

¿Cuál es la naturaleza del problema? (caracterización de la exposición y caracterización de los efectos ecológicos)

¿Cómo podemos resumir y explicar el problema? (caracterización del riesgo)

¿Qué podemos hacer acerca del mismo? (manejo del riesgo)

Por infortunio, la mayoría de las evaluaciones de riesgo aún considera el esquema de un sólo efecto, derivado de una sola fuente o causa, ignorando la multiplicidad de factores a los cuales están expuestos los seres humanos y por ende, los sistemas ecológicos.

Por otra parte, el punto de vista antropocéntrico del riesgo por las sustancias tóxicas, prevaleció durante años y únicamente se enfocaron los estudios toxicológicos y las evaluaciones de daños ocasionados por dichos agentes químicos a lo que le ocurría o podía ocurrir a los seres humanos. Para la evaluación de riesgo ambiental, algunas dependencias encargadas de la protección al ambiente en los Estados Unidos han evaluado los efectos potenciales en la salud y establecieron estándares de exposición, donde cada agencia usa una variación de una metodología general referida a la evaluación del riesgo. Estas metodologías incluyen, de manera general, las siguientes fases:

- caracterización de los tipos de efectos esperados en la salud
- caracterización de la exposición
- evaluación de estudios experimentales (en animales y/o epidemiológicos)
- caracterización de las relaciones entre dosis y respuesta

- estimación del riesgo de ocurrencia de efectos en la salud
- estimación del número de casos esperados
- caracterización de la incertidumbre de los análisis
- recomendación de concentraciones aceptables en aire, alimentos y agua

En términos generales la evaluación de riesgo puede ser definida como el proceso de asignación de magnitudes y probabilidades para los efectos adversos de las actividades humanas o de las catástrofes naturales. Este proceso involucra la identificación de peligros tales como derrames de químicos tóxicos en aguas superficiales que mantienen actividades pesqueras, utilizando mediciones, pruebas y modelos estadísticos para cuantificar las relaciones entre el evento inicial y sus efectos.

El estímulo para adoptar la evaluación del riesgo como un componente fundamental para la toma de decisiones en materia ambiental, es el reconocimiento de:

a) el costo de eliminar todos los efectos ambientales de las actividades humanas es muy alto, y

b) de que las decisiones reguladoras se deben hacer tomando como base que la información científica es incompleta.

El objetivo de las regulaciones ambientales basadas en el riesgo, es balancear el grado de riesgo permitido contra el costo de la reducción y contra los riesgos alternativos. La necesidad de hacer este balance está implícita en el lenguaje de la legislación ambiental como las regulaciones impuestas por la FIFRA el “Acta Federal de insecticidas, fungicidas y roenticidas” (Por sus siglas en inglés) o como el TOSCA “acta del control de sustancias tóxicas”, que hablan de la protección por un “riesgo no razonable”.

En el cuadro 1 se comparan las etapas generales de la evaluación del riesgo ecológico y el análisis de riesgo ambiental clásico. La evaluación de riesgo tiene algunas ventajas en decisiones que se toman en materia ambiental:

- Provee las bases cuantitativas para comparar y priorizar riesgos. Sí, como es usualmente el caso de que todas las alternativas tienen

propiedades riesgosas, no es posible hacer una elección sin antes caracterizar los riesgos.

- Provee un medio sistemático para mejorar la comprensión de los riesgos. La investigación puede ser priorizada mediante la identificación y comparación de las incertidumbres asociadas con la caracterización de los diferentes pasos en la cadena causal que va desde el evento inicial hasta el efecto final.
- Expresa los resultados como probabilidades. La evaluación de riesgo reconoce las incertidumbres inherentes derivadas de la predicción de estados ambientales futuros, es por ello que se facilita la credibilidad de la evaluación del riesgo.
- Da aseveraciones concisas desde tasas de muerte por cáncer hasta probabilidades de bancarrota. Esto contrasta otros puntos de vista que son ambiguos, tales como “integridad del ecosistema”.
- Provee un medio por el que las instancias involucradas en las decisiones ambientales comparan las implicaciones de sus suposiciones e información más que en negociaciones sobre una base política, esto se logra gracias a los resultados de la aplicación de métodos cuantitativos formales. La apertura y consistencia de tales métodos permiten una imparcialidad y a través de una revisión científica dar las bases para la toma de decisiones. Diferencias en resultados, expresadas como magnitudes y probabilidades de los efectos pueden ser comparadas para determinar si efectivamente tienen implicaciones distintas, dados los costos y beneficios de las acciones alternativas.
- Separa claramente el proceso científico de la estimación de magnitudes y la probabilidad de los efectos de los procesos de elección de alternativas y la aceptabilidad de riesgos, el resultado de esta separación es una probabilidad reducida de análisis que están sesgados para ajustarse a decisiones deseadas y de mayor credibilidad tanto para la gente técnica como para la política

Cuadro. Comparación de la Evaluación de Riesgo Ecológico con el Riesgo Ambiental en términos generales.

Evaluación de Riesgo Ambiental	Evaluación de Riesgo Ecológico
Identificación del peligro	Caracterización del receptor (especies, estadíos de vida, etc.)
Dosis – Respuesta	Evaluación del peligro (naturaleza y toxicidad de efectos)
Evaluación de la exposición	Evaluación de la exposición
Caracterización del riesgo	Caracterización del riesgo

Es importante considerar que la magnitud y las consecuencias del daño o impacto que ocasionen los contaminantes, en el caso de riesgo por exposición a sustancias, dependen de diversos factores, tales como el tipo de suelo, su naturaleza, su toxicidad a los organismos, su forma de dispersión, su forma de contacto y asimilación, así como de la resistencia de los propios organismos a los contaminantes. Por lo anterior, son muchos los factores que deben contemplarse en un análisis ya que pocas veces el control del riesgo está estructurado de una manera simple (Asante-Duah, 1993).

Asimismo, hay que considerar que un contaminante ambiental puede ser transportado a través del aire, agua, suelo, alimentos y polvo, e incorporarse a los organismos presentes en un ecosistema por diversas rutas, como la ingestión, inhalación o por la piel, provocando diferentes consecuencias dependiendo del organismo de que se trate, el tiempo de exposición, su persistencia y su concentración (Cothorn, 1991).

Varios marcos de referencia básicos para la evaluación de riesgo ecológico han sido propuestos en los últimos 10 años (Suter, 1993). Los primeros se basaron en reportes de la academia Nacional de Ciencias en donde se detallan las evaluaciones de riesgo para agencias federales. A pesar de que estos reportes eran simples, el marco de referencia dio la pauta para la salud humana y la evaluación de Riesgo ecológico. Posteriormente se efectuaron revisiones que contribuyeron a la descripción básica del proceso de evaluación de riesgo.

Básicamente los 4 recuadros contienen los pasos críticos en la evaluación de riesgo. En primer lugar la formulación del problema determina las preguntas específicas que se requiere formular durante el proceso de evaluación de riesgo. Segundo, la evaluación del peligro detalla los efectos biológicos de un agente estresante del ambiente bajo estudio. Simultáneamente el potencial del grado de exposición de un material en los componentes

biológicos críticos se calcula como parte de la evaluación del grado de exposición. Por último, la determinación probabilística de la verosimilitud de un efecto se formaliza como la caracterización de riesgo.

En fechas recientes estos marcos de referencia se han actualizado para aplicarlos a la estimación de los riesgos inherentes a un agente estresante sobre los sistemas ecológicos. El grado de exposición y el peligro no pueden desligarse fácilmente de los sistemas ecológicos.

Enseguida se describen las fases del Análisis de Riesgo Ambiental en su esquema clásico o tradicional de acuerdo a Cázares Rivera y Garza Cuevas, (1997) y algunas de las adecuaciones propuestas para su aplicación en el Análisis (Evaluación) del Riesgo ambiental.

Etapas 1. Formulación del Problema (Marco Conceptual e identificación del peligro). El componente de la formulación del problema del proceso de evaluación del riesgo es el principio de un proceso iterativo. Este paso crítico define la pregunta bajo consideración y afecta directamente la validez científica y la creación de políticas útiles para la evaluación de riesgo. El proceso inicia debido a numerosas causas; por ejemplo, la petición de introducir un nuevo material en el ambiente, el análisis de las opciones de limpieza para un sitio contaminado o para examinar las opciones para el uso de suelo.

En esta fase se identifica la o las sustancias que pueden representar un peligro a la salud, tanto cancerígenas como no-cancerígenas. En esta fase, también se recopila información respecto a las características físico-químicas de estas sustancias que permitan evaluar, en forma preliminar, la distribución en las diferentes fases del medio ambiente (agua, suelo, aire, biota). Por ejemplo, una sustancia con una alta solubilidad en agua y un bajo valor de presión de vapor, tenderá a concentrarse más en el agua que en la atmósfera; mientras que una sustancia con baja solubilidad y una alta presión de vapor, tenderá a concentrarse más en la atmósfera que en el agua.

Se evalúa, también en forma preliminar, el área que pudiera estar o está afectada (topografía, clima, ubicación, hidrología, etc.), así como la población potencial que pudiera estar expuesta al riesgo. Al final de esta fase se elabora un Modelo Conceptual del sitio bajo estudio. Este modelo debe contener: las fuentes primarias del o de los contaminantes, los mecanismos a través de los cuáles se liberan al medio ambiente, el medio a través del cuál se transportan y entran en contacto con los receptores (agua, aire, comida, suelo, etc.), las rutas de exposición (oral, inhalada o dérmica) y los receptores potenciales.

Etapas 2. Evaluación del Peligro (toxicidad).

Esta metodología es la más utilizada para analizar los efectos de químicos en el ambiente. En esencia consiste de comparar la Concentración Ambiental Esperada (EEC) y el Umbral de Toxicidad Estimado (ETT) y en efectuar un juicio para determinar si la liberación es segura, dañina o no está suficientemente caracterizada para tomar una conclusión. Este método no utiliza métodos probabilísticos y no está enfocado a predecir la naturaleza y magnitud de los efectos o la comparación de los efectos de las distintas descargas de químicos.

La evaluación del peligro se desarrolló en un principio por toxicólogos acuáticos como un medio de aplicar información toxicológica a situaciones reguladoras o cuasi reguladoras donde debían tomarse decisiones dicotómicas con respecto a descargas, usos o mercadeo de los químicos tóxicos.

Desde el año de 1977 se formalizó la evaluación del peligro y se ha adoptado desde

entonces por toxicólogos de la vida silvestre pero no por fitotoxicólogos. Se basa en un proceso iterativo de prueba y evaluación denominado “tiered-testing”. En cada paso el EEC y el ETT son estimados basándose en datos de pruebas de toxicidad anteriores y de mediciones de las propiedades de químicos para luego compararlos. Si estas dos concentraciones son diferentes basados en decisiones formales, entonces la decisión puede efectuarse con relación al peligro. Si las dos concentraciones son similares entonces se diferirá el juicio y se buscarán más datos. Esto no resulta apropiado si no existe la facilidad de posponer una decisión que demande un mayor número de datos.

En ésta fase se evalúa la información toxicológica de las sustancias identificadas como potencialmente peligrosas en la fase 1. Para propósitos de análisis de riesgo ambiental, las sustancias químicas se jerarquizan en: a) cancerígenas y b) no-cancerígenas.

a) Sustancias no-cancerígenas. Se considera que las sustancias no-cancerígenas presentan una dosis umbral, es decir, una dosis límite para la cual se presentan efectos adversos observables, a valores menores de ésta dosis no existen efectos adversos observables en la salud. Esta dosis umbral representa el parámetro toxicológico de comparación, en animales se le conoce como NOAEL por sus siglas en inglés (Non Observed Adverse Effects Level) y es la máxima dosis a la que puede exponerse un animal sin que se observen efectos adversos en su salud.

La Figura 1 se muestra una curva dosis-respuesta experimental típica de una sustancia no-cancerígena mostrando el valor del NOAEL.

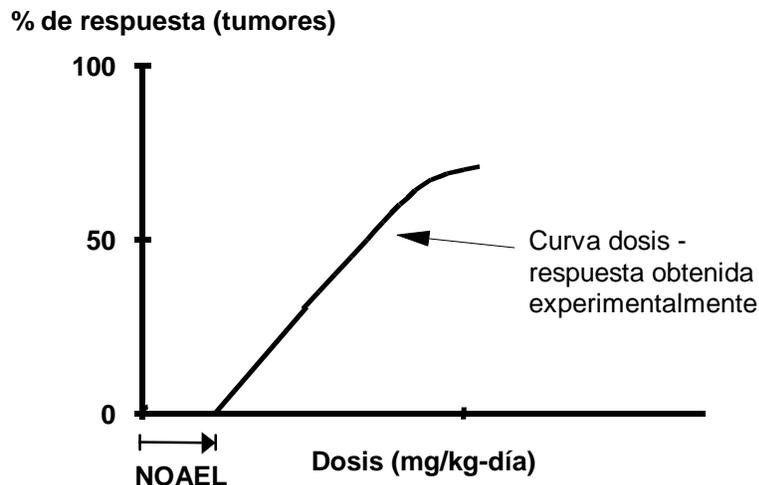


Figura 1. Curva experimental típica para sustancias no-cancerígenas.

A partir de los valores de NOAEL en animales, se determina la llamada Dosis de Referencia (DR) en humanos, que se puede

definir como la cantidad máxima de una sustancia que el cuerpo humano puede absorber sin experimentar efectos adversos en la salud.

La ecuación para calcular la DR para sustancias no-cancerígenas es la siguiente:

$$DR = \frac{\text{Dosis experimental (NOAEL o LOAEL)}}{(FI)}, \text{ donde: FI = Factores de Incertidumbre.}$$

Los Factores de Incertidumbre pueden variar desde 1.0 hasta 1'000,000, dependiendo de una evaluación de las incertidumbres científicas en las pruebas toxicológicas, del número de especies empleado en éstas pruebas y de los animales evaluados.

b) Sustancias cancerígenas. Para éstas sustancias no existe dosis umbral, por lo que aún

a dosis muy pequeñas existe el riesgo de desarrollar cáncer en la población expuesta. La Figura 4.2 muestra una curva dosis-respuesta experimental típica para una sustancia cancerígena y su extrapolación lineal. La pendiente de la recta de extrapolación en la figura 2 indica la potencialidad cancerígena de la sustancia y se le conoce como Factor de Potencia (FP) y sus unidades son $[\text{mg/Kg-día}]^{-1}$.

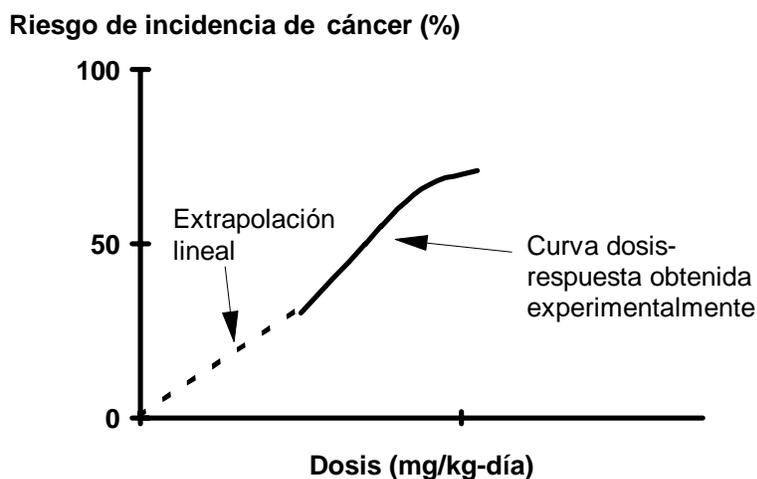


Figura 2. Curva experimental típica para una sustancia cancerígena y su extrapolación lineal.

El Factor de Potencia, es el riesgo de desarrollar cáncer por unidad de dosis. La EPA ha desarrollado una base de datos con información toxicológica de muchas de las sustancias conocidas. Esta base de datos se conoce como IRIS (Integrated Risk Information System). La información contenida en esta base de datos es evaluada y analizada por un comité de especialistas en toxicología que decide si una cierta información tiene los suficientes méritos científicos para ingresar a esta base de datos.

Etapa 3. Evaluación de la exposición. La evaluación de la exposición, provee un estimado de la magnitud, frecuencia y duración del contacto del medio ambiente y sus componentes

con las sustancias tóxicas y es una parte fundamental del proceso de evaluación del riesgo. La expresión de exposición no es aplicable por sí misma a toda la evaluación de riesgo ecológico. Muchos factores pueden contribuir con cierta incertidumbre en la evaluación de la exposición, como es el limitado conocimiento de las poblaciones en riesgo, los factores que controlan la biodisponibilidad de los contaminantes y las dificultades de extrapolación de laboratorio a campo y las diferencias en escalas temporales y espaciales.

La incertidumbre también puede resultar de nuestra limitada habilidad para evaluar el tiempo y las múltiples exposiciones y la falta de conocimiento en cuanto a la capacidad

amortiguadora y la potencial recuperación de los ecosistemas afectados.

Esta evaluación es llevada a cabo para estimar: a) Las rutas por las cuales los humanos están o estarían expuestos a las sustancias químicas de interés; b) La frecuencia y duración de las exposiciones; c) La magnitud de las exposiciones humanas reales o potenciales a las sustancias químicas de interés y d) Determinación de la toma diaria a través de cada una de las rutas de exposición. Esta evaluación puede hacerse por mediciones directas, si se trata de una situación que está ocurriendo actualmente, o mediante el empleo de modelos matemáticos si se trata de situaciones potenciales o a futuro.

Determinación de la Toma Diaria (TD): Con base en la información anterior, se debe determinar la Toma Diaria para cada ruta de contacto. La siguiente ecuación muestra la forma de obtener esta Toma Diaria.

$TD = C \times TC \times FC \times FI \times ABS \times FE \times DE \times (1/PC) \times (1/TP)$, donde: TD = Toma Diaria (mg/Kg-día), C = Concentración de la sustancia en la fase de interés, TC = Tasa de contacto (mg/día; L/día; etc.), FC = Factor de conversión de unidades, FI = Fracción de la toma diaria que proviene de la fuente contaminada, ABS = Factor de absorción, FE = Frecuencia de exposición (días/año), DE = Duración de la exposición (años), PC = Peso corporal (Kg), TP = Tiempo sobre el que se promedia la exposición (días).

Como se dijo anteriormente, la obtención de la concentración (C) depende de si se trata del análisis de una situación real, o de predecir una situación a futuro. Si la situación ya ocurre, el valor de C se obtiene midiendo directamente la concentración de la sustancia en la fase de interés, si se pretende predecir una situación a futuro, la concentración C se obtiene mediante modelación matemática.

La tasa de contacto (TC) es la cantidad de aire, agua, suelo, etc. con la que entramos en "contacto". Por ejemplo, para consumo de agua se supone que un adulto de 70 Kg consume en promedio 2 l/día; para inhalación de aire se sabe que un adulto promedio inhala 0.83 m³/hr de aire durante el trabajo y 0.5 m³/hr en reposo. Se sabe también que un niño de 6 años de edad promedio ingiere en promedio 100 mg/día de "suelo".

El valor del factor de conversión de unidades (FC) dependerá de las unidades utilizadas en los otros términos de la ecuación,

de tal forma que el resultado para la toma diaria (TD) resulte en mg/Kg-día.

La fracción de la toma diaria que proviene de la fuente contaminada (FI) se refiere a que no necesariamente toda la toma diaria proviene de esa fuente contaminada. Por ejemplo, si consumimos pescado, quizá sólo una fracción de éste provenga de una fuente contaminada, lo cual debe tomarse en cuenta.

El factor de absorción (ABS) es la fracción de la sustancia que es absorbida por el organismo, es decir, si una sustancia entra por ingestión, sólo una fracción de ella será absorbida en el intestino, y el resto se eliminará. El valor de TP, tiempo sobre el que se promedia la exposición, es siempre de 25,550 días (equivalente a 70 años de vida esperada) cuando se trata de sustancias cancerígenas.

Etapa 4. Caracterización del riesgo. La caracterización del riesgo puede considerarse como el resumen del análisis de riesgo, el cual sirve al evaluador para definir el manejo del riesgo. El principal componente de la caracterización del riesgo es la integración de los resultados de la evaluación de la exposición y de la evaluación de los efectos para obtener un estimado del nivel de los efectos que resultan de la exposición.

La información específica de muestreo que debe reunirse para la valoración de riesgos incluye: tipo y concentración de compuestos agroquímicos, estratos geotécnicos, dentro de los cuales se deben identificar la porosidad de los suelos, las características de los mismos, el gradiente de agua, los acuíferos presentes en el área y sus profundidades, entre otros.

Una parte sumamente importante en este punto es conjuntar y conocer toda la información colectada por los grupos de trabajo y conocer los resultados y conclusiones de cada uno de los especialistas que integran el equipo, mediante reuniones periódicas para conocer los avances del trabajo y las limitaciones y problemas que se tienen por parte de cada uno de los miembros, lo que da un valor agregado a la caracterización ya que se elaboran los documentos correspondientes con la participación de un grupo multidisciplinario.

Esta fase consiste en la integración de toda la información anterior para estimar la probable incidencia de efectos adversos en la población expuesta, incluyendo una evaluación de las incertidumbres asociadas al proceso. La cuantificación del riesgo depende de si se trata de sustancias cancerígenas o no-cancerígenas:

Sustancias no-cancerígenas:

Para sustancias no-cancerígenas, se estima el Cociente de Peligro (CP) de acuerdo a

$$\text{la siguiente ecuación: } CP = \frac{TD}{DR}$$

Para el caso en el que exista una exposición a una mezcla de sustancias no-cancerígenas, es posible sumar los cocientes de peligro individuales siempre y cuando las sustancias afecten todas el mismo órgano o

sistema. Para éste caso: $CP = \sum_{i=1}^{i=N} \frac{TD_i}{DR_i}$,

donde: N= Número de sustancias no-cancerígenas que afectan el mismo órgano o sistema.

El criterio para tomar o no alguna acción de control depende de sí el cociente de peligro es o no mayor de 1. Para el caso en el que $CP < 1$, no es necesario el ejercer ninguna acción, mientras que para $CP > 1$, es necesario el llevar a cabo una acción de control para reducir el riesgo.

Sustancias cancerígenas:

El riesgo se evalúa mediante la siguiente ecuación: $R = TD \times FP$, donde: R = Riesgo o probabilidad de que un individuo desarrolle cáncer en exposiciones de por vida.

Esta ecuación se basa en el modelo lineal mencionado anteriormente (ver figura 14.5). En el caso de exposiciones a una mezcla de sustancias cancerígenas, se supone que existe una adición de efectos, por lo que el riesgo sería:

$$R = \sum_{i=1}^{i=N} TD_i \times FP_i$$

En el caso de sustancias cancerígenas, esta suposición de aditividad de los efectos ha sido fuertemente cuestionada debido a que pueden existir otros efectos, tales como el de antagonismo, en el que dos sustancias anulan sus efectos negativos, o el de sinergismo o

potenciación, en los que el efecto final es mayor que la simple suma de los efectos individuales. Sin embargo, a falta de evidencia, la EPA sugiere adoptar el criterio de adición y sumar los riesgos individuales.

El criterio que la EPA en EUA y el INE y PROFEPA en México han seguido para determinar si en un determinado caso se debe ejercer una acción o no para reducir el riesgo, depende de la población potencialmente expuesta. Por ejemplo, si se trata de una situación en que toda la población del país está potencialmente expuesta, la EPA ha decidido ejercer una acción si el riesgo excede un valor de 1×10^{-6} (no más de 1 caso de cáncer por cada millón de habitantes); Si en cambio, la población potencialmente expuesta es menor, la EPA permite valores de hasta 1×10^{-3} (un caso de cáncer por cada 1,000 personas) sin ejercer ninguna acción. INE y PROFEPA han establecido límites que van de 1×10^{-5} a 1×10^{-4} dependiendo de las certidumbres del análisis y de la población potencialmente expuesta. Estos valores son subjetivos, y obviamente sujetos a discusión. Han existido intentos de asociar un costo al valor de riesgo, pero hasta la fecha ninguno ha tenido la aceptación suficiente.

Cuando se consideran los efectos en organismos simples, es usualmente fácil separar o disgregar el grado de exposición y los efectos. Sin embargo, dado que los ecosistemas se componen de muchas poblaciones, las especies simples son un subconjunto de la Evaluación de Riesgo Ecológico. Por ejemplo, una vez que una sustancia química se libera de una pipa por causa de un accidente, inmediatamente este ha entrado al ecosistema. Una vez que un material se incorpora al ecosistema, los componentes bióticos y abióticos transportan o alteran la estructura del material original, inclusive al momento que el ecosistema se ve afectado por el químico, el ecosistema se encuentra alterando el material.

CONCLUSIONES

Las herramientas de evaluación ambiental han evolucionado con el fin de generar modelos y esquemas que mejor definan y determinen los efectos, que las actividades de los seres humanos ejercen, en general, sobre el ambiente. En especial, el Análisis de Riesgo Ambiental ha cambiado su enfoque central, basado en la salud de los seres humanos, incorporando al resto de los elementos de la comunidad biológica en las evaluaciones ambientales, creando así, el esquema paralelo denominado, Análisis o Evaluación del Riesgo Ecológico. Aparentemente la mejor manera de evaluar el riesgo ecológico es la utilización de los

elementos del biomonitoreo, es decir, del uso de indicadores biológicos que están comprendidos en cualquier nivel del espectro de la organización biológica o formas de vida.

Una de las premisas fundamentales y originales del Análisis de Riesgo Ambiental se basa, únicamente, en la evaluación de aquellos atributos ambientales que afectan directamente a la salud, y consideraba que los umbrales de los efectos en la salud de los humanos funcionan igual para el resto de los elementos vivos del ecosistema. Es indudable que esta premisa no puede ser aplicada en términos estrictos a todas las formas de vida, sin embargo, algunos autores han retomado esta idea y han generado modelos de evaluación del riesgo ecológico considerando atributos ambientales que son comunes a los seres humanos y a los organismos del ecosistema. Es indudable que los administradores y los tomadores de decisiones requieren de herramientas que les permitan generar datos precisos en las evaluaciones del ambiente y con ello, poder establecer las medidas o políticas acerca del manejo, remediación, uso del suelo, mayordomía, etc. de los recursos y del ambiente en general. Es por ello, que los bioindicadores y los índices deben ser desarrollados para ser empleados en forma fácil y creíble proveyendo datos científicamente justificables.

REFERENCIAS

- Asante - Duah, D. K. 1993. Hazardous Waste Risk Assessment. Lewis Publishers. U. S. A.
- Alba -Tercedor, J. 1996. Macro Invertebrados Acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería. Vol. II: 230-213.
- Armitage, P. D. & G. E. Petts, 1992. Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macro invertebrates for conservation purposes. *Aquatic Conserv. Marine and Fresh. Ecosyst.* 2:1-17.
- Bartell, S. M., et al. 1992. Ecological Risk Estimation. Lewis Publishers. U.S.A.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling, 1995. Revision to Rapid Bioassessment Protocols for use in stream and rivers: Periphyton, benthic macro invertebrates and fish EPA 841_D_97-002.
- Beck, W.M., Jr. 1965. The Streams of Florida. *Bulletin of the Florida State Museum* 10(3):81-126.
- Cázares R. E. y Garza-Cuevas, R. A. 1997. Capítulo 20, Impacto y Riesgo Ambiental. En *Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible*. Enkerlin, H. E. C., Cano C. G., R. A. Garza-Cuevas y Vogel. M. Editores. International Thomson Editores.
- Gilad, A. 1984. The Health Component of the Environmental Impact Assessment Process. In: *Perspectives on Environmental Impact Assessment* (eds. B. Clark and P. Tomlinson). D. Reider Publishing Co. Dordrecht, Germany.
- Bittermann, Wolfgang & Helmut Haberl. 1998. Landscape-relevant indicators for pressures on the environment *Innovation; Abingdon; Volume: 11: 87-106*
- Brillouin, L, 1951. Maxwells demon cannot operate: Information and entropy. I and II. *J. Appl. Phys.* 22: 334-343.
- Brock, W. Nelly. 1994. *Introduction to Chemical Exposure and Risk Assessment*. Lewis Publishers, Inc.
- Burger, J. 1997. Recreation and risk. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 52: 269-284.
- Burger, J., Kennamer, R. A., Brisbin, I. L. and Gochfeld, M. 1997. Metal levels in Mourning Doves from South Carolina: Potential hazards to doves and hunters. *Environ. Research* 75:173-186.
- Cothern, C. R. 1995. *Handbook for Environmental Risk Decision Making: values, perceptions, and etics*. Lewis Publishers Inc. U.S.A.
- Costanza, R. 1992. Toward an operational definition of ecosystem health. *Ecosystem Health: New goals for environmental management*. (Eds. R. Costanza, B. G Norton and B. D. Haskell) pp. 239 – 256 Island Press. Washington.
- Garza-Cuevas, R. A.; Cantú de la G., J. G.; Treviño, B. Ortiz, G. González O., H. 1998. Del Riesgo Ambiental al Riesgo Ecológico. *Revista de Calidad Ambiental*. Vol. III. N° 12. ITESM.
- Garza-Cuevas, Duarte T., H. F. 1998. El valor de las especies vegetales en la remoción de la contaminación atmosférica de las zonas urbanas. *Revista de Calidad Ambiental*. Vol. III. N° 9. ITESM.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- Karr, J. R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant, and I.J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Special Publication* 5.
- Karr, J. R. 1991. Biotic integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*. 1: 66-84.
- Karr, J. R. & E. W. Chu. 1997. *Biological Monitoring: Essential Foundation for Ecological Risk Assessment*. WWW.salmonweb.org/salmonweb/pubs/herafin2.html
- Karr, J. R. 1998. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*.

- Kolkwitz, R & W. A. Marsson, 1908. Ecology of plant saprobia. *Ver. Dt. Ges.* 26:505-519.
- Kolkwitz, R & W. A. Marsson, 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *Beitäge Zür Lehre von der biologische Gewässerbeuteilung. Internationale Reveu der gesamten Hydrobiologie* 2: 126-152.
- Manning, W. 1995. Effects of particles on vegetation and ecosystems. Draft. Report. USEPA.
- Margalef, R., 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Inst. Biol. Appl.* 9: 15-27.
- Margalef, R., 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. *Investigación pesq.* 3:99-106.
- Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3: 36-71.
- Munné, A., Solá, C. & N. Prat, 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua.* 175: 20-37.
- National Research Council. 1983. *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process.* Washington, DC, National Academy Press.
- Patrick, R, 1949. A proposed biological measure of stream conditions, based on survey of the Conestoga basin, Lancaster County, Pennsylvania Proc. Acad. Nat. Scvi. Philad. 101: 277-341.
- Patrick, R, 1950. Biological measure of stream conditions. *Sewage ind. Wastes.* 22: 926-939.
- Philipps, D. J. H. 1980. Cualitativa aquatic biological indicators. Applied Science, London, 488, pp.
- Prat, N., I. Muñoz., G. González., & X. Millet, 1986. Comparación crítica de dos índices de calidad de aguas: ISQUA y BILL. *Tecnología del agua.* 31: 33-49.
- Pyatt, F. & W. Haywood. 1988. Air borne particulate distribution and their accumulation in tree canopies, Nottingham, UK. *The Environmentalist.* 9(4): 291-298. UK.
- Resh, V.H., R.H. Norris, and M.T. Barbour. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20:108-121.
- Shannon, C. E. & W. Weinner, 1949. The mathematical theory of communication. Pp. 19-27, 82-103, 104-107. The University of Illinois Press, Urbana IL.
- Sheldon, A. L. 1969. Equitability Indices: dependence on the species count. *Ecology* 50: 466-467.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688
- Suter, G. W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 1533-1539.
- Towsend, C. R. and M. R. Scarsbrook, 1997. Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macro invertebrate species traits and species richness. *Am. Benthol. Soc.* 16(3): 531-544.
- US Environmental Protection Agency (USEPA). 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates, and fish. Washington, DC. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency, EPA 440/4-089/001.
- US Environmental Protection Agency (USEPA). 1992. *Framework for Ecological Risk Assessment.* EPA/630/R-92/001. Washington, DC, US Environmental Protection Agency.
- US Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice. FRL-5605-9. *Federal Register* 61, 47552-47631.
- Van Belle, G., Omenn, G. S., Faustman, E. M., Powers, C. W., Moore, J. A., and Goldstein, B. D. 1996. Dealing with Hanford's legacy. *Wash. Publ. Health* 14, 16-21.
- Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. *Water Research* 18: 653-694.
- Westman, W. E., 1985. Ecology Impact assessment and Environmental planning. John Wiley & Sons, Inc.
- Wilhm, J. L. 1970. Range of diversity index in benthic macro invertebrate populations. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.* 42: 221-224.
- Wright, F. F. 1995. Development and use of a system for predicting the macro invertebrate fauna and flowing waters. *Australian Journal of Ecology.* 20: 181-197.
- Wright, J. F., Armitage, P. D. & Furse, M. T. 1989. Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers: Research & Management* 4, 147-155.