

# Riesgo ambiental por el uso de agroquímicos

Freddy Leonard Alfonso M.  
Inés Toro S.

Recibido el 9 de julio de 2010. Aprobado el 20 de septiembre de 2010

## Resumen

Colombia es un país con alta actividad agrícola; parte de esta, desarrollada por el uso masivo de agroquímicos. Este tipo de sustancias químicas son en alguna medida nocivas para los ecosistemas tropicales. El artículo presenta las principales características de la metodología de evaluación de riesgo ambiental, definida, como un mecanismo para evaluar la contaminación ambiental y facilitar la toma de decisiones referidas a la gestión de riesgo generado por el uso de agroquímicos y que de forma conveniente, favorecería la gestión ambiental sobre el uso de este tipo de sustancias en el territorio nacional. Inicia con una caracterización físicoquímica del ingrediente activo usado como plaguicida, continuando con el establecimiento de las condiciones ambientales de la zona en donde se pretende liberar la sustancia, permitiendo definir el destino ambiental en los diferentes compartimientos ambientales (Agua, Suelo, Aire, Tejido animal y vegetal), en ecosistemas tropicales como los colombianos. La información así obtenida se compara con la reportada para la toxicidad aguda y crónica en humanos y especies no objeto de control, encontrándose el verdadero efecto sobre él o los ecosistemas expuestos, de acuerdo con los lineamientos considerados por la Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación (FAO).

## Palabras clave

Bioconcentración, Biomagnificación, Etiqueta o rotulado, Ingrediente activo, Periodo de carencia, Plaguicida.

## Abstract

Colombia is a country with high agricultural activity, part of this, developed by the massive use of agrochemicals. Such chemicals are somewhat harmful to tropical ecosystems. The article presents the main features of the methodology of environmental risk assessment, defined as a mechanism for assessing environmental pollution and facilitate decision-making related to managing risk from the use of agrochemicals and conveniently, can contribute environmental management on the use of such substances in our country. Start with a physicochemical characterization of the active ingredient used as a pesticide, continuing the establishment of environmental conditions in the area where the substance is to be released, allowing to define the environmental fate in different environmental compartments (water, soil, air, animal tissue and plant) in the Colombian tropical ecosystems. The information thus obtained is compared with that reported for acute and chronic toxicity in humans and control non-target species, being the real effect on him or ecosystems exposed, according to the guidelines considered by the Organization of the united nations Food and Agriculture (FAO).

## Keywords

Bioconcentration, Biomagnification, label or labeling, ingredient, grace period, Pesticide.

## I. Introducción

De los agroquímicos empleados, se asume que el mayor impacto lo producen los plaguicidas, ya que éstos son sustancias químicas diseñadas para ser tóxicas a organismos, llámese este, planta, hongo, nematodo o insecto, por lo que se afirma que son sustancias peligrosas para el ambiente, debido a que en su gran mayoría se liberan en él abiertamente. Después del desastre de Bhopal en 1984, la Oficina del Medio Ambiente y Asuntos Científicos del Banco Mundial, publicó unas guías y el manual respectivo donde se estableció el procedimiento para evaluar las consecuencias de incendios, explosiones etc. y dispuso que la responsabilidad de la prevención descansa en el generador del riesgo (compañías productoras de sustancias tóxicas, inflamables, entre otras) y que es éste, quien debe evaluar, evitar y presentar un plan de prevención y control de los riesgos potenciales (Banco Mundial, 1985a). Igualmente en la agenda 21 (capítulo 19) acordada en la Conferencia de Río de Janeiro (1992) quedó establecido que la gestión con sustancias peligrosas debe comprender el ciclo integral de vida del producto (Toro-Suárez, 1997).

Por su parte, la legislación ambiental colombiana, estableció en el título VIII de la ley 99 de 1993, artículo 52, numeral 8, el requisito de la Licencia Ambiental para la producción e importación de pesticidas. El Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, reglamentó mediante el decreto 1753 de 1994 las Licencias Ambientales. En el capítulo V artículo 22, de dicho decreto, quedó establecido que “el Estudio de Impacto Ambiental es un instrumento para la toma de decisiones y para la planificación ambiental, exigido por la autoridad ambiental para definir las correspondientes medidas de prevención, corrección, compensación y mitigación de impactos y efectos negativos de un proyecto, obra o actividad” (Ministerio del Medio Ambiente, 1995).

El Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, estableció los términos de referencia para la elaboración de los estudios de Impacto Ambiental para la importación de pesticidas (Ministerio del Medio Ambiente, 1995) donde quedó establecido que el dimensionamiento de los impactos negativos se realizará mediante el proceso de evaluación de riesgos, fundamentado en las propiedades fisicoquímicas del compuesto, así como en su comportamiento ambiental según las condiciones de uso. Se definió como riesgo “la probabilidad de que la exposición a un agente químico produzca un efecto adverso. Por lo tanto, el impacto en el ambiente por el uso de un plaguicida se determinará a través de la evaluación

del riesgo a que están expuestos nuestros ecosistemas por la descarga de este producto” (Ministerio del Medio Ambiente, 1995).

Como marco de referencia para la evaluación de riesgos se empleó el “proceso escalonado”, FAO (1989), iniciando con los dos primeros niveles. El primer nivel determina los compartimientos potencialmente expuestos, partiendo de la forma de aplicación del plaguicida, y adelantando un análisis del destino (o análisis de las tres trans) del producto. Luego, identifica la prioridad, a partir de fuentes de riesgo con base en la estructura molecular y las propiedades físicas y químicas del ingrediente activo, la persistencia, tanto del ingrediente activo como de sus productos de transformación, el poder bioconcentrador de los mismos, la movilidad, o la posible formación de residuos no extractables (RNE). También, con base en la toxicidad aguda y crónica (carcinogénesis, mutagénesis, teratogénesis y neuro toxicidad retardada) según los lineamientos del Ministerio de Salud, y a la ecotoxicidad en especies indicadoras, se van a identificar los compuestos que representen un posible riesgo para los organismos presentes en los ecosistemas terrestres y acuáticos.

Una vez identificados los compartimientos potencialmente expuestos, las propiedades inherentes prioritarias y la ecotoxicología, se continúa al segundo nivel que es la selección del peor escenario. Para esta selección se parte del cultivo donde es usado el agroquímico, luego se determina la mayor área geográfica cultivada y en ella se reconocen sus características físicas (pendiente, profundidad del agua subterránea, patrón de precipitación, entre otras). El siguiente paso es determinar los ecosistemas acuáticos que rodean el área (ríos, lagos, ciénagas, tomas de acueductos, etc.) lo mismo que los terrestres (selvas, bosques, etc.), según el caso. El presente artículo resume los antecedentes y perspectivas del ámbito nacional así y criterios conceptuales básicos para la aplicación de la metodología de riesgo ambiental como herramienta en la evaluación de la contaminación por el uso indiscriminado de agroquímicos en el territorio nacional, criterio base y relevante para toma de decisiones por parte de las autoridades ambientales.

## II. Evaluación del riesgo ecológico

La evaluación del riesgo ecológico, basado en un modelo desarrollado para la evaluación de riesgos a la salud humana, identifica las rutas y mecanismos de exposición a agentes que producen impactos deletéreos en los ecosistemas. A diferencia de la usada para determinación de riesgos en humanos

donde la evaluación se enfoca en una sola especie y en un problema específico, el riesgo ecológico ha tenido que para enfocarse, escoger entre miles de especies (Renner, 1996), para lo cual es imposible seleccionar una sola especie como representativa del sistema, la cual sirva como guardián o centinela de protección para las demás especies del mismo (Power & McCarty, 1997). También, es muy difícil generalizar ya que cada ecosistema es único en sus características y complejo en su estructura. Así, los ecosistemas pueden ser terrestres o acuáticos y pueden ir desde escalas muy pequeñas hasta por ejemplo la cuenca completa de un río.

Es claro, que es importante seleccionar sobre qué puntos específicos se van a enfocar las evaluaciones, para lo cual, se debe tener claridad sobre lo que se quiere lograr con la evaluación. Así por ejemplo, si lo que se pretende es proteger los ecosistemas es importante seleccionar los indicadores adecuados que permitan reflejar este objetivo, es decir que haya claridad en la formalización del problema (Renner, 1996).

La definición más simple de evaluación de riesgo ecológico es quizá la probabilidad de que un efecto, le ocurra a un sistema ecológico. La palabra probabilidad es clave. La evaluación del riesgo incluye la estimación del peligro y de la exposición (Landis & Yu, 1995).

Así, para que un compuesto inherentemente tóxico, como es un plaguicida, represente un riesgo para el ambiente, este último debe entrar en contacto, estar expuesto a dicho compuesto. Por lo cual el riesgo conjuga el peligro con la exposición. La evaluación del riesgo ecológico a una sustancia química integra las propiedades físicas, químicas y toxicológicas inherentes al compuesto con los resultados de la evaluación de la exposición. (Moore, *et al.*, 2004).

**Análisis del Peligro.** Peligro es el potencial de un estresor a causar un efecto adverso sobre un sistema. Así la determinación de una dosis letal cincuenta (LD50) o de la mutagenicidad producida por un plaguicida son maneras de estimar el peligro que posee este compuesto. El peligro es una propiedad inherente del compuesto y no tiene carácter probabilístico. La información de los efectos ecológicos puede provenir de muchas fuentes de acuerdo a lo que se considere prioritario a estudiar como puede ser la movilidad de un compuesto al agua subterránea. La información ecológica disponible puede ayudar a enfocar la evaluación hacia qué componentes ecológicos específicos se quieren proteger. (Laenge, *et al.*, 2006).

**Análisis de la Exposición.** Exposición es una medida de la concentración y persistencia de un compuesto químico dentro de un sistema definido. La determinación de la concentración en un medio acuoso, en el suelo o en el aire de un compuesto determinado es una forma de determinar la exposición de estos componentes de los ecosistemas a dicho compuesto. (Trevisan, *et al.*, 2002).

El análisis de la exposición se puede adelantar de forma cualitativa con un análisis de destino que indica, además del sitio de aplicación, los ecosistemas alrededor, donde potencialmente llega el compuesto, después de su descarga o liberación en el ambiente. Estos son los ecosistemas dentro del cual el compuesto actúa y el medio ecológico en donde se van a evaluar las interacciones plaguicida - ecosistema, de importancia para el estudio.

Si se parte, que la investigación ambiental en escenarios reales es difícil de conducir por la cantidad de parámetros ambiguos que hay que manejar, es muy costosa, y que conclusiones prácticas sólo son posibles mediante la repetición de estudios en el tiempo y en el espacio, se tendrá que para cualquier país el enfoque de esta problemática se tiene que hacer en una forma escalonada, partiendo de lo más general hasta lo más puntual, tal como lo recomiendan los lineamientos de la FAO (1989).

Un primer escalón, es el que se deduce del análisis de los parámetros ambientales, propios del plaguicida, tales como sus propiedades fisicoquímicas y la toxicidad aguda en especies indicadoras y toxicidad crónica en mamíferos que cubre carcinogénesis, teratogénesis, mutagénesis y neurotoxicidad retardada, las cuales las determina la compañía dueña de la molécula durante el proceso de investigación y desarrollo, que va desde la síntesis del producto hasta su registro de venta. La información producida en este periodo se obtiene en laboratorios calificados, con protocolos aprobados y supervisados por la autoridad ambiental del país respectivo. La utilización de estos datos se debe hacer con mucha lógica y criterio, pues algunos de ellos no son directamente extrapolables a condiciones particulares. Este es el caso, por ejemplo, de la vida media de un producto, cuyo valor depende de factores tales como la temperatura del medio y la capacidad de degradación de la comunidad microbiana presente en el suelo, sedimento o medio acuoso en donde se adelanta el ensayo (Alister & Kogan, 2006).

De las propiedades fisicoquímicas hay algunas que son intrínsecas a la molécula, tales como son su estructura y peso molecular que, mientras se expresen

siguiendo las normas internacionales, son válidas en cualquier parte del mundo. Hay otras propiedades tales como el punto de ebullición, el punto de fusión, la solubilidad en agua o en solventes orgánicos, que sólo requieren de una conversión a las condiciones locales de temperatura y presión (FAO, 1989).

El siguiente escalón requiere del análisis de información secundaria más precisa, como son las características físicas del medio donde se aplica el producto tales como topografía, condiciones climáticas (entre otras) combinado con los datos de uso, que la compañía dedujo de los estudios de eficacia biológica, como son condiciones, dosis y número de aplicaciones que permiten calcular en forma teórica la cantidad que llega al ambiente, bajo condiciones extremas, lo que se conoce como el peor escenario (Johnsen, 2010).

Los datos e información que se usan en los niveles más altos de la evaluación del riesgo, según lo recomienda la FAO, constituyen aspectos más avanzados que requieren de información más precisa, obtenida de investigación local, en la cual estos valores se usan para alimentar modelos de predicción.

La evaluación de riesgo se lleva al nivel cuatro cuando se ha demostrado que un ecosistema está siendo afectado en forma apreciable por la aplicación de un plaguicida y requiere de experimentación local, normalmente con el uso de lisímetros.

Como no se puede caer en el error de aceptar modelos desarrollados para otras condiciones ambientales que asumen ciertos valores, dependientes del medio, en el caso de los Estados Unidos una escorrentía promedia un 5 % (Landis & Yu, 1995) lo cual, para Colombia no tiene ninguna validez, pues no se cuenta con la infraestructura para los niveles más altos de evaluación, se propone iniciar con los dos primeros niveles.

## Marco Conceptual

El objetivo final al realizar una evaluación de riesgo, por el uso de plaguicidas, es proteger los ecosistemas de los efectos nocivos de los plaguicidas. Específicamente busca proteger, el hombre, las fuentes de agua potable del país (aguas superficiales y aguas subterráneas), el aire que se respira, el suelo, como un medio que se puede constituir en una fuente de contaminación para las plantas, las aguas subterráneas y las aguas superficiales, los productos agrícolas y pecuarios de consumo humano y animal; así como, proteger, conservar la flora y la fauna nativas.

La evaluación del riesgo en Colombia, para empezar, debe ser flexible, iterativa y dinámica. Flexible porque, si bien debe estar basada en principios científicos rigurosos, en este primer intento se deben aceptar metodologías con suficiente rigor científico y aplicadas con criterio, ya que no se posee mucha información. Debe ser iterativo, pues a medida que se ajuste un valor, todo el proceso debe ajustarse. También, debe ser dinámico, es decir, se debe entender que el proceso debe repetirse periódicamente ya que con el estado actual de la investigación y el conocimiento, este primer ejercicio permite identificar los vacíos de información, los cuales deben mejorar a medida que avanza el conocimiento de la realidad y así a medida que se llenen los vacíos se podrá introducir en la evaluación del riesgo valores de parámetros obtenidos en las condiciones particulares, lo cual dará como resultado un producto con un menor grado de incertidumbre (Toro, 1997).

Para que la evaluación del riesgo advierta del peligro que corren los ecosistemas por el uso de plaguicidas, esta debe ser un reflejo lo más exacto posible de la realidad nacional. Sin embargo en Colombia, país con una trayectoria ambiental incipiente, con miras a iniciar el proceso de evaluación del riesgo en la parte ambiental, se debe establecer una línea base, como el primer paso del proceso escalonado recomendado por la FAO (Toro, 1997).

En esta línea base se van a identificar como prioritarios los compuestos cuyos ingredientes activos o sus productos de transformación, sean persistentes, con poder bioconcentrador, móviles o que produzcan residuos no extractables (RNE). Desde el punto de vista toxicológico se incluirán, además de los conocidos carcinógenos, teratógenos, mutágenos y neurotóxicos retardados, según lo indicado por el Ministerio de Salud, aquellos compuestos cuyo ingrediente activo o sus productos de transformación sean altamente tóxicos para cultivos no objeto de control, los componentes biológicos de los ecosistemas que comprenden la flora y la fauna nativas. A continuación, se consideran las razones por las cuales se seleccionaron estas propiedades como las prioritarias para establecer la línea base colombiana (Toro, 1997).

La persistencia, es decir la estabilidad química de un compuesto, se considera que puede presentar un riesgo potencial para el ambiente porque mientras la molécula esté en su forma activa dicho compuesto continuará expresando su acción biológica. El problema radica en que un compuesto después de su aplicación no permanece solamente en el sitio objeto de control, sino que empieza a desplazarse a diferentes compartimientos ambientales, razón por la

cual se han encontrado residuos de plaguicidas con una solubilidad en agua muy baja pero altamente persistentes, ampliamente esparcido en las aguas subterráneas de los Estados Unidos y Canadá o compuestos persistentes interactuando con componentes de un medio donde nunca se ha aplicado. Así por ejemplo, en el Polo Norte se han encontrado problemas en la fauna nativa ocasionados por plaguicidas órgano clorados persistentes tales como el DDT y el Toxafeno (FAO, 1989).

Muchos de estos compuestos además de persistentes se bioconcentran, otra de las características indeseables desde el punto de vista ambiental.

El poder de bioconcentración en tejidos biológicos, hace que un compuesto presente en un medio en muy bajas cantidades se transfiera a materiales biológicos, en donde se concentra. Estos materiales biológicos pueden ser consumidos por otros organismos de escala superior entrando así en la cadena trófica y biomagnificando su concentración sucesivamente hasta el punto de lograr niveles tóxicos en algún organismo de la cadena, tal como el hombre. Este es el caso del fitoplancton del cual se alimenta la pulga de agua, la que a su vez es el alimento de los peces que finalmente son consumidos por el hombre (González *et al.*, 2008).

La movilidad de los compuestos es un indicador del riesgo potencial de contaminación de plaguicidas al agua subterránea. El agua subterránea es uno de los recursos naturales que en Colombia, con raras excepciones, no se conoce ni su ubicación ni su abundancia. Sin embargo, es la única fuente de agua dulce en muchas poblaciones aledañas al mar. También es la única fuente de agua potable y agua para riego en la mayoría de las áreas rurales del país. Por lo tanto, es fundamental protegerla de cualquier fuente puntual o no puntual de contaminación y así evitar que el día que se evalúe su calidad no sea demasiado tarde, ya que limpiar aguas subterráneas contaminadas es además de difícil, muy costoso.

Forman RNE moléculas que interactúan fuertemente con el suelo o que migran a los agregados del mismo, por lo cual no se liberan del suelo por los procesos normales de extracción. Si bien algunos de ellos reaccionan de forma irreversible con los componentes del suelo, como es el caso de algunas aminas con el agua subterránea, hay algunos que se desordenan lentamente del suelo constituyéndose en una fuente permanente de pequeñas cantidades de estos químicos. Si bien sus concentraciones son muy bajas, muchos de ellos son bioconcentrables o muy potentes, de donde se origina el riesgo potencial.

Para establecer esta línea base se deben identificar las propiedades físicas, químicas y toxicológicas del compuesto asociado con las características prioritarias (Oehlmann *et al.*, 2008).

### III. Metodología y forma de ejecución

Se parte de un estresor conocido, el plaguicida que se va a evaluar y de la forma más común de aplicación. De allí, se determina la distribución espacial del compuesto adelantando un análisis de transporte, transferencia y transformación o análisis de las tres trans. Esto determina los puntos de exposición potencial, es decir en donde se van a poner en contacto el estresor y los componentes ecológicos.

Usando como punto de partida el modo de aplicación se determina el destino del plaguicida, lo cual se logra con un análisis de lo que se conoce como las tres trans, es decir, transporte, transformación, transferencia. El transporte envuelve el movimiento del compuesto de un lugar a otro sin que éste sufra ningún cambio, un análisis de la capacidad de transporte de un compuesto ayuda a determinar su movilidad, la cual indica el riesgo potencial que el compuesto bajo análisis pueda representar para el agua subterránea. Las propiedades fisicoquímicas que se usan para predecir dicha movilidad son, principalmente, la solubilidad en agua, la estructura química que permite definir si el compuesto es iónico o no iónico. Si el compuesto es iónico, con las constantes de ionización ( $pK_a$  o  $pK_b$ ), se puede deducir si el compuesto va a estar o no ionizado, a las condiciones normales de pH del medio (Ares, 2004).

La transferencia ocurre cuando el compuesto se mueve de un componente del sistema a otro, por ejemplo, del agua al suelo, la proporción transferida se puede determinar de la constante de equilibrio o coeficiente de sorción ( $K_d$ ); se dice sorción para generalizar la transferencia e independizarla del mecanismo de interacción, ya sea este absorción o partición. La partición o distribución entre dos medios se ha encontrado que se correlaciona con el  $K_{ow}$ , y su valor depende fundamentalmente del contenido de materia orgánica del medio. Por lo cual se ha generalizado, para determinar la interacción del compuesto con el suelo o sedimento, otra constante conocida como  $K_{oc}$  o constante de sorción normalizada por el contenido de materia orgánica. Para predecir la transferencia de un compuesto del agua al aire comúnmente se usa el coeficiente de partición agua-aire, o constante de la Ley de Henry (Ashmore *et al.*, 2008).

La transformación ocurre cuando el ingrediente activo se descompone para producir nuevos compuestos, esta transformación puede ser de origen biótico o abiótico. Las transformaciones bióticas comprenden la metabolización por microorganismos, plantas y fauna. La abiótica comprende la producida por la absorción de la energía solar por moléculas con dobles enlaces conjugados o fotólisis, y la química. En la química están comprendidas reacciones tales como son la hidrólisis, la oxidación, la reducción, la eliminación, entre otras. Estas reacciones están mediadas por compuestos o superficies activas, presentes en los compartimientos ambientales, tales radicales libres formados en el aire por radiación solar o los grupos activos de minerales y arcillas del suelo, los sedimentos o sustancias coloidales suspendidas en el agua (Linyu & Guiyou, 2009).

Luego, en estos medios se puede observar la persistencia por medio de la vida media ( $Dt_{50}$ ) del producto, o tiempo en que la mitad de la cantidad aplicada ha desaparecido. Si la vida media es alta, el compuesto es estable en el ambiente, ya sea porque no es biodegradado por los microorganismos del medio o porque no es biodisponible. Algunos compuestos conocidos como recalcitrantes tienen grupos funcionales que están enlazados muy fuertemente y las enzimas de los microorganismos no los pueden degradar. Otros interactúan con la parte mineral del suelo o con la materia orgánica en forma tal que no están disponibles para los microorganismos. Cuando el compuesto tiene una vida media corta, es decir, se transforma, es importante analizar la toxicidad y persistencia de los productos de degradación (Bonano, *et al.*, 2000).

El sistema octanol-agua ( $K_{ow}$ ) se ha usado también para predecir la lipofisidad de los compuestos y su poder de partición entre un medio acuoso y un medio biológico, características éstas responsables del poder bioconcentrador de un compuesto. En general se puede decir que un compuesto bioconcentrable es también residual y va a entrar en la cadena alimentaria, lo cual lo hace potencialmente bioacumulable por ingestión (Deumlich, *et al.*, 2006).

Una vez conocidos los compartimientos ambientales destino del compuesto, los datos de toxicidad, y ecotoxicidad potencial, en los indicadores pertinentes (si bien aún no se tienen los más apropiados para Colombia) dan una indicación de la posible exposición de los organismos vivos al usar el plaguicida y en consecuencia permiten concluir cuáles son las medidas a tener en cuenta para un manipuleo adecuado de los plaguicidas, con miras a prevenir y minimizar los efectos adversos tanto para los humanos como para el ambiente.

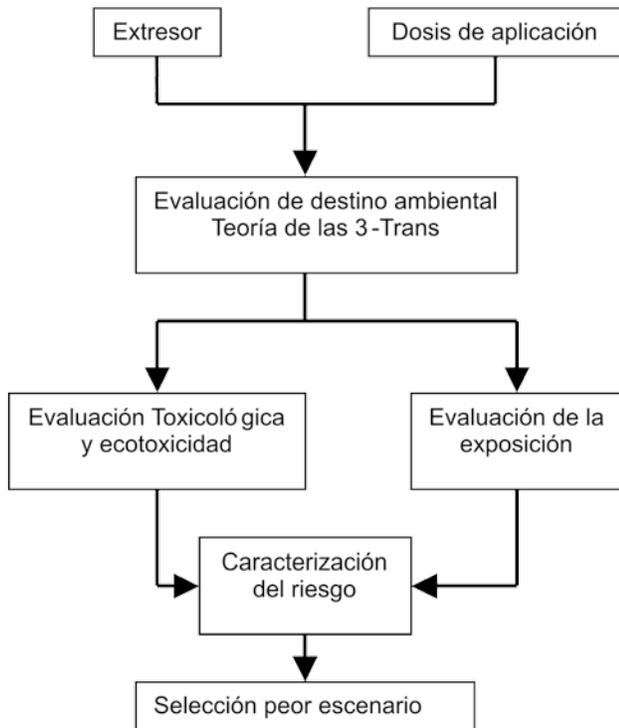
Durante la evaluación de riesgo se han considerado unos valores llamados valores críticos para los parámetros indicadores de las características ambientales bajo análisis, por encima o por debajo de los cuales, según el caso este valor se considera riesgoso o preocupante, como una guía en la evaluación de riesgo. También se incluyen intervalos que deben considerarse durante la evaluación para ecosistemas terrestres y acuáticos (Boriani *et al.*, 2010)

Una de las mayores limitaciones en la evaluación del riesgo es la predicción del destino de los compuestos tóxicos en el aire, entre ellos, el destino de los plaguicidas que se aplican con aspersión aérea o terrestre. Estos, además de entrar en contacto directo con el aire, se depositan en el follaje de las plantas, en la superficie del suelo o en la superficie del agua. Por muchos años se creyó que, como la mayoría de estos compuestos tienen presión de vapor baja, no representaban un riesgo en el aire, sin embargo se ha encontrado que muchos de ellos desaparecen de la superficie de las plantas y del suelo por evaporación (Schwarzenback *et al.* 1993).

Fundamentalmente, la debilidad existe en el conocimiento de los valores básicos confiables de las propiedades que caracterizan los compuestos tóxicos, en general. Así, no existe medida directa de los coeficientes de la ley Henry, estos se calculan, algunas veces, de la medida de la presión de vapor saturada de los compuestos puros y de la solubilidad de los mismos a la saturación en agua. En otros casos se calcula basándose en la sumatoria de las energías de los grupos funcionales, por lo que se ha encontrado gran discrepancia entre estos valores (Schwarzenback *et al.*, 1993)

De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis anterior (nivel 1), se propone un nivel 2 en que se seleccione un escenario Colombiano.

Para el análisis, en este caso cualitativo de la exposición (ya que no se cuenta con una caracterización nacional detallada) se recomienda usar el mejor criterio para evaluar las propiedades físicas del medio, basado en la información secundaria existente y seleccionando el peor escenario, de acuerdo a las condiciones de uso del producto. Con esto se quiere decir, el área de mayor consumo del producto y de acuerdo a la forma de aplicación, compartimiento(s) ambiental(es) expuestos deducidos del nivel 1, se selecciona siempre el peor escenario posible porque usando este criterio se adiciona un factor de seguridad al análisis. Figura 1.



**Figura 1.** Etapas de la evaluación de riesgo ambiental. (Gutiérrez, 2009).

La decisión que se tome, con relación a la exigencia de estudios de campo y en general a cualquier decisión por parte de la autoridad ambiental, debe obedecer a un análisis RIESGO-BENEFICIO, en el cual entren en consideración todos los factores económicos, sociales y técnicos, esenciales para ser justos, objetivos e imparciales, en definir lo mejor para el país (Böhm, 2007).

#### IV. Conclusiones y recomendaciones

Cabe recalcar que si bien la evaluación del riesgo es una metodología basada en rigurosos principios científicos, está aún en su etapa de desarrollo, no sólo en Colombia sino a escala mundial.

Actualmente, el proceso encierra un alto nivel de incertidumbre, ya que, por tratarse de una disciplina en desarrollo, existen muchas preguntas para las cuales aun no hay una respuesta. (Aslaksen & Ingeborg, 2007)

Desde la perspectiva colombiana, el desarrollo de un recurso humano realmente capacitado en esta área nueva del conocimiento debe ser la prioridad número uno, es necesario incentivar y propiciar la integración interinstitucional e interdisciplinaria, para elaborar un plan concertado que permita establecer la problemática colombiana y establecer priorida-

des en prevención de riesgos, acelerar la adquisición de la información tendiente a reducir el nivel de incertidumbre en los análisis de riesgo, así como para entrar en la investigación ambiental.

En enero de 1997, The National Research Council de los Estados Unidos publicó las metas para el siglo 21 en ciencia y tecnología en el área ambiental en un foro realizado en el ámbito nacional. Analizando estos resultados, se puede decir que si bien se está entrando aproximadamente 20 años tarde a la investigación ambiental, aun se está en capacidad de contribuir fundamentalmente al desarrollo de la ciencia y simultáneamente entender y resolver problemas específicos de la realidad tropical.

Así, se está lejos de entender los efectos de aplicación simultánea de plaguicidas, si bien se sabe de modo general que la mezcla de muchos de ellos tiene efectos sinérgicos. Avanzar en el conocimiento en esta área ayudaría a disminuir la incertidumbre en los análisis de riesgo en Colombia, ya que ésta es una práctica común entre los agricultores, especialmente en el área de las flores.

Fuera del riesgo de cáncer, no se sabe como estimar el riesgo, por exposición a compuestos que producen desordenes neurológicos y reproductivos en mamíferos, aves y peces. En esta área se podría entrar a contribuir con estudios epidemiológicos que permitan correlacionar causa-efecto. Si para los casos registrados de malformaciones, se determina el nivel de exposición a los plaguicidas comúnmente usados en la zona, en aguas, sedimentos, peces y alimentos, y se determinan los niveles séricos en los pacientes y sus padres, se podría contribuir a refinar los indicadores de riesgos. Hoy en día existen métodos de biología molecular que permiten correlacionar la exposición con cambios moleculares, evidentes en muestras séricas (Au & Sram, 1996). Estos estudios, de los últimos cinco años, han permitido desarrollar biomarcadores para identificar efectos por exposición a ciertos compuestos tóxicos.

Se ha obtenido información sobre el impacto del uso de plaguicidas en las comunidades microbianas presentes en el suelo, sería igualmente importante empezar a adelantar estudios sobre biodegradación de estos plaguicidas en este comportamiento ambiental, así mismo determinar la vida media de estos compuestos en los ecosistemas colombianos.

Como ya se dijo, la decisión de negar la Licencia Ambiental para la importación de un producto se debe basar en última instancia en los resultados de la evaluación del riesgo y de un análisis de riesgo-be-

neficio. Sin embargo, para este último no existe una metodológica validada. En otras partes del mundo aun se tienen dificultades en asignar un valor a la protección de la fauna y la flora nativas o del ecosistema acuático, o a la recuperación de una especie en vía de extinción, cuyos valores se deben definir a escala nacional.

El desarrollo de la gestión social, tendiente a comunicar los resultados de los análisis de riesgos, se debe adelantar de forma concertada entre el Gobierno, la industria, los aplicadores, los distribuidores y demás instituciones y estamentos de la sociedad involucrados en el ciclo de vida de un plaguicida. En esto descansa el éxito de poder elaborar y ejecutar planes con el objeto de prevenir y minimizar los efectos deletéreos que pueden producir los plaguicidas en los humanos y en el ambiente. Es necesario entender, que la localización de Colombia en el trópico, facilita que los efectos de una plaga sean devastadores, y que el manejo integrado de plagas hasta el momento tiene respuesta para muy pocas de ellas.

## V. Referencias

- [1] Alister, C. & Kogan, M. (2006). ERI: Environmental risk index. A simple proposal to select agrochemicals for agricultural use, en *Crop Protection*, 25(3), pp. 202-211.
- [2] Ares J. (2004). Estimating pesticide environmental risk scores with land use data & fugacity equilibrium models in Misiones, Argentina, en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103(1), pp. 45-58.
- [3] Ashmore, M. & Nathanail, C. (2008), A critical evaluation of the implications for risk based I& management of the environmental chemistry of Sulphur Mustard, en *Environment International*, 34(8), pp. 1192-1203.
- [4] Aslaksen, I. & Ingeborg, A. (2007), "The worth of a wildflower": Precautionary perspectives on the environmental risk of GMOs, en *Ecological Economics*, 60(15), pp. 489-497.
- [5] Au, W. & Sram, J. (1996), Second international conference on environmental mutagenes in human populations, en *Environ Health Perspectives*, 104, pp. 421-422.
- [6] Boriani, E.; Mariani, A.; Baderna, D.; Moretti, C.; Lodi, M. & Benfenati, E. (2010), ERICA: A multiparametric toxicological risk index for the assessment of environmental healthiness, *Environment International*, In Press, Corrected Proof, Available online.
- [7] Böhm, G. (2007), Emotional reactions to environmental risks: Consequentialist versus ethical evaluation, en *Journal of Environmental Psychology*, 23(2), pp. 199-212.
- [8] Bonano, E.; Apostolakis, G.; Salter, P.; Ghassemi, A. & Jennings S. (2000), Application of risk assessment and decision analysis to the evaluation, ranking and selection of environmental remediation alternatives, en *Journal of Hazardous Materials*, 71(1-3), 35-5.
- [9] Cheng, H. (1990), *Pesticides in the soil environment: Processes, impacts, and modeling*, SSSA, Inc., Madison, W.
- [10] Deumlich, D.; Kiesel, J.; Thiere, J.; Reuter, H.; Völker, L. & Funk R. (2006), Application of the Site Comparison Method (SICOM) to assess the potential erosion risk — a basis for the evaluation of spatial equivalence of agri-environmental measures, en *CATENA*, 68(2-3), pp. 141-152
- [11] Food and Agriculture Organization of the United Nations (1989), *Revised guidelines on environmental criteria for the registration of pesticides*, Rome, Italy, pp. 50.
- [12] González-Fernández, O.; Hidalgo, M.; Margui, E.; Carvalho, L. & Queralt I. (2008), Heavy metals' content of automotive shredder residues (ASR): Evaluation of environmental risk, en *Environmental Pollution*, 153(2), pp. 476-48.
- [13] Gutiérrez, S.; Fernández, C.; Barata, C. & Tarazona, J. (2009), Forecasting risk along a river basin using a probabilistic and deterministic model for environmental risk assessment of effluents through ecotoxicological evaluation and GIS, en *Science of The Total Environment*, 408(2), pp. 294-303.
- [14] Hernando, M.; Mezcuca, M.; Fernández-Alba, A. & Barceló, D. (2006), Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments, en *Talanta*, 69(2), pp. 334-342.
- [15] Howard, H. (1990), *Fate and exposure data for organic chemicals*, pp. 574, Lewis, Pbl. Inc., Chelsea, MI.
- [16] Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el desarrollo (1992), Capitulo 10.
- [17] Johnsen, A.; Strømseng, A. & Longva K. (2010). Environmental risk assessment of white phosphorus from the use of munitions — A probabilistic approach, en *Science of The Total Environment*, 408(15), pp. 1833-1841.
- [18] Kavlock, R.; Boekelheide, K.; Chapin, R.; Cunningham, M.; Faustman, E. & Foster, P. (2002), NTP Center for the Evaluation of Risks to Human Reproduction: phthalates expert panel report on the reproductive and developmental toxicity of di(2-ethylhexyl) phthalate, en *Reproductive Toxicology*, 16(5), pp. 529-653.
- [19] Laenge, R.; Steger-Hartmann, T. & Schweinfurth H. (2006), The environmental risk assessment of human pharmaceuticals in the overall EU regulatory affairs process, en *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 45(3), pp. 223-228.
- [20] Landis, G. & M. Yu. (1995), *Introduction to environ-*

mental toxicology, Lewis Publishers, CRC Press, Inc.

[21] Linkov, I.; Loney, D.; Cormier, S.; Satterstrom, F. & Bridges, T. (2009), Weight-of-evidence evaluation in environmental assessment: Review of qualitative and quantitative approaches, en *Science of The Total Environment*, 407(19), pp. 5199-5205.

[22] Linyu, X. & Guiyou, L. (2009), The study of a method of regional environmental risk assessment, en *Journal of Environmental Management*, 90(11), pp. 3290-3296.

[23] Maud, J.; Edwards-Jones, G. & Quin F. (2001), Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom Agriculture, en *Ecosystems and Environment*, 86(1), pp. 59-73.

[24] Ministerio del Medio Ambiente, Dirección Sectorial Ambiental (1995), *Términos de referencia del estudio de impacto ambiental de la importación de pesticidas*, Bogotá.

[25] Montforts, M.; van Rijswick, M. & Udo de Haes, H. (2004), Legal constraints in EU product labelling to mitigate the environmental risk of veterinary medicines at use, en *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 40(3), pp. 327-335.

[26] Moore, J.; Allen, I. & McVeigh A. (2006), Environmental prognostics: An integrated model supporting lysosomal stress responses as predictive biomarkers of animal health status, en *Marine Environmental Research*, 61(3), pp. 278-304.

[27] Moore, M.; Depledge, M.; James W. & Readman, D. (2004), An integrated biomarker-based strategy for ecotoxicological evaluation of risk in environmental management, en *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 552(1-2), pp. 247-268.

[28] Muñoz, I.; Gómez, M.; Agüera, A. & Fernández, A. (2009), Chemical evaluation of contaminants in wastewater effluents and the environmental risk of reusing effluents in agriculture, en *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 28(6), pp. 676-694.

[29] Murphy, M. (1986), Environmental risk assessment of industrial facilities: Techniques, regulatory initiatives and insurance, en *The Science of The Total Environment*, 51, pp. 185-196.

[30] National Research Council Especial Report, Research priorities for the 21st century (1997), en *Environ. Sci. Technol.* 31(1), pp. 20A-27A.

[31] Nekhay, O.; Arriaza, M. & Boerboom L. (2009), Evaluation of soil erosion risk using Analytic Network Process and GIS: A case study from Spanish mountain olive plantations, en *Journal of Environmental Management*, 90(10), pp. 3091-3104.

[32] Oehlmann, J.; Oetken, M. & Schulte-Oehlmann U. (2008), A critical evaluation of the environmental risk assessment for plasticizers in the freshwater environment in Europe, with special emphasis on bisphenol A

and endocrine disruption, en *Environmental Research*, 108(2), pp. 140-149.

[33] Oost, R.; Beyer, J. & Vermeulen, N. (2003), Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review, en *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), pp. 57-149.

[34] Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) (1990), *Código internacional de conducta para la distribución y utilización de plaguicidas*, Roma, FAO.

[35] Power, M. & McCarty L. (1997), Fallacies in ecological risk assessment practices. en *Environ. Sci. Technol.* 31(8), pp. 370A-375A.

[36] Qin, J. & Han S. (2009), Neurocognitive mechanisms underlying identification of environmental risks, en *Neuropsychologia*, 47(2), pp. 397-405.

[37] Ramos, T.; Alves, I.; Subtil, R. & Joanaz de Melo, J. (2009), The state of environmental performance evaluation in the public sector: the case of the Portuguese defence sector, en *Journal of Cleaner Production*, 17(1), pp. 36-52.

[38] Ren, Z.; Liu, W.; Qin, H.; Xu, Y.; Yu, D. & Feng, Q. (2010), Effect of family history of cancers and environmental factors on risk of nasopharyngeal carcinoma in Guangdong, China *Cancer Epidemiology*, In Press, Corrected Proof, Available online.

[39] Renner, R. (1996), Ecological risk assessment struggles to define itself. *Environ*, en *Sci. Technol.* 30(4), pp. 172A-174A.

[40] Reus, J.; Leendertse, P.; Bockstaller, C.; Fomsgaard, I.; Gutsche, V.; Lewis, K. & Nilsson, C. (2002), Comparison & evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use Agriculture, en *Ecosystems and Environment*, 90(2), pp. 177-187.

[41] Robert P.; Anex, J. & Englehardt, D. (2001), Application of a predictive Bayesian model to environmental accounting, en *Journal of Hazardous Materials*, 82(2), pp. 99-112.

[42] Römbke, J.; Hempel, H.; Scheffczyk, A.; Schallnaß, H.; Alvinerie, M. & Lumaret, J. (2007), Environmental risk assessment of veterinary pharmaceuticals: Development of a standard laboratory test with the dung beetle *Aphodius constans*, en *Chemosphere*, 70(1), pp. 57-64.

[43] Russell, L.; Aaron, C.; Serres, F.; Generoso, W.; Kannan, K.; Shelby, M.; Springer, J. & Voytek, P. (1984), A report of the U.S. environmental protection agency gene-tox program: Evaluation of mutagenicity assays for purposes of genetic risk assessment, en *Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology*, 134(2-3), pp. 143-157.

[44] Schwarzenbach, P.; Geschwend, M. & Imboden, D. (1993), *Environmental organic chemistry*, John Wiley and Sons, Inc., New York.

[45] Sieber, S.; Pannell, D.; Müller, K.; Holm-Müller, K.;

Kreins, P. & Gutsche V. (2010), Modelling pesticide risk: a marginal cost-benefit analysis of an environmental buffer-zone programme, en *Land Use Policy*, 27(2), pp. 653-661.

[46] Sierra, M.; Martínez, F. & Aguilar, J. (2007), Baselines for trace elements & evaluation of environmental risk in soils of Almería (SE Spain), en *Geoderma*, 139(1-2), pp. 209-219.

[47] Sprang, P.; Verdonck, F.; Assche, F.; Regoli, L. & Schamphelaere, K. (2009), Environmental risk assessment of zinc in European freshwaters: A critical appraisal, en *Science of The Total Environment*, 407(20), pp. 5373-5391.

[48] Storkey, J.; Bohan, D.; Haughton, A.; Champion, G.; Perry, J.; Poppy, G. & Woiwod, I. (2008), Providing the evidence base for environmental risk assessments of novel farm management practices, en *Environmental Science and Policy*, 11(7), pp. 579-587.

[49] Trevisan, M.; Werf, H.; Alfarroba, F.; Blümel, S.; Isart, J.; McGrath, D. & Seppälä, T. (2002), Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use, en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 90(2), pp. 177-187.

[50] Toro, I. (1996), Algunos criterios para la evaluación de los estudios de impacto ambiental, Documento presentado al Ministerio del Medio Ambiente como parte de los requisitos de un contrato de asesoría.

[51] Toro, I. (1997), La evaluación del riesgo: Herramienta para determinar el impacto ambiental ocasionado por el uso de plaguicidas en los ecosistemas colombianos, Documento presentado a la Corporación Colombiana Agropecuaria-CORPOICA para concursar a la categoría de Investigador Titular (C5).

[52] Uribe, M. (1996), Criterios agronómicos para el establecimiento de metodologías y parámetros destinados a la evaluación de estudios de impacto ambiental generados por el uso y manejo de plaguicidas, Documento presentado al Ministerio del Medio Ambiente como parte de los requisitos de un contrato de asesoría.

[53] Vallejo, C. (1995), Criterios para el establecimiento de metodologías, parámetros y rangos destinados a la evaluación de impactos generados por el uso y manejo de plaguicidas, Documento presentado al Ministerio del Medio Ambiente como parte de los requisitos de un contrato de asesoría.

**Freddy Leonard Alfonso Moreno**, Químico de la Universidad Nacional de Colombia, especialista en Gestión Ambiental Urbana. Ex-asesor técnico científico en evaluación y análisis de riesgo ambiental, contaminación y toxicología ambiental por el uso, manejo y disposición de sustancias tóxicas de la Corporación Colombiana de Investigación agropecuaria (CORPOICA). Investigador Grupo de Investigación en Biotecnología y Energías alternativas (IENA). Asesor y consultor en elaboración e implementación de planes de Manejo Ambiental para la Industria Química, Agropecuaria y Petrolera. Docente universitario en las áreas de Matemáticas, Química, Fisicoquímica, Termodinámica, Mecánica de fluidos, Instrumentación y análisis químico y Contaminación ambiental. flamoreno17@yahoo.com.ar

**Inés Toro Suarez**, Química, Universidad Nacional de Colombia, PhD. Crop and Soil Science-Environmental Toxicology, MSc. Environmental Analytical Chemistry, Michigan State University. Asesora técnica científica Ministerios de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Agricultura y Planeación Nacional. Investigadora Titular, Corporación Colombiana de Investigación agropecuaria (CORPOICA). Asesora y consultora Metodologías para medir el impacto ambiental por el uso de plaguicidas, planes de manejo de recursos naturales, ordenamiento ambiental, manejo sostenible de la biodiversidad y ecosistemas regionales.