# **REVISIÓN**

## Riesgos sanitarios de la contaminación de suelos

## Francisco Díaz-Fierros Vigueira

Catedrático Emérito de la Universidad de Santiago de Compostela Farmacia. e-mail: francisco.diaz-fierros@usc.es

Recibido el 14 de septiembre de 2013. An. Real Acad. Farm. Vol 79, № 3 (2013), pag. 388-411

#### **RESUMEN**

Se plantea el origen histórico de la contaminación de suelos, así como los conceptos fundamentales implicados en ella. Se formula la importante relación establecida entre las gestión de los suelos contaminados y los métodos de evaluación de riesgos sanitarios. Se presentan los aspectos fundamentales de la evaluación de riesgos de los suelos contaminados a partir de las etapas de identificación y caracterización del peligro para la salud. Se expone la importancia de los estudios de carácter edafológico en los procesos de retención, transformación y transporte de contaminantes en el suelo y se evalúan los distintos aspectos relativos a la exposición de los receptores humanos a los contaminantes. Se presentan los métodos de caracterizar los riesgos, así como la importancia actual de modelos de gestión como los RBCA. Finalmente, se plantean los nuevos objetivos que se presentan para la evaluación de riesgos.

Palabras clave: Suelos contaminados; Riesgos sanitarios; Evaluación de riesgos.

#### **ABSTRACT**

## Health risks of pollution of soils

The historical origin of soil pollution and the main concepts involved in it are considered. The outstanding relationship between the management of contaminated soils and the assessment methods of health risks is proposed. The main aspects of the assessment of polluted soil risks are presented taking into account the periods of identification and description of health risks. The relevance of soil studies in the processes of retention, transformation of soil pollutants is showed and the different aspects of human exposured to pollutants are assessed. The methods to describe risks, as well as the present relevance of management methods such as the RBCA are introduced. Finally, new challenges for risk assessment are proposed.

**Keywords:** Contaminated soils; Health risks; risks assessment.

## **INTRODUCCIÓN**

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud, la "Salud Ambiental" (1993) comprende "aquellos aspectos de la salud humana, incluida la calidad de vida, que son determinados por las condiciones físicas, biológicas, sociales y psicológicas del medio ambiente" (Basset, 1999). En consonancia con esta definición, el "Hombre Sano" que es el objetivo de todas las ciencias sanitarias, incluida la farmacéutica, sería aquel que goza de un equilibrio interior (fisiológico y psicológico) y vive en un ambiente sin agresiones (físicas, químicas, biológicas y sociales)

Como factores fundamentales del medio físico que determinan en última instancia las características de esta rama importante de la sanidad, se considerarían la atmósfera, el agua y el suelo. Todos ellos juegan un papel esencial y diferenciado en la recepción, acumulación, atenuación y trasmisión de las substancias contaminantes hacia el ser humano. Sin embargo, la percepción por la sociedad de su influencia sobre la salud humana tuvo una historia muy diferente, siendo el suelo el último componente del medio físico que fue aceptado como problema ambiental (Petts et al., 1997). Anteriormente, el agua había sido considerada como un problema importante para la salud humana, a finales del siglo XIX, cuando fue demostrada la transmisión hídrica de muchos microorganismos patógenos (cólera, tifus, etc.) (Grosclaude, 1999, Díaz-Fierros, 2010). Después de la Segunda Guerra Mundial, los estudios epidemiológicos que ponían en evidencia la relación entre las enfermedades respiratorias y la contaminación de las atmósferas urbanas (Mc Dermott, 1961) dieron origen a las primeras medidas reguladoras de carácter medio ambiental sobre el aire. Y sería ya en los comienzos de los ochenta, al producirse el desmantelamiento de la industria pesada que tuvo lugar en muchos países avanzados, cuando se descubrió la existencia de amplias superficies de suelos contaminados con productos de probada toxicidad (Petts et al., 1997).

Otros factores que habrían influido en la falta de sensibilidad de la sociedad frente a la contaminación de suelos y que retrasaron las medidas de su evaluación y control, pudieron estar relacionados con alguna de las características propias de la contaminación del medio edáfico. Salvo casos excepcionales (p. ej. la población infantil) no existe una exposición directa del ser humano a los suelos contaminados, las relaciones causa-efecto no son tan evidentes y se aceptaba que el suelo era un medio con una capacidad casi ilimitada para almacenar y retener substancias contaminantes sin efectos nocivos (Douben, 1998, IGME, 2005).

De todas formas, el interés creciente que se desarrolló sobre los suelos contaminados multiplicó en los últimos años los métodos de identificación y estudio, así como las medidas legislativas de control correspondientes. En Europa,

aunque no hay todavía una cuantificación rigurosa, se estima que existen más de un millón de suelos/terrenos contaminados (Prokop et al., 2000).

El riesgo sanitario ambiental, definido como la probabilidad de que se produzca algún daño sobre la salud humana o animal como consecuencia de la acción de productos emitidos al medio ambiente, comenzó a identificarse como problema importante para las sociedades avanzadas a partir del año 1972 en el que tuvo lugar la Cumbre de Estocolmo, "Una sola Tierra", convocada por el PNUMA (Díaz-Fierros, 2000). Con esas fechas, la OMS puso en marcha su programa EHC (Environmental Health Criteria) para "evaluar la información sobre las relaciones entre la exposición a contaminantes ambientales y la salud humana". Al mismo tiempo la National Academy of Engeenering y la National Academy of Sciences de USA organiza en 1972 la primera conferencia sobre análisis de riesgos que dio origen a una serie de informes que culminaron con la publicación *Risk Assessment in the Federal Governement: Managing the Process* (1983), importante documento que definió por primera vez las cuatro etapas de la evaluación de riesgos: identificación del peligro, caracterización del peligro, evaluación de la exposición y caracterización del riesgo.

Otras etapas importantes de este proceso fueron la publicación por la CAC (Codex Alimentarius Commissión, 1999) de la metodología adecuada para la evaluación de los riesgos sanitarios de carácter microbiológico. Finalmente, la evaluación del riesgo ecológico (efectos sobre la biota) fue desarrollada fundamentalmente por la Environmental Protection Agency (EPA) de USA con varios documentos (*Framework for Ecological Risk Assessment*, 1992 y *Proposed Guide for Ecological Risk Assessment*, 1996) y la Society of Environment Toxicology and Chemistry (SETAC) a través de varios grupos de trabajo que en 1997 dieron lugar a un importante documento de síntesis (*Ecological Risk Assessment*).

La preocupación por los suelos contaminados y su influencia sobre la salud pública se vincula a una serie de incidentes ocurridos en torno a los años ochenta. El primero de ellos, el del Love Canal (USA), ocurrió cuando durante un episodio de fuertes lluvias, en 1977-78, se puso de manifiesto el elevado grado de contaminación de las aguas subterráneas de un barrio marginal de Niagara Falls construido sobre un antiguo vertedero de residuos. La evidencia de problemas sanitarios en la población originó un estado de emergencia y una toma de conciencia de las autoridades sobre esta problemática que dio origen a la Comprehensive Environmental Response, Compensacion and Liability Act 1980 (CERCLA) conocida popularmente como legislación "Superfund". Su prórroga en 1986 y 1995 dio origen a toda una larga serie de medidas de identificación y tratamiento de suelos contaminados que, prácticamente, sirvió para situar en la agenda de la política ambiental de todos los países esta problemática. En Europa pueden citarse los incidentes de Lekkertkerk (Holanda) de una urbanización

construida también sobre un vertedero y cuya población tuvo que ser evacuada en 1980 y el de Loscoe (UK) donde, en 1986, una explosión de gas metano, que ocasionó varios muertos, fue atribuida a las emisiones de un vertedero. Como consecuencia de estos incidentes y los estudios e investigaciones que se pusieron en marcha a continuación, la mayor parte de los países europeos realizaron sus particulares inventarios de suelos contaminados, así como la propia UE, y a lo largo de la década de los noventa fueron adaptando sus legislaciones para incluir en ellas la problemática de los suelos contaminados.

En España la Ley Básica de Residuos (1998) destina un epígrafe íntegro, el Título V, a la gestión de los suelos contaminados, que recae básicamente sobre las Comunidades Autónomas. Posteriormente se desarrolla un RD (9/2005) sobre la definición y estándares para la declaración de suelos contaminados y, en el 2011, se redacta una nueva Ley de "Residuos y Suelos Contaminados", que deroga la de 1998. De las comunidades autónomas fue el País Vasco la primera que desarrolló una legislación sobre suelos contaminados que recogía como técnica fundamental de evaluación la relativa a los riesgos sanitarios y ecológicos (IHOBE, 1998). En la actualidad, la mayoría de las comunidades autónomas, en alguna medida, tienen normas de actuación sobre los suelos contaminados (CONAMA, 2010).

La legislación americana de los Superfund que sirvió, en general, como referencia para los desarrollos legislativos de los diferentes países, consideró desde el primer momento la necesidad de realizar "evaluaciones de riesgo" (ER) para la caracterización de los terrenos contaminados. Por una parte, existía la necesidad de priorizar las costosas medidas de restauración y recuperación de suelos contaminados con medidas de evaluación rigurosas y, por otra, estaban ya muy desarrolladas y acreditadas las medidas de evaluación de riegos, por lo que fueron estas las que, en general, se adoptaron como criterio fundamental para la gestión de esta problemática. De ahí que el estudio y la gestión de los suelos contaminados se haya desarrollado, prácticamente desde sus comienzos, ligada a la aplicación a los mismos de los nuevos métodos de evaluación de riesgos sanitarios y ecológicos.

En este trabajo de revisión se presentarán los avances actuales y las perspectivas de futuro en los procesos de evaluación de riesgos sanitarios de los suelos contaminados, cuestión indudablemente ligada a las materias propias de la sanidad ambiental, que lo son, a su vez, de las ciencias farmacéuticas.

## **CONCEPTOS FUNDAMENTALES**

"Suelo contaminado" es aquel que presenta substancias peligrosas en una cantidad o concentración superiores a las que se dan habitualmente en el suelo (Smith, 1985, Fisk, 1990, Bridges, 1991). Y una substancia peligrosa desde el punto de vista sanitario es aquella que potencialmente puede producir un efecto negativo, o daño, sobre la salud humana. Esa potencialidad normalmente se evalúa como la probabilidad de producir ese efecto dañino por lo que, en última instancia, será siempre considerado como un proceso estocástico.

Identificado el peligro, derivado de la presencia de substancias contaminantes del suelo, es fundamental para obtener una correcta evaluación del daño, el considerar las características de los seres humanos receptores, que pueden ser más o menos sensibles a él, p. ej. según la edad o el tipo de actividad. Por otra parte, en la importancia del daño causado, influye también el grado de exposición a la substancia contaminante, que a su vez es dependiente del medio por el que se pone en contacto con el receptor y del camino que haya seguido desde el suelo.

El riesgo, en definitiva, sería la probabilidad de que una determinada substancia contaminante del suelo llegara a ponerse en contacto un cierto tiempo con un receptor humano después de haber recorrido una ruta en particular. Sospechada la existencia de un riesgo, los diferentes métodos de evaluación del mismo se descomponen en una serie de etapas desarrolladas en cadena. De acuerdo con la Directiva que primero tuvo en cuenta esta metodología para la Unión Europea (UE 2000) estas etapas serían:

- 1) Identificación del peligro.
- 2) Caracterización del peligro.
- 3) Evaluación de la exposición.
- 4) Caracterización del riesgo.

## 1. Identificación del peligro

Esta etapa inicial que, en la normativa USA derivada de las acciones Superfund se denominaría como la de "Definición del problema", supondría una serie de actividades encaminadas a identificar, en primer lugar, los factores causantes del posible daño sobre la salud humana, que podrían ser de tipo químico (p. ej. un determinado componente tóxico), físico (p. ej. una radiación ionizante) o biológico (p. ej. un microorganismo patógeno). A continuación se trataría de localizar la fuente generadora del problema que dependería normalmente de un determinado tipo de actividad. Un listado de las actividades contaminantes del suelo más importantes se recoge en la Tabla 1. En muchos casos, la existencia de una actividad particularmente contaminante, en virtud del principio de precaución, puede ser el primer paso en la identificación del peligro, aún antes de que pudiera ser demostrada su incidencia sobre el ser humano.

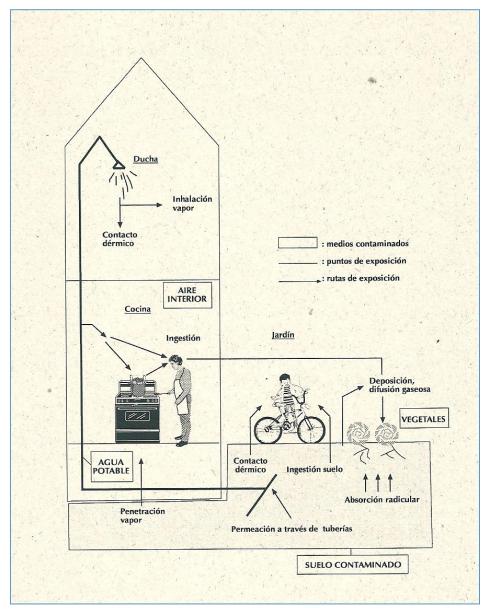
 $\textbf{Tabla 1.-} \ Sectores \ de \ actividad \ industrial \ y/o \ comercial \ y \ posible \ contaminación \ puntual \ de \ sue los \ relacionada \ (Díaz-Fierros, 1992)$ 

ACTIVIDAD INDUSTRIAL Y/O COMERCIAL	POSIBLE CONTAMINACIÓN
Industria de batería y pilas	Metales pesados (Cd, Pb, Cr, Ni, Hg)
Minería	Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, As, Ni, Se, CN-
Industria del vidrio	F, Pb
Industrias gráficas e impresión	Hidrocarburos clorados y aromáticos, Mg, As
Pinturas, barnices y tintas	Hidrocarburos, (Pb, Cd, Ba, Cr) Alcoholes
Industria maderera	Hidroc. aromáticos, fenoles, metales pesados
Industria protección de la madera	Hidrocarburos, metales (Cu, Cr, As)
Industria textil	Hidroc., pesticidas, metales, ácidos/álcalis, etc.
Lavanderías químicas	Hidrocarburos
Industria insecticida	Hidrocarburos, fenoles, Hg, Ti, As
Empresas de gas	Hidrocarburos aromáticos y policíclicos, CN-
Industria petroquímica	Hidr. arom. y polic., Alifáticos, Pb, Zn, Cu, Ni, Cd
Refinerías	Hidrocarburos, ácidos/álcalis, asbesto
Industria metalúrgica/galvánica	Hidroc. aromáticos, metales pesados, CN-
Metales férricos y acerías	Metales, ácidos, disolventes, hidroc. lodos
Talleres	Hidrocarburos, ácidos, Pb
Curtidos y tenerías	Hidroc., ácidos, metales, disolv., colorantes
Plásticos	Hidroc., metales, CN-, aminas, monómeros
Goma y caucho	Hidroc., metales, ácidos, comp.S, monómeros
Industria de transformación	Hidroc.,metales, Sb, ácidos
Astilleros e Industria Naval	Hidroc., fenoles, metales, disolventes
Microelectrónica	Hidroc., metales, ácidos
Papeleras	Materia orgánica, Hg, deriv. S
Tabacos	Cd
Industria vinícola	CN-, fenoles
Vertederos controlados de RSU	Compuestos orgánicos, metales
Laboratorios fotográficos y de film	Compuestos orgánicos, Ag

Las actividades contaminadoras pueden subdividirse en "difusas" y "puntuales". Dentro de las primeras son de especial importancia las que se transmiten por el aire y llegan al suelo por deposición "seca" en forma de partículas o aerosoles o por deposición "húmeda" mediante precipitaciones: son de destacar, por su extensión y su carácter transnacional, las "lluvias ácidas", provocadas en general por la contaminación industrial y las "lluvias radiactivas", por los accidentes nucleares. Otro tipo de contaminación difusa de suelos es la derivada de las prácticas agrarias (fertilizantes, plaguicidas, productos farmacéuticos veterinarios, etc.) y los asentamientos poblacionales dispersos. En el caso de las contaminaciones puntuales o localizadas, donde normalmente se alcanzan concentraciones mayores de los contaminantes, se tendrían antiguas localizaciones industriales, vertederos de todo tipo (municipales, mineros, etc.) y será a ellas a las que se dedicarán fundamentalmente los procesos de ER.

La contaminación difusa del suelo, aunque puede ser también susceptible de evaluaciones de riesgo, utiliza otro tipo de medidas de gestión que se centran más en controles sobre la "fuente" de los contaminantes que en actuaciones sobre el punto de acumulación sobre el suelo, como ocurre con los casos de contaminación puntual o localizada. En estos casos, la ER actúa como una guía fundamental para detectar el riesgo y decidir el alcance de las medidas de corrección. A este tipo de contaminación será a la que se dedicará esta revisión.

La investigación del suelo problema y, sobre todo, de las diferentes vías por las que puede emigrar el contaminante (Figura 1) sería otro de los objetivos de esta etapa. En ella habría que considerar también los posibles procesos de interacción del contaminante con el suelo o con los diferentes medios que realizan su transporte hacia el receptor, con todo lo cual se elaboraría un modelo conceptual que daría cuenta de los cambios y evolución del contaminante antes de ponerse en contacto con el ser humano. En este modelo se tendría en cuenta también las características de la exposición y sus repercusiones sobre la salud humana.



**Figura 1**.- Lugares de exposición y rutas posibles para los contaminantes de un suelo (IHOBE, 1998)

## 2. Caracterización del peligro

Es un proceso claramente ligado a la toxicología pues, en definitiva, trata de definir las relaciones dosis-respuesta del contaminante en cuestión. Tradicionalmente se consideran dos tipos de procesos: el de aquellas substancias que tienen un tramo donde las dosis no originan respuesta toxicológica (las denominadas de tipo NOAEL) y el de aquellas que se supone que actúan negativamente sobre el organismo desde la presencia de las primeras moléculas del contaminante, como sería el caso de las substancias cancerígenas con respuesta genotóxica. Otro caso serían los microorganismos, cuyos procesos dosis-respuesta tienen una especial complejidad, dando origen a numerosos modelos (exponencial, poisson-beta, con umbral sin respuesta, etc. – Haas, Rose, Gerba,

1999 -), por lo que su aplicación al ER precisaría todavía un mayor número de estudios y datos para obtener resultados útiles para la gestión de los riesgos.

En el caso de las substancias NOAEL la dosis diaria de referencia DdR (nivel de entrada diaria en el organismo que no produce un daño apreciable en poblaciones humanas) es el índice más utilizado en los estudios de ER, existiendo diferentes bases de datos en el mundo que pueden aportar esta información. En general, en estos índices se tiene en cuenta el tiempo de exposición, existiendo DdR crónicas (DrRc) calculadas para períodos mayores de los 7 años (10% de la esperanza de vida), subcrónicas (DrRc) para períodos entre dos semanas y siete años e incluso para períodos menores, índices HA1 y AH10 - Peña, Carter, Avala-Fierro, 2001). Para substancias sin umbral de respuesta, como es el caso de los cancerígenos, existen dos tipos de índices: el peso de la evidencia según estén clasificados por la EPA como A (cancerígeno para humanos), B (probable cancerígeno humano), C (posible cancerígeno humano), D y E (no hay evidencia de que sea cancerígeno humano), y el factor de pendiente correspondiente a la curva dosis-respuesta genotóxica que relaciona la probabilidad de que se produzca cáncer y la dosis aplicada. Se admite, en general, como incremento de la probabilidad admisible la inferior a un caso de cáncer por cada 105 individuos, aun cuando, últimamente, para determinadas substancias y circunstancias, tiende a emplearse el nivel más exigente de 106.

## 3. Evaluación de la exposición

En esta etapa se tienen en cuenta las diferentes interacciones de las substancias contaminantes con el suelo y/o con los diferentes medios que pueden ser agentes de su transporte hacia los receptores. Es un campo de estudio propio de edafólogos, geólogos, hidrólogos, etc.

Cuando un producto contaminante llega al suelo, lo primero que hay que tener en cuenta es ese concepto tan clásico de la Edafología que considera al suelo como un "sistema disperso" trifásico: es decir, un medio compuesto por una fase sólida rígida, o matriz, que define a su vez un espacio donde se pueden desplazar las fases fluidas del aire y del agua (Díaz-Fierros, 2011). Con relación a esas tres fases se produce un proceso inicial de "reparto" del contaminante entre ellas, determinado tanto por las propiedades del producto contaminante como de las fases correspondientes. Las cantidades del contaminante que se localizarían en cada una de las fases pueden calcularse fácilmente, si se asume que hay un equilibrio entre ellas, a partir de los coeficientes de reparto octanol-agua Kow, el producto de solubilidad y la constante de Henry H, relativa a los procesos de difusión en el aire. De una forma sencilla, podría señalarse que los compuestos que tienen una presión de vapor o una constante de Henry altas (p. ej. benceno) tienden a concentrarse en el aire, mientras que en al agua lo hacen los muy

solubles y con valores de Kow relativamente bajos (p. ej. fenol) y en el suelo los que presentan Kow altos (p. ej. DDT).

El concepto de "fugacidad" introducido por Lewis, GN en 1901 y aplicado por Mackay, D. (2001) a la difusión de contaminantes en el medio ambiente es otra alternativa utilizada ampliamente en la actualidad para la modelización de estos procesos de reparto (http://www.trentu.ca/cemec/models/models.html). La fugacidad, que significa la tendencia a emigrar desde una determinada fase, tiene unidades de presión y puede ser considerada como la presión parcial que un determinado producto químico ejerce para desplazarse de una fase a otra. En muchos aspectos, la fugacidad juega el mismo papel que la temperatura para describir, en condiciones de equilibrio térmico entre las fases, la dirección del flujo de calor (CEMN, 2005).

El proceso de reparto puede dar origen a un equilibrio estacionario (modelos de evolución de los contaminantes de nivel I, II y III – CEMN, 2005) o puede variar con el tiempo, nivel IV. En cualquier caso, es el punto de partida de otro conjunto de procesos que afectan: a) a su transformación mediante una serie de reacciones y b) al transporte de estos productos o de sus diferentes subproductos de degradación.

## Procesos de transformación.

Consisten en una serie de reacciones (hidrolíticas, oxidativas, biodegradativas, etc.) que alteran las características químicas del producto contaminante. En muchos casos, estos procesos reducen su actividad tóxica, por lo que estos mecanismos pueden considerarse como atenuadores o depuradores de la contaminación del suelo. De todas formas, existen muchas evidencias (todavía no suficientemente bien estudiadas) de que en la cadena degradativa de muchos productos pueden aparecer subproductos con actividades tóxicas similares o incluso superiores a la del término inicial (Eijsackers,H y Doelman,P. 1987).

## Retención en el suelo

Para que los mecanismos degradativos, en las diferentes fases del suelo, actúen con una cierta eficiencia se necesita que exista un tiempo mínimo de contacto entre el producto y la fase en cuestión, por lo que el tiempo de retención del contaminante en el suelo es un proceso complejo que debe ser considerado previamente para comprender adecuadamente los procesos de transformación. Estos mecanismos de retención de los productos contaminantes al suelo pueden interferir con los mecanismos de transporte y así, p. ej., la vaporización o disolución en agua puede verse disminuida si la retención es muy intensa o irreversible. De una forma aproximada los coeficientes de reparto suelo-agua y suelo-aire pueden dar cuenta de la importancia de estos procesos.

Dentro de la complejidad de los procesos de retención de contaminantes se podría establecer una división según su constitución, en a) inorgánicos, b) orgánicos y c) particulados. En relación con los materiales inorgánicos, los de carácter catiónico tienen una especial afinidad por el suelo debido a la carga negativa predominante en las superficies activas del suelo. De todas formas se podrían establecer diferencias con las uniones de los cationes al suelo, según sean "fácilmente intercambiables" con las superficies activas del suelo, "complejados" con la materia orgánica y "ocluidos" o "coprecipitados" con óxidos metálicos, carbonatos, fosfatos, etc. Los materiales inorgánicos aniónicos se unen con mayor dificultad al suelo. Solo en los casos donde este puede llegar a desarrollar en sus superficies activas cargas positivas (presencia de óxidos de hierro a bajos pH, etc.) o se pueden establecer "puentes catiónicos", estas uniones pueden llegar a tener cierta importancia.

En el caso de los materiales orgánicos de elevado peso molecular, las uniones que se establecen con el suelo pueden ser de índole muy variada (fuerzas London-Van der Walls, electrostáticas, enlaces de hidrógeno, enlaces coordinados, etc.) y alcanzar intensidades de muy diversa magnitud.

En el caso de los materiales particulados son de gran interés los mecanismos de retención que afectan a bacterias y virus. Para las primeras, habría que tener en cuenta, en primer lugar, como consecuencia de su mayor tamaño, la retención mecánica por el espacio poroso del suelo. Por otra parte, existe la posibilidad de que se produzcan uniones de tipo electrostático dependiendo de la carga de la membrana celular que, a su vez, por su carácter afótero estaría regulada por el pH del suelo. De todas formas cualquier tipo de unión que puede tener lugar con las moléculas orgánicas (Van der Walls, puentes de H, puentes catiónicos, etc.) puede ser posible, dando origen a lo que Marshall, K.S. (1980) define como uniones "reversibles", puesto que se destruyen con relativa facilidad. Frente a ellas estarían las "permanentes" donde una serie de substancias, como polímeros orgánicos y otras substancias coloidales, "anclarían" firmemente la célula al suelo.

En el caso de los virus las interacciones físico-químicas con la matriz edáfica tendrían especial relevancia en los procesos de retención, pues, como consecuencia de su menor tamaño (de 0,5 a 0,02 micras), la retención mecánica tendría mucha menos importancia. El cápsido proteico de los virus se comporta como un coloide afotérico (Bitton, G. 1980) con cargas dependientes del pH, de tal forma que un incremento del pH tiende a incrementar el comportamiento aniónico de los virus, lo que conllevaría una menor retención por las superficies activas del suelo. Por otra parte, la presencia de cationes en la solución del suelo tiende a incrementar la retención, mientras que la materia orgánica disuelta tiene el efecto contrario.

## Reactividad en los ambientes edáficos

Los procesos de transformación de los productos contaminantes van a tener diferentes características e intensidades de acuerdo con su localización en los diferentes ambientes edáficos:

- a) Superficie del suelo. En ella lo característico y diferencial es la presencia de la radiación UV como reactivo fundamental. Su acción sobre los contaminantes precisa, en general, para que sea completa, del concurso de otros procesos de carácter biótico y abiótico, por lo que su papel se considera limitado y reducido a las primeras etapas de la degradación (Haan,F. y Zwerman,P. 1986)
- b) Atmósfera del suelo. Se localiza en los espacios porosos cuando están vacíos o parcialmente ocupados por agua. Su reactivo fundamental es el oxígeno, por lo que las reacciones más específicas serán las de oxidación. Y, aunque en este medio se localizan sobre todo los productos más volátiles, en las proximidades de las interfases gas-líquido y gas-sólido se pueden activar y extender este tipo de reacciones a todo clase de productos retenidos en el suelo.
- c) Agua del suelo. La reacción fundamental es la hidrólisis y, dependiendo de la presencia o no de oxígeno disuelto, las de carácter red-ox se podrán desarrollar en un sentido o en otro. Por otra parte, el carácter soluble de muchos contaminantes determina que sea en este medio donde se localicen la mayor parte de sus reacciones de transformación.
- d) Matriz del suelo. En sentido estricto, las interacciones con la matriz solo se producirían cuando ninguna molécula de agua permaneciese adsorbida sobre su superficie. La realidad es que esta situación solo se daría en condiciones de sequedad extrema, y afectando sobre todo a las fracciones más gruesas del suelo que son las menos reactivas. Lo habitual es que existe una capa de mayor o menor espesor de moléculas de agua y que será en esta interfase suelo-agua donde se localicen las reacciones más importantes.
- e) Microhábitats. La localización de los organismos en el suelo está determinada por la existencia de agua, de nutrientes y, en la mayor parte de los casos, de oxígeno lo que, en general, da origen a una distribución heterogénea de los mismos. En estos ambientes, además de que existe la posibilidad de que actúen cualquiera de los reactivos anteriores, existe como carácter diferencial la presencia de enzimas que son de especial interés en la activación de muchas reacciones.

## Reacciones de transformación

a) Hidrólisis. Es uno de los procesos más frecuentes con los que se inicia la degradación de los productos orgánicos. Su velocidad de reacción es muy variable aunque, en general, en aquellos que presentan una mayor solubilidad en el agua son más rápidas, mientras que otros, como los éteres y ésteres, lo hacen más

lentamente. Hay casos, muy importantes, p. ej. en la desactivación de los organoclorados, en los que la hidrólisis va acompañada de un proceso de deshalogenación.

- b) Procesos red-ox. Hay elementos como los hidrolizatos (Al, Fe y Mn) en los que los cambios en su estado de oxidación suponen variaciones muy importantes en su solubilidad, influyendo por este medio en su toxicidad. En otros casos, las oxidaciones son mecanismos importantes en la apertura de anillos, que representan un mecanismo básico de atenuación de su toxicidad (Manaham,S. 1990).
- c) Catálisis inorgánica. Muchas de estas reacciones pueden activarse de forma especial en contacto con las fracciones inorgánicas coloidales del suelo, que Miselgrin, U. y Prost, A. (1989) las definen como catálisis heterogéneas, porque las consideran específicas de la interfase suelo-agua. Fueron especialmente estudiadas con los plaguicidas para los que se demostró un incremento en su degradación cuando se encontraban en contacto con arcillas, óxidos metálicos o cationes adsorbidos.
- d) Interacciones con la materia orgánica. La materia orgánica coloidal puede actuar como catalizador en reacciones heterogéneas similares a las descritas en el apartado anterior. Los procesos de complejación con metales pesados tienen habitualmente una importante función de atenuación de su toxicidad, no solo por su papel en la disminución de su solubilidad, y su consiguiente biodisponibilidad, sino también por otras reacciones como pueden ser su competencia con los cationes precipitantes de proteínas (Hardgrove, W. y Thomas, G. 1981). Otro tipo de uniones que se pueden establecer entre la materia orgánica del suelo y las moléculas orgánicas contaminantes puede dar lugar al bloqueo o substitución de radicales responsables de la toxicidad. De todas formas, cuando la materia orgánica que interviene en estas reacciones es de bajo peso molecular o con una proporción importante de grupos hidrófilos, el efecto sobre la movilidad del producto contaminante puede ser estimulante, como p. ej. en el caso del DDT en contacto con ácidos húmicos (Senesi, N. y Chen, Y. 1989).
- e) Biodegradación. Es, posiblemente, el mecanismo más importante de desactivación de los productos orgánicos contaminantes y, aunque en su detalle se puede referir a muchos de los procesos anteriores (hidrólisis, oxidaciones, etc.), la activación específica que generan los organismos del suelo a partir de los procesos enzimáticos que inducen les confiere una intensidad y extensión que no alcanzarían de otra manera. Las condiciones del suelo que favorecen este tipo de reacciones son todas las que son estimulantes de los fenómenos vitales: agua, aire y nutrientes. Sin embargo, es fundamental distinguir en el suelo los procesos en régimen aerobio de los anaerobios, ya que los primeros son, normalmente, más efectivos por el hecho de que la degradación oxidativa de los productos orgánicos

es mucho más directa y eficiente que las complejas vías que siguen las degradaciones en condiciones anóxicas o anaerobias.

## Procesos de transporte

El transporte de los contaminantes o de los subproductos de su degradación puede realizarse desde la matriz del suelo unido a las partículas del suelo cuando este se moviliza por los procesos de erosión eólica y/o hídrica y con el desplazamiento de las fases móviles del agua y el aire del suelo.

- a) Transporte con la matriz del suelo. Los procesos de erosión del suelo se inician siempre con el mecanismo de desagregación de las partículas del suelo como consecuencia de la destrucción de las substancias cementantes (materia orgánica, óxidos de hierro, etc.) que mantienen estable la estructura del suelo. Los agentes desagregantes mas frecuentes son la lluvia, las escorrentías y la mecanización. Una vez liberadas, las partículas pueden ser desplazadas por el viento, sobre todo en medios áridos, y recorrer grandes distancias originando auténticas nubes contaminantes (p. ej. el conocido episodio del Dust Blow americano, de los años treinta del pasado siglo). Más extendidos están los procesos de erosión hídrica, que pueden alcanzar valores tan elevados como las 100 Tm. Ha-1. año y se localizan de forma preferente en los climas subtropicales y mediterráneos. Los procesos erosivos afectan al desplazamiento de los contaminantes localizados en la capa más superficial del suelo y con un Kow elevado.
- b) Transporte con la fase líquida del suelo y subsuelo. Puede afectar a tres situaciones distintas de los contaminantes (disueltos, inmiscibles y particulados). Los materiales disueltos, que son normalmente los que presentan un producto de solubilidad más alto, se desplazan de acuerdo con la dinámica particular de los flujos de agua que puede ser de carácter "difusivo", cuando lo hace frente a un gradiente de potenciales de retención de agua en condiciones de no saturación, o "adventivo", cuando se realiza en régimen de saturación. Este último suele ser el responsable de los principales procesos de desplazamiento de contaminantes por el agua del suelo. Normalmente se distinguen en el suelo, según su localización, los flujos de agua "superficiales", "subsuperficiales" y "subterráneos". Con estos últimos se establece un *continuum* con los acuíferos subterráneos, por lo que los desplazamientos de los contaminantes por el agua se enmarcan, más que en los límites estrictos de lo que se entiende por suelo, en el ámbito más amplio que comprende lo que se denomina actualmente como Zona Crítica de la Tierra (atmósfera, litosfera, hidrosfera) (Lin, 2010).

Los materiales inmiscibles, como los derivados del petróleo, que pueden dar origen a graves episodios de contaminación, tienen normalmente un comportamiento muy complejo. Por una parte, existe una fracción "oleosa" que puede quedar retenida en los intersticios del suelo mientras que otra "móvil"

puede desplazarse con los movimientos del agua, distinguiéndose en este caso las fracciones menos densas del agua, que "flotan" en la capa límite de saturación, de las más densas, que emigrarían hacia el fondo de los acuíferos. También podría existir una fracción volátil que emigraría en forma de vapor hacia las capas más superficiales del suelo (Mackay y Cherny, 1989).

Los materiales particulados pueden movilizarse con el agua del suelo con los flujos subsuperficiales rápidos, desplazamientos que tienen en general poca importancia. Más importante, aunque menos conocido, es el desplazamiento de los virus y bacterias con el agua el suelo y que tienen un comportamiento hidrodinámico similar a las partículas de suelo. En el caso de las bacterias sus desplazamientos pueden quedar muy limitados por su tamaño (Crane et al., 1983). Lo que se entiende como poder depurador del suelo frente a los desplazamientos de bacterias (concepto ampliamente utilizado en la gestión de las fosas sépticas con vertido al suelo) dependería de esta relación de tamaños. Lógicamente, este poder depurador del suelo sería mucho menor frente a los virus que presentan tamaños muy inferiores y de los que se constatan desplazamientos superiores a 1 Km. (Rao y Melvick, 1987).

c) Transporte en la fase gaseosa. Los compuestos con presión de vapor alta tienden a concentrarse en la fase gaseosa del suelo y, a través de esta, a ponerse en contacto con la atmósfera exterior. Los tres tipos fundamentales de flujo gaseoso del suelo son: convectivo, que está controlado por los movimientos y cambios de presión de la baja atmósfera; difusivo, que está gobernado por los gradientes de concentración; y termodifusivo, que implica además a los gradientes de temperatura. Todos ellos generan un flujo continuo de salida de la atmósfera del suelo hacia el aire exterior que será tanto más intenso cuanto mayor sea la concentración y presión de vapor del producto contaminante, mayor la turbulencia y ventilación en la superficie del suelo y más intenso el gradiente de temperaturas. Además, existe otro factor importante en la salida de contaminantes a la atmósfera exterior que es la presencia de agua en fase de vapor, de tal manera que aquellos productos que unen a una presión de vapor alta un coeficiente de reparto aguasuelo bajo, pueden ver estimulada de forma importante su salida hacia el exterior en condiciones de una intensa dinámica evaporante del agua (Jury et al., 1987). En conclusión, se podría resumir que los suelos secos, compactos y fríos ofrecen mayores resistencias para que los contaminantes volátiles entren en contacto con la atmósfera.

## Exposición de los receptores a los productos contaminantes

La condición en la que un determinado producto entra en contacto con los límites externos de un ser humano es lo que se conoce como exposición (EPA, 1992). Esta se produce después de que el contaminante que llega al suelo experimentó complejos procesos de transformación y transporte por lo que las

concentraciones con las que se produce el contacto pueden ser muy diferentes de las iniciales y, asimismo, los productos resultantes pueden ser mucho más variados que el término inicial, como resultado de la aparición de subproductos derivados de las reacciones de degradación.

Las rutas mediante las que se produce el contacto del contaminante con el receptor pueden ser muy variadas. Como ejemplo se pueden señalar las que utiliza el modelo CSOIL2000 holandés (RIVM, 2007):

A partir del suelo:

Ingestión de partículas de suelo.

Contacto dérmico con el suelo.

Inhalación de partículas de suelo.

A partir del agua:

Inhalación de vapores en espacios interiores (p. ej. ducha).

Inhalación de vapores en espacios exteriores.

Ingestión con el agua de bebida.

Contacto dérmico con la ducha y/o el baño.

A partir de los alimentos vegetales:

Ingestión por el consumo de cultivos locales.

Pueden existir más vías de entrada del contaminante, como p. ej. los alimentos animales (leche, carne, etc.), pero realmente, en la mayoría de los casos, solo unas pocas rutas suelen dar cuenta de la mayor parte de la exposición de un determinado producto. Los autores anteriores, a partir de la experiencia europea, llegan a la conclusión de que solo tres rutas (ingestión de partículas de suelo, inhalación de vapores en atmósferas interiores y consumo de alimentos vegetales) bastarían para dar cuenta en la mayoría de los productos del 90% de la exposición. Las demás tendrían una incidencia muy baja (p. ej., 1-7%, el contacto dérmico con el suelo, 1-5% el contacto dérmico con el agua). De todas formas, como principio básico, para la ER derivada de una determinada exposición se deben de tener en cuenta todas las rutas conocidas.

Para evaluar la exposición se debe considerar no solo la concentración del contaminante sino también el tiempo de contacto con el receptor. Puede representarse por una curva de concentraciones dependiente del tiempo, de tal manera que el área bajo esta curva define la magnitud de la exposición en unidades de tiempo-concentración:

$$E = \int_{t1}^{t2} C(t) dt$$

Este tiempo de contacto puede ser evaluado directamente, pero también a efectos de modelización y cuando no es posible realizar esa medida, existen tablas que calculan por defecto el tiempo de contacto estimado para las diferentes rutas.

Para poder evaluar las consecuencias sanitarias de una determinada exposición a un contaminante es importante tener en cuenta la concentración que alcanza realmente en el interior del organismo. Y de forma más concreta en aquellos órganos donde su efecto puede ser más dañino. Para ello es necesario conocer los cambios en la concentración, y también en su constitución que se pueden producir en el proceso de transferencia desde la superficie del cuerpo humano al interior de un órgano determinado. Estos procesos de transferencia pueden tener dos modalidades: la denominada "intake" por la EPA, o entrada en el organismo por las aberturas naturales (boca, nariz, etc.), y la que se produce a través de las barreras naturales (piel, mucosas, etc.) o "uptake". En el primer caso, la concentración en los medios de transporte fluidos como el aire y el agua se transmite mediante los mecanismos clásicos de flujo (advención, difusión, etc.), y en los medios de transporte sólidos, como el bolo alimenticio, según el mecanismo fisiológico de progresión por el tránsito digestivo. En el caso de tener que atravesar barreras naturales, se produce un proceso fisiológico relativamente complejo de absorción y transporte que normalmente supone una alteración importante tanto del carácter como de la concentración del contaminante.

La "dosis aplicada" del contaminante es la cantidad de producto localizada en la barrera de absorción (piel, pulmón, tracto gastrointestinal) y que está disponible para su absorción. Normalmente es muy difícil de medir. De todas maneras, una aproximación a este valor se puede conseguir con el término "dosis potencial" que es simplemente la cantidad de producto ingerido, inhalado o localizado sobre la barrera natural. La dosis aplicada frecuentemente puede ser menor que la dosis potencial si el material es solo parcialmente biodisponible. Donde estos datos de biodisponibilidad son conocidos, es posible ajustar la dosis potencial a la dosis aplicada.

La cantidad de producto que es absorbida y está disponible en los fluidos internos para interactuar con receptores biológicos significativos se denomina "dosis interna". Finalmente, la cantidad transportada a un órgano, tejido o fluido concreto se la denomina "dosis de descarga", que puede ser solo una pequeña parte de la dosis interna. La dosis "biológicamente efectiva", o la cantidad que realmente alcanzan las células, sitios o membranas donde realmente ocurren los efectos adversos puede ser solo una parte de la dosis de descarga, aunque obviamente, es la fracción crucial (EPA, 1992).

Normalmente, la mayor parte de las ER actúan sobre relaciones dosisrespuesta basadas en la dosis potencial o en la dosis interna, ya que la mayoría de los estudios farmacocinéticos necesarios para establecer las dosis de descarga o biológicamente activas no están disponibles para una buena parte de los productos contaminantes. Esta situación podría cambiar en el futuro ya que cada vez más se está profundizando en los estudios farmacocinéticos de los productos contaminantes.

En la actualidad existen diferentes métodos, de carácter directo o indirecto, para poder evaluar estos procesos que relacionan la exposición con la denominada "dosis interna" del contaminante (Nieuwenhuijsen, M. et al., 2006). Uno de los más interesantes es el que utiliza los modelos farmacocinéticos, o modelado PBPK, desarrollados inicialmente para el estudio del comportamiento de los medicamentos, pero que hoy tienen amplia vigencia en los estudios de sanidad ambiental (Lipscomb, et al., 2012). En cualquier caso, en la actualidad existen ya una serie de coeficientes, obtenidos por métodos cada vez más rigurosos y sofisticados y de una razonable seguridad, que nos permiten de una forma sencilla relacionar la concentración del contaminante en el punto de contacto con la dosis interna.

Desde un punto de vista práctico, la evaluación de la exposición se realiza a partir de una serie de ecuaciones desarrolladas según las diferentes rutas de entrada y el tipo de receptores. La forma genérica de estas ecuaciones (USEPA, 1989, IHOBE, 1998) sería la siguiente:

$$IDE = (C \times TC \times FE \times DE) / (PC \times TM)$$

Siendo IDE, (Cantidad del producto en la capa límite de intercambio, disponible para la absorción), C (concentración en el medio considerado), TC (tasa de contacto), FE (frecuencia de exposición), DE (duración de la exposición), PC (peso corporal) y TM (tiempo promedio de exposición). De esta ecuación genérica se pueden derivar otras correspondientes a diferentes rutas y receptores (Asante-Duah, 1996) expresadas en ICD (ingesta crónica diaria, en mg.Kg-1.día-1) que es el término que habitualmente se emplea en las ER.

Las concentraciones de los contaminantes son normalmente el resultado de varias medidas, por lo que debe utilizarse un determinado parámetro estadístico para su representación. En lugar del promedio, en la mayoría de los casos se emplea o el valor máximo del conjunto de medidas o, más habitualmente, el correspondiente al 95 %. De esta forma se trabaja con un mayor margen de seguridad en relación a la prevención del riesgo.

#### 4. Caracterización del riesgo

La estimación del riesgo para substancias no cancerígenas se realiza comparando la ICD con un nivel de referencia, que normalmente se encuentra tabulado por las más importantes organizaciones sanitarias, que p. ej. para la USEPA americana, sería la DdR, y para el RIVM holandés, la MPR (expresados, ambos, en mg.Kg-1.día-1). La relación entre la ICD y p. ej. la Drd, se denomina "coeficiente de peligro" y, si el valor es inferior a 1, el riesgo se considera irrelevante y, si es superior, apreciable. Existiendo a partir de este nivel una serie de tramos donde los niveles de gestión de los suelos contaminados se hacen cada vez más intensos y costosos. Para cada contaminante se deben evaluar los diferentes aportes que pueden llegar al receptor por las diferentes rutas posibles por lo que el total a considerar como dosis de exposición es el sumatorio aportado por cada ruta en particular.

Como la evaluación del riesgo se realiza para cada contaminante en particular, para caracterizar el riesgo de un suelo contaminado determinado, donde es frecuente que existan diferentes contaminantes, lo más habitual es calcular para cada uno su coeficiente de peligro, deduciendo, finalmente, por la suma de los coeficientes particulares, un coeficiente de peligro general del suelo en cuestión.

En las substancias cancerígenas se calcula un "exceso de probabilidad" de un caso de cáncer sobre los valores normales de una población determinada, multiplicando el factor de pendiente (que está expresado en mg.Kg-1.día-1) por la dosis de exposición (p. ej. la ICD). Según las diferentes legislaciones y circunstancias particulares del contaminante o de la población estos valores pueden oscilar entre 10-4 a 10-7. Como en el caso de las substancias no cancerígenas, los riesgos individuales de que se produzca un caso de cáncer para cada substancia contaminante se suman para obtener un índice general en el caso de que existan diferentes substancias cancerígenas en el suelo.

En los sistemas de ER utilizados habitualmente no se tienen en cuenta las posibilidades de que entre las substancias contaminantes puedan existir efectos aditivos o sinérgicos, como está demostrado que ocurre p. ej. con mezclas de varios plaguicidas (Arnold et al., 1996). Esta deficiencia, que es bien conocida, sin embargo, ante la dificultad de su evaluación por falta de datos suficientes, no está considerada en la mayoría de las guías propuestas para la realización de las ER.

Una vez caracterizado el riesgo por una ER, viene la etapa de actuación sobre el suelo problema que puede ir desde unas simples recomendaciones sobre cambios de hábitos en la población hasta el sellado e impermeabilización de los suelos problema. En determinadas guías existen árboles de decisión adaptados a los diferentes tipos de actuaciones que se pueden llevar a cabo con los suelos contaminados.

Finalmente, existe cada vez más la tendencia de incorporar a las decisiones a representantes de las propias poblaciones afectadas, para que dentro de las

acciones a realizar se encuentre también la de la "aceptación" del riesgo. Como existe la evidencia de que el riesgo "cero" en muchos casos es muy difícil de alcanzar (Crews, D. y Gore, A.C., 2011), se trata, en estas situaciones, de poner en marcha una acción educativa para conseguir que la población aprenda a convivir con determinados niveles de riesgo compatibles con la salud pública.

## Modelos RBCA para análisis de riesgos

Una de las cuestiones fundamentales en relación con los suelos contaminados es la de poder hacer frente a las costosas medidas de corrección con criterios de rentabilidad económica y sanitaria. En el año 1995 la ASTM desarrolló una Guía (E-1739-95) basada en el análisis de riesgos para las acciones correctivas de las zonas afectadas por vertidos de hidrocarburos. Poco después, en el 2000, amplió la Guía a todo tipo de terrenos contaminados (E-2081-00, Guía Standard ASTM para Acciones Correctivas Basadas en el Riesgo), que pasó a ser la metodología de elección para la toma de decisiones en materia de restauración y corrección de suelos contaminados en la mayor parte de los países. En España, en los últimos años, se desarrollaron un conjunto de acciones formativas (IUSC, 2012) encaminadas a la preparación de técnicos con capacidad para la aplicación de estas metodologías RBCA.

En esencia, la metodología propuesta en la Guía E-2081 consta de tres etapas que pueden desarrollarse total o parcialmente:

- I ) Una evaluación de riesgos cualitativa que identifica los impactos sanitarios (si los hubiese), los receptores potenciales más sensibles (escuelas, hogares, masas de agua, etc.) y las rutas más significativas. La comparación de los niveles de contaminación existentes con los Niveles Guía (que son de carácter general) añadida a los datos anteriores podría servir para establecer una jerarquía en cuanto a la urgencia y oportunidad de la intervención. Para conseguir objetivos de intervención más específicos del sitio se pasaría a la etapa siguiente.
- II) Se utilizan nuevos datos adaptados a las condiciones particulares del sitio investigado (sobre todo condiciones edafológicas, hidrológicas y geológicas locales) y se investigan cambios en las concentraciones de los contaminantes que pueden evolucionar con el tiempo. Se determinan cuantitativamente valores de riesgo para receptores específicos a partir de niveles de referencia adaptados al sitio. Se proponen objetivos de corrección adaptados a las condiciones de riesgo del sitio. Si estos no fueran suficientes, se pasaría a la etapa siguiente.
- III) Se utiliza información estadística compleja y modelos de transporte más sofisticados y se desarrollan niveles de referencia específicos para el sitio (SSTL) en el área fuente y los puntos de exposición. Debido al coste de esta etapa solo se utiliza para extensiones de terrenos contaminados de gran amplitud o con un fuerte impacto sobre la salud pública.

Existe en el mercado una amplia variedad de software bien adaptado a la aplicación de esta metodología con módulos específicos para la evaluación de las rutas de exposición, de los procesos de transformación y de transporte, tanto en condiciones estacionarias como transitorias, bases de datos de compuestos químicos, etc. (p. ej. RBCA Tool Kit for Chemical Releases, versión 2.6 E, 2012).

En general se acepta a priori que con la metodología RBCA se pueden realizar las operaciones de corrección con objetivos menos exigentes y, por lo tanto, a un menor coste económico. De todas formas, la experiencia indica que esta metodología puede fijar objetivos que pueden ser tanto más como menos exigentes que las metodologías clásicas que utilizan solo niveles de referencia de "intervención" como guía de la corrección (Poggio, F. 2006)

## Nuevos objetivos en la evaluación de riesgos sanitarios

En la actualidad se utilizan más de 100.000 productos químicos con un incremento anual del orden del 1% (EPA, 2009) de los cuales solo el 25% está estudiado desde el punto de vista de su toxicidad. En consecuencia, una de las prioridades en la ER es mejorar este conocimiento mediante programas ambiciosos de selección y estudio de los productos con un mayor riesgo sanitario potencial. En Europa el programa REACH (UE, 2007, 2011) se propone para el año 2018 tener registradas todas las substancias (existentes o nuevas) con datos fisicoquímicos y de toxicidad, y para aquellas con unos movimientos superiores a las 10 MT. año-1, con información sobre su ciclo de vida, escenarios de exposición y riegos derivados. En USA se puso en marcha el programa Tox21 (EPA, 2012) desarrollado a partir de un consorcio de instituciones públicas y privadas y que se propone aplicar a unos 10.000 productos los avances más recientes en análisis toxicológico, fundamentalmente los derivados de las tecnologías "omic".

Para incorporar toda esta nueva fuente de datos las tecnologías de evaluación de riesgos deben realizar un esfuerzo paralelo para integrar los nuevos progresos en biología de sistemas y molecular a partir de los métodos y datos proporcionados por la genómica, epigenómica, transcriptómica, proteómica y metabolómica (Cote et al., 2012). Avances que en el futuro deberían poder integrarse en sistema de gestión accesibles al personal técnico que habitualmente realiza las ER. De todas formas, existen toda una serie de cuestiones a las que se debe dar una respuesta adecuada y suficiente en las próximas décadas:

¿Cómo puede la biología molecular y de sistemas aportar nueva información sobre los potenciales efectos adversos, o su falta de efectos, sobre los humanos?

¿Cómo pueden estos datos informar sobre las relaciones exposición/dosisrespuesta esperadas in vivo en el ser humano?

¿Cuál es el papel de los modelos farmacocinéticos sobre los datos in vitro?

¿Pueden estos datos informar sobre la variabilidad y susceptibilidad de las poblaciones?

¿Cómo se incorporan a los nuevos modelos de gestión los efectos aditivos o sinérgicos de una mezcla de contaminantes?

¿Cómo puede caracterizarse las probabilidades de un daño a la salud pública y cómo pueden caracterizarse la incertidumbre y la variabilidad?

¿Cuáles son las fortalezas y debilidades de estos nuevos planteamientos? (Cote et al., 2012)

Estos nuevos retos representarían un cambio en los métodos en uso para las ER, basados en los presupuestos mecanicistas de las décadas de los ochenta y noventa, hacia estos nuevos planteamientos conceptuales. Cambio, que, en último extremo, supondría la substitución de un paradigma clásico por otro con una proyección de futuro todavía no muy fácil de definir.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- 1. Arnold,S.F. et al., 1996. Synergistic activation of estrogen receptor with combinations of environmentl chemicals. *Science*, 272 (7 June): 1489-92.
- 2. Asante-Duah, D.K. Managing Contaminated Sites: Problem Diagnosis and Development of Site Restoration. Wiley&Sons. Chichester. 1996
- 3. Basset, W.H. Clay's Handbook of Enviroenmental Health. E&FN SPON. Londons, 1999
- 4. Bitton,G. Adsortion of Viruses to Surfaces: Technological and Ecological Implications. En Adsortion of Microorganisms to Surfaces. Eds., Bitton-Marshall. Wiley-Sons. New York. 1980
- 5. Bridges, Polluted and contaminated soils. Annual Rep. ISRIC. Wageningen, 1991
- 6. CEMN. Development and Application of Models of Chemical fate in Canada. Rep. No. 200501. Canadian Env. Modell. Network- Trent University. Ont. 2005.
- 7. CONAMA, Estado de la gestión de suelos contaminados en España y necesidad de mejoras. X Congr. Nac. Medio Ambiente. Madrid (22.11.2010)
- 8. Cote et al., 2012. Advancing the Next Generation of health Risk Assessment. *Env. Health Perspectives*, 120, 11: 1499-1502.
- 9. Crane, S.R. et al., 1983. Bacterial Pollution from Agricultural Sources: A review. *Trans. A.S.A.E.*, 26,3:858-866.
- 10. Crews,D. y Gore,A.C., 2011. Life Imprints: Living in a Contaminated World. *Env. Health Perspectives*,119, 9:1208-1210.
- 11. Díaz-Fierros, F. 1992. Contaminación de suelos. En IV Simposio Nacional sobre Nutrición Mineral de las Plantas. Alicante.
- 12. Díaz-Fierros, F. O Medio Ambiente: Do control de emissions á incerteza do risco.. Real Academia de Farmacia. Sección Galicia. Santiago, 2000.
- 13. Díaz-Fierros, F. A auga. Un paraíso perdido?. En Cultura e paisaxe. Eds. Pérez Moreira,R. y López González,J.. Serv. Pub. Univ. Santiago de Compostela. Santiago, 2010
- 14. Díaz-Fierros, F. La ciencia del suelo. Historia, concepto y método. Serv. Pub. Univ. Santiago Compostela. Santiago. 2011
- 15. Douben, P.E. Pollution Risk Assessment and Management. Wiley&Sons. Chichester, 1998

- 16. Eijsackers, H y Doelman, P. Persistant Chemicals in Soil Ecosystems and optimisation of biological degradation processes. En Ecological Assessment of Environmental Degradation, Pollution and Recovery. Elsevier. Amsterdam. 1987.
- 17. EPA, Guidelines for Exposure Assessment. EPA7600/Z-92001 (1992)
- 18. European Commission. Harmonisation of risk assessment procedures (First Report). Oct. 2000
- 19. European Commission. REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemical Substances). March, 2007
- 20. European Commission, Towards the Replacemen of "in vivo" Repeated Dose Systemic Toxicity Testingt, 2011
- 21. Fisk, D.J. Evidence given to the Environment Comitee of the House of Commons. First Report, "Contaminated Land". HMSO. Londres, 1990
- 22. Grosclaude, G. (Coord.) L'eau. I, Mileu natural et maitrise. INRA. París, 1999
- 23. Haas,Ch. N., Rose,J.B., Gerba,Ch. P. Quantitative Microbial Risk Assessement. Wiley&Sons. Chischester, 1999
- 24. Hann,F y Zwerman,P. Pollution of Soil. En Soil Chemistry, vol I. Ed. Bolt, G.H. Elsevier. Amsterdam. 1976
- 25. Hardgrove, W. y Thomas, G. Effect of organic matter on Exchangeable Aluminium and Plant Growth in Acid Soils. En Chemistry in the Soil Environment. ASA. SSSA. Spec. Pub. 40. Madiosn, 1981
- 26. IGME, 2005, La investigación de suelos contaminados en el IGME (http://www.igme.es)
- 27. IHOBE, Investigación de la contaminación de suelos. Gobierno Vasco. Bilbao, 1998
- 28. IUSC, Análisis de riesgos de suelos contaminados RBCA (Curso, abril 2012)
- 29. Jury et al., 1987. Transport and transformations of organic chemicals in the soil-air-water ecosystems. *Rev. Environm.Contam.Tox.* vol 99: 119-164.
- 30. Lin, H. 2010. Earth's Critical Zone and hydropedology: concepts, characteristics, and advances. *Hydrol. Earth System Sci.*, 14: 25-45.
- 31. Lipscomb, J.C. et al., 2012. Physiologically-based pharmacokinetic (PBPK) models in toxicity texting and risk assessment. *Adv. Exp. Med. Biol.* 745: 76-95.
- 32. Mackay y Cherny, 1989. Groundwater contamination: Pump-and-treat remediation. *Env. Sci. Tecnol.* 23,6:630-636.
- 33. Mackay, D. Multimedia Environmental Models. The Fugacity Approach. 2nd. Ed. Lewis Pub. London, 2001.
- 34. Manaham, S. Environmental Chemistry. Lewis Pub. London. 1990
- 35. Marshall,K.S. Adsortion of Microorganims to Soil and Sediments. En Adsortion of Microorganism to Surfaces (Eds. Bitton-Marshall) Wiley-Sons. New York. 1980
- 36. Mc Dermott, W. Contaminación del aire y salud pública. En El hombre y la Ecosfera (Selecc. Sci. American)Ed. Blume. Madrid, 1961
- 37. Mingelgrin,U. y Prost, A. Surface Interactions of Organic Wastes and Waste Waters. En Toxic Organic Chemicals in Porous Media. Ed. Gerstl, Z. Springer verlag. Berlin, 1989
- 38. Nieuwenhuijsen,M:, Paustenbach,D. y Duarte-Davidson, R. 2006. New developments in exposure assessment: The impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Env. Int.* Dec, 32 (8): 996-1009
- 39. Peña,C.E., Carter,D.E., Ayala-Fierro,F. *Toxicología Ambiental*. Superfund Basic Res, and Train. Progr. College of Pharmacy. Univ. Arizona, 2001
- 40. Petts, J., Cairney, T., y Smith, M. Risk-Based Contaminated Land Investigation and *Assessment*. Wiley & Sons. Chichester. 1997

- 41. Poggio,F. 2006. El análisis de riesgo RBCA en el desarrollo de objetivos de remediación. *Petrotecnia*, febrero (2006):56-58
- 42. Prokop,G. et al., 2000. Management of contaminated sites in Western Europe. European Env. Agency. Topic Report 123/1999.
- 43. Rao, V. Ch. y Melvick, J.L. Human viruses in Sediments. CRC Press. Boca Raton. Fl. 1987
- 44. RIVM, CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination. (Brand,E., Otte, P.F y Lijzen,J.P )BA Bilthoven, 2007
- 45. Senesi, N. y Chen, Y., Interactions of Toxic Organic Chemicals with Humic Substances. En Toxic Organic Chemicals in Porous Media. (Ed. Gerstl, Z.) Spriinger Verlag. Berlin. 1989
- 46. Smith, M.A. Background, En Contaminated Land: Reclamation and Treatment. Plenum Pub. New York. 1985
- 47. U.S. EPA, Risk Assessment Guidance for Superfund. Washington, D.C. 1989
- 48. U.S.EPA,The U.S. Environmental Protection Agency's Startegic Plan for Evaluating the Toxicity of Chemicals. EPA/100/K-09/001. 2009
- 49. U.S.EPA, Safety for Sustainability Research. Washington, DC. 2012