

Cinco tipos de contaminantes de medios bióticos y abióticos y sus riesgos sobre la salud

Guadalupe Prado¹ y Giselle Moreno

Resumen. *La contaminación de origen antropogénico es un problema no resuelto. Aún se registran en México y en el mundo residuos de hidrocarburos aromáticos policíclicos, policlorobifenilos, dioxinas, plaguicidas organoclorados y plaguicidas organofosforados en recursos abióticos y bióticos. Con el objetivo de informar sobre su importancia y peligrosidad se han elegido cinco compuestos representativos de cinco familias de contaminantes y se describen características fisicoquímicas, comportamientos básicos de su transporte y procesos biológicos manifiestos en su acción tóxica. De la literatura se han seleccionado estimaciones de sus contenidos en matrices biológicas o medios abióticos y evidencias de sus efectos lesivos sobre la salud y el ambiente.*

Palabras clave: *Contaminantes, residuos, ambiente, salud humana.*

Summary. *Antropogenic pollution is still a world problem. Basic information about Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Biphenyls, Dioxin, Organochloride Pesticides and Organophosphorates Pesticides residues is described. We also*

¹ Profesora Investigadora titular del Departamento de Producción Agrícola y Animal, de la UAM-X, e-mail: gua.pra@gmail.com

show that their contamination sources for live organisms are physic and chemical properties of residues, transfer process by trophic chain, environmental conditions and metabolic pathways. It is also presents cientific evidence about ecological damage and injury on human health for this persistent organic contaminated presence.

Key words: *Residues, contaminants, environment, human health.*

INTRODUCCIÓN

El fenómeno multifactorial de la contaminación ambiental responde tanto a procesos naturales de mineralización de materiales y emisiones de gases por el volcanismo, como por la actividad humana en la extracción y refinación del petróleo, procesos de transducción energética, consumo de combustibles, transporte, calefacción, control de plagas y enfermedades, aumento de rendimientos en la actividad agrícola, formulación y uso de productos sintéticos en procesos tecnológicos, desarrollo industrial, hasta accidentes y negligencias como los incendios forestales, derrames en el mar y escape de incineradores.

En el complejo de emisiones y aspersiones contaminantes se encuentran hidrocarburos aromáticos policíclicos, policlorobifenoles, dioxinas, furanos, plaguicidas, vapores de metales pesados, fluorocarbonados, óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre, ozono, etcétera.

La abundancia y peligrosidad de los residuos y contaminantes en la biosfera responde a la cantidad y calidad de los congéneres de las numerosas familias de sustancias; a las interacciones entre ellos; a los niveles de sus aplicaciones; a las condiciones ambientales y a sus procesos metabólicos dentro de los organismos. La ONU informó 27245758 toneladas de emisiones anuales para 2004. En el 2006, sólo China fue responsable de 6027 millones de toneladas de CO₂ y este gas aumentó 3.1% en 2011. Loganathan y Lam estimaron, en 2012, que se han descubierto y/o sintetizado 10 millones de compuestos orgánicos y que cada año se preparan 100000 nuevas

formulaciones usadas en alimentos, saborizantes, fragancias, artículos de tocador, plásticos, pinturas, agroquímicos y productos industriales como los más importantes. Un grupo de estas sustancias son los PBT, compuestos persistentes, bioacumulables y tóxicos, los que hoy nos ocupan.

La orientación de las investigaciones se vincula con aspectos fisicoquímicos, ecológicos, productivos y toxicológicos, y es clara la tendencia en la integración de la información con el objeto de relacionarla con la salud y el ambiente, ya que la totalidad de estos fenómenos repercute claramente sobre la vida en el planeta.

Nuestro enfoque se centra en informar sobre cinco de los innumerables compuestos que están conectados con actividades petroquímicas, industriales y agropecuarias y que han sido catalogados por la Convención de Estocolmo en 2001, y ratificados en 2009, como altamente peligrosos, estos son: benzo[a]pireno, miembro de la familia de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs); el Hx-CB153, perteneciente a los policlorobifenilos (PCBs); la 2, 3, 7, 8 tetraclorodibenzo-p-dioxina, representante del grupo de las dioxinas (PCDDs); el 1, 1, 1-tricloro-2, 2-bis-(p-clorofenil) etano o DDT, entre los plaguicidas organoclorados (POCs) y el diazinón, empleado entre los plaguicidas organofosforados (POFs). En el cuadro 1 se describen sus estructuras químicas y sus características generales; se da información sobre el origen de la contaminación, los recursos metodológicos para estimar sus contenidos y se ha hecho una selección preferente de estudios analíticos en México, incluyendo otros datos comparativos. Asimismo se muestran evidencias que la literatura refiere de sus efectos sobre la salud.

HAPS

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos son estructuras orgánicas que contienen anillos de benceno. Cuando estos compuestos contienen dos o tres anillos, su peso molecular es relativamente bajo y entre ellos se

encuentran el naftaleno, acenafteno, acenaftileno, fluoreno, fenantreno y antraceno. Entre los derivados de más de cuatro anillos y peso molecular mayor están el fluorantreno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[a]fluoranteno, benzo[a]pireno y dibenzo[a,h]antraceno.

En esta agrupación hay unos 100 compuestos que se encuentran distribuidos de manera ubicua y tienen orígenes variables; provienen tanto de emisiones volcánicas e incendios forestales, como por la pirólisis de combustibles fósiles cuando las temperaturas no superan los 800°C y se depositan en el suelo, provenientes de la atmósfera. Ahí pueden permanecer largos periodos de tiempo en respuesta a sus características de baja solubilidad, no polaridad y afinidad por el material particulado del suelo. Tanto los suelos de las actividades industriales y agrícolas, como los urbanos, pueden ser reservorios de los HAPs y por tanto comprometer la salud vegetal, animal y humana por sus efectos dañinos, al ser hábitats de numerosas poblaciones que los incorporan tanto por vía oral, como por la dérmica o pulmonar (Barrán-Berdón *et al.*, 2012).

Son absorbidos en el tracto intestinal y por su alta liposolubilidad se acumulan en el tejido adiposo. Son relativamente inertes y requieren ser activados enzimáticamente para metabolizarse. Las reacciones de fase I se realizan en el hígado con la intervención de las isoformas CYP1A1, CYP1A2 y CYP1B1 del Citocromo P450. La ruta genera epóxidos, mismos que se hidrolizan y son capaces de volver a epoxidarse; sus productos, los diolepóxidos, son altamente tóxicos. La fase II consiste en la conjugación preferente con aspartato o glucuronato, con lo cual se hacen más solubles y finalmente se excretan por la orina. Sin embargo, en su metabolismo se generan intermediarios que son capaces de generar aductos con el DNA, y por tanto, manifiestan una acción genotóxica.

Son especialmente sensibles a la fotooxidación inducida y bajo este estímulo forman especies reactivas de oxígeno, las cuales expresan alta toxicidad en peces, zooplancton, anfibios, plantas y tejidos humanos. Estas acciones dependen de la sensibilidad genética de los organismos y de la edad de los mismos (Toxicología, Universidad de Porto).

Dieciséis de ellos se consideran contaminantes ambientales de alta prioridad según la USEPA. La Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC, 2010) ha calificado al benzo[a]pireno (BaP) como carcinogénico para humanos en la clase 1 A y al DahA en la clase 2 A. En el grupo B 1, catalogados como posibles carcinogénicos en humanos, están naftaleno, benzo[a]antraceno, benzo[b]fluoranteno, criseno, dibenzo[a, h]antraceno e indeno[1, 2, 3, c, d]pireno.

La simbología para reconocer la potencia toxicológica de los HAPs toma en cuenta el más tóxico, que es el BaP y la cual se le confiere el valor de 1; respecto de él, se mide la toxicidad de otros congéneres, multiplicando su concentración por un factor de equivalencia tóxica (TEF) ya establecido. La sumatoria de los TEFs en los componentes de una mezcla da cuenta de la peligrosidad de un consorcio de estos compuestos. A esta relación se le conoce como BaP_{eq}.

En referencia a la presencia de HAPs, y en concreto al benzo[a]pireno, los autores Barrán-Berdón *et al.* (2012) analizaron 46 muestras de suelos en San Nicolás, Querétaro, México, porque estaban interesados en conocer el contenido generado por la combustión parcial de diversos combustibles en unos 300 centros de producción de ladrillo.

La presencia total de 13 HAPs señaló un rango entre 7 ng/g y 1384 ng/g con una media de 220 ng/g. El congénere más abundante fue el naftaleno (Nap), con una presencia de 66% en los suelos, y una participación de 26% de los Σ HAP, seguido por fluoreno (Fl), criseno (Chr), benzo[a]antraceno (BaA) y dibenzo[a,h]antraceno (DahA). Se encontraron entre 4 y 10 congéneres de los 13 analizados en cada muestra de los suelos, y las concentraciones fluctuaron desde aquellas en que no hubo registro mensurable, hasta 664 ng/g, dato presentado por el criseno. El BaP se estimó desde concentraciones no mensurables, hasta 4.1 ng/g; su ocurrencia fue de 34.78% y 6.52% excediendo la NOM-138-SEMARNAT/SS-20, y al someterla a los requerimientos de la USEPA el dato señaló 34.78% de valores objetables.

Los autores estimaron que entre 52% y 76% de los suelos de San Nicolás mostraron niveles más altos que los considerados normales o no peligrosos para uso residencial con base en las normas de la EPA en EUA. Según las normas canadienses (*Canadian Soil Quality Guidelines for Carcinogenic and other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons* (CCME, 2008) las concentraciones más altas de benzo[a]pireno se registraron entre 40% y 60% de los suelos muestreados, mismos que contribuyeron con 42% al Σ PAHs, donde el contenido total de HAPs carcinogénicos osciló entre 0 y 955 ng/g con un promedio de 105 ng/g. Los autores concluyeron que el origen de los HAPs fue 57% petrogénico y 43% pirogénico al calcular las concentraciones de los marcadores ya establecidos, ya que el Nap, junto con otros HAPs se considera petrogénico y el BaP pirogénico.

Adicionalmente a los datos de carcinogenicidad del BaP, se encuentra la cantidad y efectividad tóxica del DahA, y la consideración de Bosveld *et al.* (2002), quienes estimaron que tanto el criseno, como el benzofluorantreno son más severos en su respuesta carcinogénica que el propio BaP; por tanto, se presume que es muy peligrosa la exposición a la que está sujeta la comunidad de San Nicolás.

PCBs

Los policlorobifenilos son una familia con 209 congéneres reconocidos de origen sintético. Entre los más frecuentes pueden contarse los congéneres PCB77, PCB81, PCB105, PCB114, PCB118, PCB123, PCB126, PCB157 y PCB169. Contienen diversos grados de cloración y la posición de ellos los clasifica como orto, mono coplanares y no coplanares. Si en las posiciones 2, 2', 6 y 6' no tienen ningún cloro se mantienen coplanares; si tienen una posición sustituida en cada fenilo son mono-orto sustituidos, y el resto son no coplanares. Si las sustituciones son simétricas en los dos grupos fenilo se dice que son semejantes a las dioxinas. Son altamente hidrofóbicos, no volátiles, viscosos, con baja polaridad, alta constante die-

léctrica, elevada estabilidad, tanto química como térmica, liposolubles, persistentes e ininflamables. Debido a sus cualidades se han empleado en la industria de plastificantes, refrigeración, tinturas, lubricantes y aislantes en transformadores, interruptores, termostatos y condensadores; en alambreado industrial, intercambiadores de calor, bombas de vacío, equipo de minas y barcos, y como plaguicidas.

Por las cadenas tróficas se transportan a partir de sus sedimentos o del suelo por los medios oceánicos y otros cuerpos de agua hasta los organismos; por tanto, los puntos finales de las cadenas alimenticias que son el ser humano, los pájaros rapaces y los peces con abundante tejido graso los contienen en mayor grado. En los humanos se les ha encontrado en cerebro, hígado, tejido adiposo y en la secreción láctea.

Su biotransformación se realiza en la fracción microsomal hepática y se han encontrado los derivados hidroxilados como respuesta de la acción de mono-oxigenasas de acción mixta, típica de las fases de descontaminación de xenobióticos. Son agonistas del receptor de arilhidrocarburo (AhR) y por oxidaciones parciales o intensas presentan riesgos de formar dibenzofuranos o dibenzodioxinas, respectivamente (Gilroy *et al.*, 2012; González-Jáuregui *et al.*, 2012).

Diversas evidencias toxicológicas los consideran disruptores endocrinos porque su estructura tiene cierta semejanza con hormonas tiroideas; son neurotóxicos; expresan actividad androgénica que está relacionada con daño reproductivo, y se les atribuyen efectos carcinogénicos (Selvakumar *et al.*, 2012).

Estos compuestos fueron prohibidos desde 1979 en los EUA; en 1983, en Alemania, y por el Convenio de Estocolmo en 2001. A pesar de estas prohibiciones aún se les encuentra en medios abióticos y bióticos por su alta estabilidad química y un relativo manejo. Por estas razones se regula su uso mediante legislaciones, donde la norma mexicana para agua potable establece el límite de 0.50 $\mu\text{g}/\text{L}$; su umbral de emisión al agua, suelo y atmósfera en España, en 2007, se estimó en 0.1 kg/año y

la Unión Europea marcó el límite de Σ PCB de 100 ng/g de grasa para la leche (citado en Pérez *et al.*, 2012).

Un estudio analítico en agua embotellada de consumo humano en la Ciudad de México calculó la presencia de siete PCBs, tanto en botellas de 1.5 L como en garrafas de 19 litros mediante muestreos mensuales que cubrieron un año bajo el protocolo oficial. Los autores Salinas *et al.* (2010) encontraron que la ocurrencia de los congéneres analizados fue de 100%, y en su contenido identificaron por GC/ECD principalmente tres congéneres: PCB28 con valores de 0.018-0.042 $\mu\text{g/L}$; PCB52 con 0.006-0.015 $\mu\text{g/L}$ y PCB101, cuyo contenido estuvo en el rango de 0.001-0.039 $\mu\text{g/L}$. El contenido promedio de Σ PCB osciló entre 0.035-0.039 $\mu\text{g/L}$, valor que se encontró dentro de la NOM-133-ECOL-2000 que regula estos contenidos.

Otro estudio realizado en la ciudad de Tuxpan, Veracruz, tuvo el objetivo de medir los PCBs en muestras mensuales de leche comercial durante dos periodos estacionales, obtenidas bajo dos modelos productivos y encontraron la presencia de siete congéneres. Los valores máximos registrados fueron 10 ng/g para el Te-CB52 y 10.1 ng/g en el Hx-CB153. La frecuencia de los siete PCB analizados osciló entre 60% y 100%, y el valor total promedio de los PCBs fue 9.6 ng/g (Pérez *et al.*, 2012).

PCDDS

Las policlorodibenzo-p-dioxinas son éteres aromáticos policlorados planares con características lipofílicas, bioacumulativas y persistentes en el ambiente. La mayor cantidad se origina de fuentes antropogénicas en la incineración de residuos urbanos y hospitalarios, fabricación de papel, transformaciones de la celulosa, industria del cemento, fabricación de herbicidas y defoliantes, metalurgia a altas temperaturas y fabricación del PVC. Para su emisión deben concurrir tres elementos: un sustrato de una estructura orgánica compleja, por ejemplo lignina, madera, papel o

plásticos; una fuente proveedora de átomos de cloro como Cl_2 , NaCl , HCl o el polivinilo clorado; y una temperatura suficientemente alta como la que se obtiene al quemar madera, papel o plásticos (Hidalgo, 2009).

De acuerdo a la OMS, la principal vía de exposición a las dioxinas es oral, con 95%, dato a partir del cual el *Codex Alimentarius*, en 1999, estimó una ingesta diaria admisible (IDA) de 1- 4 pg EQT / kg PC / día. La OMS, en 2010, estimó su vida media, t , en seres humanos de 7 a 11 años y la EPA (2012) ha determinado la persistencia de estos compuestos hasta por 50 años en sedimentos.

Su toxicidad depende del número de átomos de cloro presentes en diferentes posiciones de la molécula. De las 75 dioxinas conocidas, sólo algunos congéneres tienen efectos tóxicos al acumularse en tejido graso, y son aquellos que tienen cloro en las posiciones 2, 3, 7, 8 (Naccha, 2010).

Ejercen sus efectos a través de la unión de alta afinidad con el receptor arilo de hidrocarburo (AhR), el cual es una proteína celular específica. Al igual que otros compuestos clorados, actúan como inductores enzimáticos que alteran la respuesta inmunológica; provocan erupciones de la piel, incluyendo cloracné; hipertriosis; daño hepático; elevación del colesterol y de los triacilglicérols séricos; hipomineralización del esmalte de los primeros molares permanentes en los niños; disminución de la función pulmonar y bronquitis; patología de los párpados y pigmentación de la conjuntiva; náuseas, vómito, pérdida del apetito; alteran el sistema nervioso periférico; predisponen a la diabetes y causan desórdenes de la tiroides (Schechter *et al.*, 2005).

La 2, 3, 7, 8 tetraclorodibenzo-p-dioxina se ha manifestado como disruptor endocrino en el humano y otras especies al inducir desregulación del crecimiento, señalización y metabolismo hormonal, afectando principalmente al sexo femenino en problemas de fertilidad, ciclos menstruales anormales y menopausia prematura. Hay información epidemiológica que indica la presencia del AhR en tejido mamario, por lo que se considera un blanco para las TCDDs, haciéndolo propenso al retraso en su desarrollo y al cáncer (Warner *et al.*, 2002).

En 1997, la IARC lo catalogó como agente carcinogénico Clase 1 al encontrar en ratas carcinomas hepatocelulares y carcinomas escamosos en pulmón, nódulos hepatocelulares e hiperplasia focal alveolar.

A partir de la firma del Convenio de Estocolmo en 2001, México ha enfocado sus investigaciones al monitoreo ambiental, por lo cual se ha generado información sobre los índices de emisión (Semarnat, 2011). Estos estudios en conjunto con las legislaciones europeas y sus investigaciones han dado lugar a estimación de dioxinas en alimentos. Sin embargo, la escasez de información en México y el alto costo que implica la determinación de estos compuestos, han limitado la generación de estadísticas comparables a otros países.

En 2007, Cañedo y Macías realizaron una investigación en peces mediante el sistema analítico de cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas de alta resolución (GC/HRMS), detectando diversos congéneres de PCDD en peces de 4 regiones de México, obteniendo como conclusión que el TEQ obtenido para cada espécimen no superó la ingesta diaria tolerable establecida por la OMS en 1998.

Naccha *et al.* (2010) se enfocaron en analizar dichos contenidos en 10 muestras de carne de bovino, leche y yogurt bajo el sistema Gases-Masas de baja resolución, GC/LRMS, obteniendo de las muestras de carne, cuatro con límites de TEQ superiores a los 3 pg TEQ/g grasa que marca la Comunidad Europea como permisibles (LMR). Los valores estimados fueron: 3.05, 4.84, 6.31 y 7.94 pg WHO-TEQ/g grasa, por lo que se consideraron como muestras contaminadas y ninguna con TEQ excedente para las muestras de leche y yogurt.

POCs

Los plaguicidas organoclorados constituyen una familia de amplio espectro que incluye alcanos, compuestos diénicos y aromáticos donde se clasifican cuatro isómeros del hexaclorociclohexano, aldrín, dieldrín, en-

drín, heptacloro, epóxido de heptacloro, los endosulfanes, el DDT y sus derivados DDE y DDD, como los más frecuentes.

Estos compuestos han sido asperjados en el planeta durante unos sesenta años y han sido muy útiles con sus efectos inmediatos en las actividades agropecuarias y sanitarias, pero han dejado una contaminación excesiva con severos perjuicios sobre la salud y el ambiente. El lindano fue usado en cultivos de arroz, maíz, plátano, fibras industriales, en el combate de moscas y mosquitos y en el control de enfermedades endémicas. El heptacloro fue usado masivamente sobre plagas en el cultivo de algodón, el clordano en el combate de hormigas y como termicida. El endosulfán en el control de insectos masticadores, chupadores y ácaros en hortalizas, tubérculos y tabaco. El DDT redujo las pérdidas en la producción de papa y resalta su uso en aspersiones en México y en el mundo para controlar vectores de enfermedades endémicas. López Carrillo *et al.* (1996) dieron datos de aspersiones domiciliarias de hasta 500 g por casa en Veracruz con el objetivo de reducir daños por paludismo. En 1996, se estimó la existencia de 80 000 compuestos comerciales y en Estados Unidos se prepararon entre 1 100 a 1 500 nuevas formulaciones. En el mismo año en Uganda se emplearon 80 t de DDT y 392 t de dieldrín (Prado, 2001).

Tales residuos agropecuarios se movilizan por las cadenas tróficas, y en su transcurso impregnan los recursos abióticos del aire, suelo y agua; por tanto, llegan a los organismos vivos y alteran sus actividades normales, manifestándose tóxicos. Sus propiedades fisicoquímicas de alta liposolubilidad, baja polaridad y estabilidad química son responsables de su acumulación en tejidos grasos y persistencia en el ambiente, la cual varía según sea el sitio de alojamiento final. La farmacocinética y farmacodinamia de los POCs guardan una relación estricta con los efectos metabólicos y genéticos que se hacen presentes en los organismos que son expuestos.

Mecanismos frecuentes de estos compuestos son la generación de estrés oxidativo, la inducción de isoformas del P450, capacidad estrogéni-

ca y acción sobre genes. La actividad tóxica que manifiestan ha sido descrita por numerosos autores y hay evidencias de sus efectos sobre sistemas nervioso, inmunológico y reproductivo, así como de daño genético. En 2001, la IARC clasificó al DDE como carcinogénico; Mitra *et al.* (2012) han investigado la acción del DDT sobre 12 genes en ratas expuestas al residuo.

La presencia generalizada del DDT y sus derivados mantiene la atención sobre sus efectos. A pesar que se han reducido sus aplicaciones porque legislaciones internacionales y nacionales lo han prohibido, su estabilidad lo hace persistente. Los estudios de Bräuner *et al.* (2012) reportaron el análisis de una cohorte de 47,053 individuos en relación con la presencia de plaguicidas organoclorados; adicionalmente a los POCs en el ambiente, registraron PCBs y metales pesados. Los autores estimaron un prediagnóstico de Linfoma no Hodking asociado a la presencia conjunta de POCs con PCBs.

Un estudio en fórmulas lácteas registró presencia de α -HCH (100%), β -HCH (95.2%), γ -HCH (90.5%), aldrín (85.7%), heptacloro + epóxido de heptacloro (80.9%), endosulfán I (71.4%), δ -HCH (61.9%), endrín aldehído (42.8%), p,p'-DDT (38.1%), p,p'-DDD (33.3%), dieldrín + endrín (23.8%), endosulfán II (19%), p,p'-DDE (14.3%) y endosulfán sulfato (9.5%). Se encontraron 8 de 16 plaguicidas arriba de 60% de frecuencia, mientras que los aromáticos de la familia del DDT tuvieron menor ocurrencia. Los contenidos oscilaron en estos rangos: Σ HCH: 0.24 - 6.119 $\mu\text{g}/\text{kg}$; Σ DDT: N.D. - 1.083 $\mu\text{g}/\text{kg}$; Σ H +EH: 0.027 - 2.927 $\mu\text{g}/\text{kg}$; aldrín + dieldrín: N.D. - 4.907 $\mu\text{g}/\text{kg}$; endrín + endrín aldehído: N. D. - 1.301 $\mu\text{g}/\text{kg}$; endosulfanes: N. D. - 1.716 $\mu\text{g}/\text{kg}$, valores inferiores a los LMR según el Codex Alimentarius 2005 (Gutiérrez *et al.*, 2012).

En diversas partes del orbe se analizan POCs y se encuentran en cantidades diversas. Thomas *et al.* (2012) los midieron en suelos de la Región de La Lorraine en Francia y encontraron de manera sobresaliente al β -HCH con un valor de $0.64 \pm 0.15 \mu\text{g}/\text{kg}$ y la Σ -DDT entre 0.2 y 2.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Por otro lado, Khairy *et al.*, (2012) estimaron la presencia de Σ -DDT en 27 $\mu\text{g}/\text{kg}$, junto con otros organoclorados en sedimentos en la Bahía de Abu Qir en Egipto.

POFs

Los organofosforados son ésteres del ácido fosfórico, donde el átomo de fósforo se une a diferentes grupos y forma tanto oxones como tionos. En este grupo están el diazinón, malatión, paratión, metilparatión, disulfotón, demetón-S-metilo, forato, terbufus, metamidofos y monocrotofos. Tuvieron un origen sintético militar y después se emplearon como insecticidas fundamentalmente en las actividades agrícolas. En un momento sustituyeron a los plaguicidas organoclorados por considerarse menos tóxicos y con menor persistencia por su baja estabilidad. Son altamente solubles en agua, poco hidrofóbicos, se hidrolizan en medio alcalino, tienen baja presión de vapor, por tanto no son volátiles y son poco persistentes en el ambiente.

Generalmente se usan en forma de aerosoles o polvos y se transportan fundamentalmente por el agua hasta los seres vivos, y ya en los organismos animales se biotransforman en el hígado por la acción de hidrolasas, oxidasas y glutatión-S-transferasas. Su presencia genera respuestas tóxicas y su excreción se realiza por la orina, heces y el aire expirado.

Las intoxicaciones agudas por estos plaguicidas se producen por inhibición de la acetilcolinesterasa (AChE), la cual origina un síndrome muscarínico y otro nicotínico. Al no destruirse la acetilcolina en la sinapsis hay una sobre-estimulación con hipersecreciones, temblores y convulsiones. Puede también manifestarse con ataxia y parálisis de las extremidades inferiores y a veces las superiores con desmielinización secundaria. También se presentan alteraciones en el sistema músculo-esquelético y daños en el sistema nervioso periférico (Repetto y Repetto, 2009).

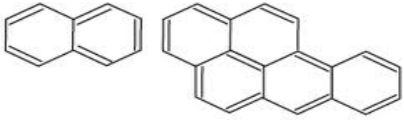
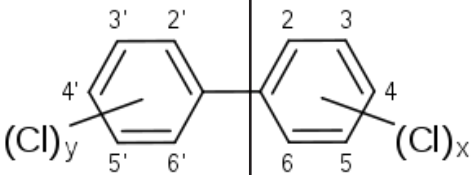
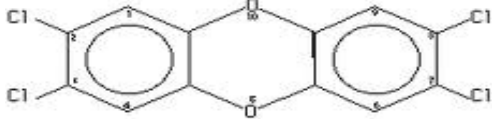
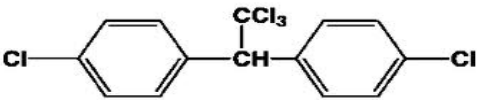
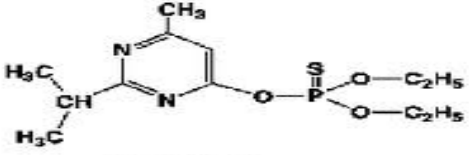
El diazinón es un alilfosfato, del cual se ha medido la sinergia con cis-permetrina. Wang *et al.* (2012) encontraron daño reproductivo en las células germinales de los tubos seminíferos de ratón macho adulto con degeneración celular, disminución en la síntesis de testosterona y anomalías morfológicas en mayor grado que con cada uno de los plaguicidas por separado.

Tanto el monocrotofos como el clorpirifos manifiestan una respuesta genotóxica que se ha medido con la formación de micronúcleos. Se ha valorado la influencia del metamidofos comercial frente al reactivo puro, y el producto técnico ha manifestado mayor daño sobre el espermatozoide de ratón al medirse con el ensayo Cometa, aunque no mostró peroxidación de lípidos (Urióstegui-Acosta *et al.*, 2012). Se han diseñado nuevos métodos para medir diazinón y clorpirifos en pacientes que han sido intoxicados por estos compuestos mediante la formación de aductos con la butirilcolinesterasa y/o la albúmina, que se miden por cromatografía de líquidos acoplada a espectrometría de masas (LC-MS/MS).

En la región agrícola de Mérida, Venezuela se analizaron 13 plaguicidas en aguas superficiales de un complejo hidrológico formado por tres ríos, durante 2008 y 2010. Los organofosforados fueron diazinón, malatión, metilparatión, etilparatión, metamidofos, dimetoato y clorpirifos; los carbamatos analizados fueron carbofurán y metomilo; el ditiocarbamato (DTCM) mancozeb; las triazinas atrazina y metribuzina y el linurón, derivado de la urea. Se estimaron frecuencias de 100% por plaguicida individual durante mayo de 2008. Los plaguicidas detectados en las concentraciones más altas fueron: diazinón $459 \pm 4.0 \mu\text{g/L}$, en mayo 2008 en el río Mocotíes c; clorpirifos $302.9 \pm 0.9 \mu\text{g/L}$, en mayo 2010 en el río Mocotíes c; mancozeb $108 \pm 1.0 \mu\text{g/L}$, en mayo 2010 en el río Mocotíes c; metamidofos $107 \pm 8.0 \mu\text{g/L}$, en mayo 2010 en río Las Playitas y dimetoato $55 \pm 3.0 \mu\text{g/L}$, en mayo 2010 en el río Las Tapias.

En la mayoría de los casos se observó que las concentraciones detectadas para el período 2010 superaron las de 2008: el diazinón en el río Las Tapias aumentó 2500 veces; metamidofos se incrementó 78 veces en el río Las Playitas, mientras que clorpirifos aumentó 8 veces en los dos sitios de muestreo del río Mocotíes. Los POFs diazinón, clorpirifos, dimetoato y metamidofos y el DTCM mancozeb tuvieron las concentraciones más altas. En todos los casos, los niveles detectados superaron los límites establecidos por la Unión Europea y la EPA, y el total de POFs rebasó también los límites establecidos por la legislación venezolana (Molina-Morales *et al.*, 2012).

Cuadro 1. Naturaleza química de cinco contaminantes presentes en la biosfera

Naturaleza del compuesto	Ejemplo representativo	Estructura química
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)	Benzo[a]pireno y Naftaleno	 <p style="text-align: center;">Naftaleno Benzo(a)pireno</p>
Bifenilos Policlorados (PCBs)	Fórmula general	
Policlorodibenzo-p-dioxinas (PCDDs)	2, 3,7, 8,Tetracloro-dibenzo-p-dioxina	
Plaguicidas organoclorados (POCs)	Diclorodifenil-tricloroetano (DDT)	 <p style="text-align: center;">DDT</p>
Plaguicidas organofosforados (POFs)	Diazinón	 <p style="text-align: center;">Diazinon</p>

Efectos sobre la salud. Los procesos vitales son afectados de diferentes maneras por los residuos y contaminantes. Hay numerosas evidencias que señalan compuestos, dosis de exposición, frecuencia de la misma y condición nutricional de los seres vivos como factores de riesgo por las exposiciones específicas a dichos compuestos. Los modelos toxicológicos empleados son generalmente murinos, líneas celulares y en ocasiones humanos voluntarios. Estos daños se pueden agrupar como metabólicos y genéticos; entre los primeros hay evidencias del daño generado en los sistemas neurológico, inmunológico y reproductivo. También se conoce su acción desregulando estados redox celulares, con perturbaciones en las funciones endocrinas. Entre los efectos genéticos, estos compuestos se vinculan a respuestas mutagénicas, teratogénicas y carcinogénicas.

Se configura cada vez con mayor amplitud el múltiple panorama de los mecanismos de acción, con los cuales se ejercen los daños; un ejemplo es la producción de especies reactivas de oxígeno que desbalancean el estado óxido-reductor de los microambientes celulares. En el cuadro 2 se presenta un resumen de los efectos globales de estos contaminantes que refiere la literatura científica.

Cuadro 2. Efectos sobre la salud de cinco contaminantes de medios abióticos y bióticos

Compuesto	Neuro-tóxico	Inmunoló-gico	Reproductivo	Disruptor endocrino	Metabó-lico	Estrés oxidativo	Carcinogé-nico
BaP			X				X
Hx-CB153	X	X	X	X	X	X	X
2, 3, 7, 8, tetraclorodibenzo-p-dioxina		X	X	X	X	X	X
DDT	X	X	X	X	X	X	X
Diazinón	X		X		X	X	X

METODOLOGÍA

Para cuantificar los contenidos de estas sustancias en diversas matrices, se han establecido métodos oficiales, ya que sus concentraciones son del orden de ng/kg a mg/kg. Las etapas metodológicas consisten en un muestreo representativo, seguido por un procedimiento para la extracción de la grasa; a partir de ésta, se procede a la purificación de los analitos de estudio por medio de matrices específicas que los retienen, y se realiza la cuantificación para la cual se emplean técnicas de alta sensibilidad, especificidad, automaticidad y alta resolución. En ocasiones se hacen confirmaciones con espectrometría de masas, resonancia magnética nuclear u otros procedimientos. Se determinan las características analíticas y los resultados se someten a análisis estadísticos.

En el cuadro 3 se presentan ejemplos de recursos metodológicos para su cuantificación; entre ellos está la cromatografía de gases (CG) con diversos detectores. Para el caso de los HAPs se emplea CG/FID con detector de ionización de flama, pero también se emplea la cromatografía de líquidos de alta resolución HPLC/FLD con detector de fluorescencia o ultravioleta. Para las dioxinas el equipo cromatográfico se acopla a espectrometría de masas (CG/MS), lo cual ofrece alta resolución llegando a medir ng/kg. Los PCBs se miden con CG/ECD con detector de captura de electrones y muchos plaguicidas organofosforados utilizan HPLC/DAD con detector de arreglo de diodos.

Cuadro 3. Recursos analíticos en las estimaciones de HAPS, PCBs, PCDDs, POCs y POFs

Compuesto	Metodología	Determinación de un analito	Referencia
HAPs	GC/FID HPLC-FLD	BaP en suelo: 0.9-4.1 ng/g	Barrán-Berdón <i>et al.</i> (2012).
PCBs	GC/ECD	PCB28 en agua potable: 0.018-0.042 µg/L	Salinas <i>et al.</i> , 2010
PCDDs	GC/MS	Tdbpd en carne de bovino: 3.05-7.94 pg TEQ/g grasa	Naccha <i>et al.</i> , 2010.
POCs	GC/ECD	DDT en fórmulas lácteas: N.D.-1.083 µg/kg	Gutiérrez <i>et al.</i> (en prensa).
POFs	HPLC-DAD	Diazinón en agua: 459±4.0 µg/L	Molina-Morales <i>et al.</i> (2012)

BaP: benzo[a]pireno

Tdbpd: 2, 3, 7, 8, tetraclorodibenzo-p-dioxina

Para regular el manejo de estas sustancias en el ambiente se han dado directrices internacionales por medio del *Codex Alimentarius*, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2011), la Unión Europea (EUA *Commission* 2011), la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2011), la Organización Internacional

del Trabajo (OIT) y la Organización Mundial de Salud (WHO, 2011), organismos que han fijado límites máximos permitidos (LMR), ingesta diaria admisible (ADI) y otros parámetros para proteger las poblaciones. Paralelamente, las legislaciones nacionales establecen normas, algunas de ellas con carácter obligatorio. En el cuadro 4 se presentan los límites establecidos por diversos organismos para los compuestos seleccionados. Los HAPs en México están regulados con la NOM-138-SEMARNAT/SS-20; NOM, 2003, las PCDD con las NOM 098 y 040 SEMARNAT 2002. El DDT por el Organismo CICLOPLAFEST y la norma para leche y alimentos lácteos es la NMX-F-718 COFOCALEC.

Cuadro 4. LMRs establecidos por organismos nacionales e internacionales para cinco contaminantes de medios abióticos y bióticos

Compuesto	Norma mexicana	FAO/OMS	EPA
BaP	2 ng/g		0.015 ng/g
ΣPCB	0.5 µg/L para agua		
2,3,7,8 tetracloro dibenzo-p- dioxina	LMP de 0.2 a 0.5 ng/m ³ EQT***	ADI 1-4 pg EQT/kg PC/día	
DDT		20 µg/kg base grasa	
Diazinón*			0.08 µg/L**

*Aguas superficiales

**CCC Criterios de Concentración Crítica de la USEPA

*** Para equipos industriales, de incineración, fabricación de cemento hidráulico (Semarnat, 2011).

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

La demanda mundial de alimentos, el modelo intensivo de producción, la industrialización, junto con factores climáticos, socioeconómicos y políticos forman parte de un modelo consumista de satisfactores que está conduciendo a una explotación intensiva de los recursos planetarios. Los umbrales de regulación del planeta se ven perturbados y la contaminación ambiental es, al mismo tiempo, causa y efecto de la problemática actual. Se aprecia este efecto en los costos ecológicos y en las alteraciones de la salud animal.

En medio de esta reflexión, hay un movimiento hacia la sustentabilidad como recurso viable de buscar soluciones al problema referido. Se desarrollan perspectivas teóricas y prácticas para contrarrestar el efecto pernicioso de los contaminantes; entre ellas se encuentran la relación entre la quiralidad de los enantiómeros y la toxicidad; la biorremediación por consorcios de bacterias y plantas, la utilización de bioplaguicidas, el aprovechamiento de nanopartículas para absorber y eliminar compuestos de interés; la producción de vacunas sintéticas; la generación de modelos matemáticos que involucran variables hidrológicas, climatológicas y parámetros humanos de los individuos potencialmente afectados; la producción de organismos genéticamente modificados (OGM); ingeniería de proteínas; genómica, epigenómica y los estudios epidemiológicos.

Resulta una imperiosa necesidad el enfoque que pueda dar una metodología transdisciplinaria en el estudio de este tema, capaz de visualizar de una manera nueva las perspectivas y las acciones frente a esta problemática.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC), 2010.
- Barrán B. *et al.*, 2012, "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils From a Brick Manufacturing Location in Central México", en *Rev Int Contam Ambie* 28(4): 277-288.
- Bosveld, T. *et al.*, 2002, "In vitro EROD induction equivalency factors for the 10 PAHs generally monitored in risk assessment studies in The Netherlands", en *Chemosphere* 49: 75-83.
- Bräuner V. *et al.*, 2012, "A prospective study of organochlorines in adipose tissue and risk of non-Hodgkin lymphoma", en *Environ Health Perspect* 120(1): 105-11.
- Cañedo Y. y V. Macías 2007, "Dibenzo-p-dioxinas policloradas y dibenzofuranos en peces de cuatro regiones diferentes de México", en *Ciencias Marinas*, Universidad Autónoma de Baja California, México, 33(2): 217-227.
- CCME, 2008, *Carcinogenic and other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*, Canadian Council of Ministers of the Environment, Scientific Supporting Document.
- CICLOPLAFEST 2005, *Catálogo Oficial de Plaguicidas*, Comisión Intersecretarial para el control del proceso y uso de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Secretaría de Desarrollo Social, Secretaría de Salud, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, México.
- CODEX ALIMENTARIUS, 1999, Comité del Codex sobre aditivos alimentarios y contaminantes de los alimentos, CX/FAC 00/26, Documento de examen sobre las dioxinas, Beijing, República Popular de China.
- EPA, 2011, Title 40. Code of Federal regulations, en www.epa.gov/lawsregs/regulations, consultado el 18/10/2012.
- EPA, 2012, Technical Fact sheet on: DIOXIN (2, 3, 7, 8-TCDD), en <http://www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/soc/tech/dioxin.pdf>.

- Gilroy A. *et al.*, 2012, "Polychlorinated biphenyls and their hydroxylated metabolites in wild fish from Wheatley Harbour Area of Concern, Ontario, Canada", en *Environ Toxicol Chem* (12): 2788-2797.
- González M. *et al.*, 2012, "Persistent organic contaminants and steroid hormones levels in Morelet's crocodiles from the Southern Gulf of Mexico", en *Arch Environ Contam Toxicol* 62(3): 445-54.
- Gutiérrez R. *et al.*, 2012, "Contenido de residuos de plaguicidas organoclorados en fórmulas lácteas infantiles comercializadas en el sur de la Ciudad de México", en *Agrociencia* (En prensa).
- HAPs, Facultad de Farmacia. Toxicología. Universidad de Porto, en http://www.ff.up.pt/toxicologia/monografias/ano0708/g8_hap/html.
- Hidalgo, C., 2009, "Contaminación de Alimentos por Dioxinas", en *Ciencia Ahora* 22, en <http://www.bierzoairelimpio.org/imagenes/descargas/Contaminacionalimentosdioxinas.pdf>
- IARC, 1997, *Polychlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans*, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans 69. Consultado el 04-12-2012.
- IARC, <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>
- INE, 2009, Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs), en <http://www.ine.gob.mx/sqre-temas/765-sqre-cop>
- Khairy, A., 2011, "Risk posed by chlorinated organic compounds in Abu Qir Bay, East Alexandria, Egypt", en *Environ Sci Pollut Res Int* (3): 794-811.
- Loganathan, B., 2012, "Global Contamination Trends of Persistent Organic Chemicals: Overview", en *Global Contamination Trends of Persistent Organic Chemicals*, Bommanna G. Loganathan y Paul K. S. Lam. CRC Press.
- López L. *et al.*, 1996, "Is DDT Use a Public Health Problem in Mexico?", en *Environ Health Perspect*, 104 (6): 2-6.
- Mitra S. *et al.*, 2012, "Analysis of the toxicogenomic effects of exposure to persistent organic pollutants (POPs) in Slovakian girls: corre-

- lations between gene expression and disease risk”, en *Environ Int* 39(1): 188-99.
- Molina, Y. *et al.*, 2012, “Niveles de plaguicidas en aguas superficiales de una región agrícola del estado Mérida, Venezuela, entre 2008 y 2010”, en *Rev Int Contam Ambie* 28(4): 289-301.
- Naccha, R., 2010, *Cuantificación de dioxinas por cromatografía de gases/espectrometría de masas de baja resolución (GC/LRMS) en carnes y leches consumidos en Nuevo León*, tesis doctoral, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- NOM-133-ECOL-2000, Contaminantes Orgánicos Persistentes en México. Un catálogo de males por resolver, Este País/Histórico/Green Peace Mexico/24.09.2009.
- Pérez J. *et al.*, 2012, “Polychlorinated byphenils (PCBs) residues in milk from an agroindustrial zone of Tuxpan, Veracruz, México”, en *Chemosphere* 89: 404-408.
- Prado, G., 2001, *Residuos de plaguicidas organoclorados persistentes en leches reconstituida y humana*, tesis doctoral, Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F.
- Repetto, M. y G. Repetto 2009, *Plaguicidas organofosforados. Toxicología Fundamental*, 4a. Ed. Díaz de Santos, España.
- Salinas O. *et al.*, 2010, “Presence of polychlorinated biphenyls (PCBs) in bottled drinking water in Mexico City”, en *Environ Contam Toxicol* 85(4): 372-6.
- Schechter A., *et al.*, 2005, “Dioxins: An overview”, en *Environmental Research* 101(3): 419-428.
- Selvakumar, K. *et al.*, 2012, “Polychlorinated biphenyls impair blood-brain barrier integrity via disruption of tight junction proteins in cerebrum, cerebellum and hippocampus of female Wistar rats: Neuropotential role of quercetin”, en *Hum Exp Toxicol* (nov. 15, Consultado en línea antes de su impresión).
- Semarnat, 2011, Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes.

- Thomas M. *et al.*, 2012, "Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments and fish from freshwater cultured fish ponds in different agricultural contexts in north-eastern France", en *Ecotoxicol Environ Saf* 77: 35-44.
- Urióstegui M. *et al.*, 2012, "Comparative effect of technical and commercial formulations of methamidophos on sperm quality and DNA integrity in mice", en *Environ Toxicol* (nov. 2, consultado en línea, anterior a su impresión).
- Wang D. *et al.*, 2012, "Evidence for diazinon-mediated inhibition of cispermethrin metabolism and its effects on reproductive toxicity in adult male mice", en *Reprod Toxicol* 34(4): 489-497.
- Warner M. *et al.*, 2002, "Serum Dioxin Concentrations and Breast Cancer Risk in the Seveso Women's Health Study", en *Environ Health Perspect* 110: 625-628.