

Capítulo 6

Metales pesados, plaguicidas y efectos de los disruptores endocrinos en la salud humana y animal

Santiago Monsalve Buriticá

6.1 Situación global

La evaluación mundial sobre metales pesados muestra que los niveles de estos en el medio ambiente han aumentado considerablemente desde el inicio de la era industrial. Actualmente algunos metales pesados como el cadmio, el cobre, el manganeso, el mercurio, el níquel y el plomo se encuentran en todo el planeta en diversas fuentes y en los alimentos humanos (especialmente en los peces) en niveles perjudiciales para los seres humanos y la vida silvestre (Falero, 2005).

La distribución de los metales pesados en tejidos animales refleja los procesos de biomagnificación y sus fuentes potenciales. Igualmente se recalca que los suelos

agrícolas reciben descargas periódicas de diferentes sustancias contaminantes por el uso de agroquímicos, en muchos casos sin control y de manera indiscriminada, obedeciendo a las necesidades que tienen los agricultores de mantener cultivos y zonas agropecuarias libres de plagas y malezas con el fin de alcanzar una alta producción. Adicionalmente, debido a la interacción de los animales con su entorno, la contaminación de los ecosistemas repercute en forma directa sobre estos en tanto la función esencial del sistema endocrino se hace especialmente vulnerable a las sustancias de esta naturaleza (Colborn y Clement, 1992).

Las concentraciones de un número de sustancias químicas que interfieren con el sistema endocrino, que se encuentren por encima de los niveles soportados por una especie, pueden poner en peligro la salud y el potencial de una proporción considerable de la vida silvestre, los seres humanos y su descendencia (Johnson, Hicks y De Rosa, 1999). Se ha reportado a nivel global que la dispersión de estos contaminantes se debe a la combinación de factores, incluyendo liberación accidental o deliberada en el medio ambiente seguida del transporte atmosférico de largo alcance (de manera global) (Falero, 2005).

6.2 Disruptores endocrinos (DE)

El sistema endocrino es un sistema químico complejo que regula funciones vitales como la reproducción, el desarrollo embrionario, el sistema inmunológico y que puede comprender incluso aspectos del comportamiento psicosocial. Las sustancias que regulan estas funciones

se llaman hormonas. Los disruptores endocrinos (DE) son sustancias químicas capaces de alterar el sistema hormonal y ocasionar diferentes daños sobre la salud humana (Johnson et al., 1999). Los efectos más complejos ocurren en diferentes etapas gestacionales de hembras expuestas durante la gravidez y la lactancia. También puede afectar la reproducción, la viabilidad genética y la salud de muchas especies animales debido a la contaminación ambiental. Los efectos de los DE se producen de forma crónica a dosis muy bajas, en general muy por debajo de los límites de exposición legalmente establecidos (Johnson et al., 1999).

6.3 Efectos de los disruptores endocrinos

En general los efectos de los disruptores endocrinos son fácilmente pasados por alto debido a que la exposición crónica que conlleva problemas de salud usualmente se da antes que el individuo nazca. Para los seres humanos este podría ser en cualquier momento de la gestación. Los efectos debido a la exposición prenatal pueden conducir a cambios en el desarrollo del individuo que, en muchos casos, no son visibles desde el nacimiento pero que se podrían llegar a expresar años más tarde a medida que el individuo crezca (Colborn y Clement, 1992).

Las investigaciones de la última década sobre metales pesados muestran que los efectos tóxicos pueden generarse a partir de concentraciones bajas. El sistema nervioso en desarrollo del feto y del recién nacido en contacto con disruptores endocrinos es extremadamente sensible a juzgar por las pruebas aportadas por estudios en seres humanos y en animales. Tales efectos pueden

aparecer aun a niveles de exposición en los que la madre conserva la salud o sufre sólo síntomas menores (Pirrone, Cinnirella, Feng, Finkelman, Friedli, Leaner y Telmer, 2010).

Entre la fauna, los individuos expuestos pueden no alcanzar la madurez sexual (Pirrone et al., 2010), nacer con defectos mutagénicos, no desarrollarse de una manera adecuada intrauterinamente o morir prematuramente (Colborn y Clement, 1992; Cook, Zabel y Peterson, 1997). En el caso de los mamíferos, la madre comparte diferentes sustancias químicas en la sangre con su embrión y el feto no nacido, así, durante la gestación pequeñas concentraciones de hormonas producidas naturalmente controlan la función de algunas células para especializarse y convertirse en las diferentes estructuras del sistema reproductivo. Después del nacimiento, la madre traspassa concentraciones mucho más altas de los disruptores endocrinos al recién nacido a través de la leche (Sonawane, 1995).

En la actualidad existe una amplia evidencia de que la exposición a diversos químicos sintéticos durante el desarrollo puede limitar el potencial de un individuo y tiene un efecto en el nivel de crecimiento de una población (Jacobson, Fein, Jacobson, Schwartz y Dowler, 1985; Stewart, Darvill, Lonky, Reihman, Pagano y Bush, 1999). Cada ser humano o animal silvestre nacido hoy ya podría tener algunos disruptores endocrinos en su cuerpo que pueden competir con los receptores de membrana de estrógenos. Estos productos químicos (plásticos y componentes de pesticidas, incluyendo herbicidas, fungicidas e insecticidas) en un alto volumen están distribuidos globalmente por diversas actividades humanas (comercio, minería, etc.) y pueden dispersarse en el medio ambiente a través del aire y agua (Falero, 2005).

6.4 Mecanismos de disrupción endocrina

Algunas sustancias mimetizan la acción de las hormonas confundiendo a sus receptores celulares. El DDT (Dicloro difenil tricloroetano), PCB (bifenilos policlorados), PBB (Bifenilos polibromados) y algunos estrógenos vegetales afectan los receptores estrogénicos alterando las conductas sexuales y reproductivas.

Otras sustancias actúan como antagonistas de hormonas endógenas. El Vinclozolin o el DDE (dicloro difenil dicloroetileno) un metabolito del DDT (dicloro difenil tricloroetano) trabajan como antiandrógenos.

Moléculas que modifican la síntesis y el metabolismo de hormonas naturales por lo que modulan o interfieren los niveles fisiológicos, elevando o disminuyendo sus concentraciones. Es el caso de los fitoestrógenos (flavonas, isoflavonas, cumestanos, lignanos) y micoestrógenos (zeranol) que favorecen la aparición de glándulas mamarias en machos.

Moléculas que modifican los niveles de los receptores hormonales (figura 12) (Frye, Bo, Calamandrei, Calzà, Dessì-Fulgheri, Fernández y Panzica, 2012).

6.5 Pesticidas

Más del 60% de todos los herbicidas producidos son conocidos disruptores endocrinos (Colborn y Clement, 1992). Los pesticidas han sido ampliamente estudiados por ser causantes de efectos carcinogénicos, neurotóxicos y por causar letalidad en altas concentraciones. Se

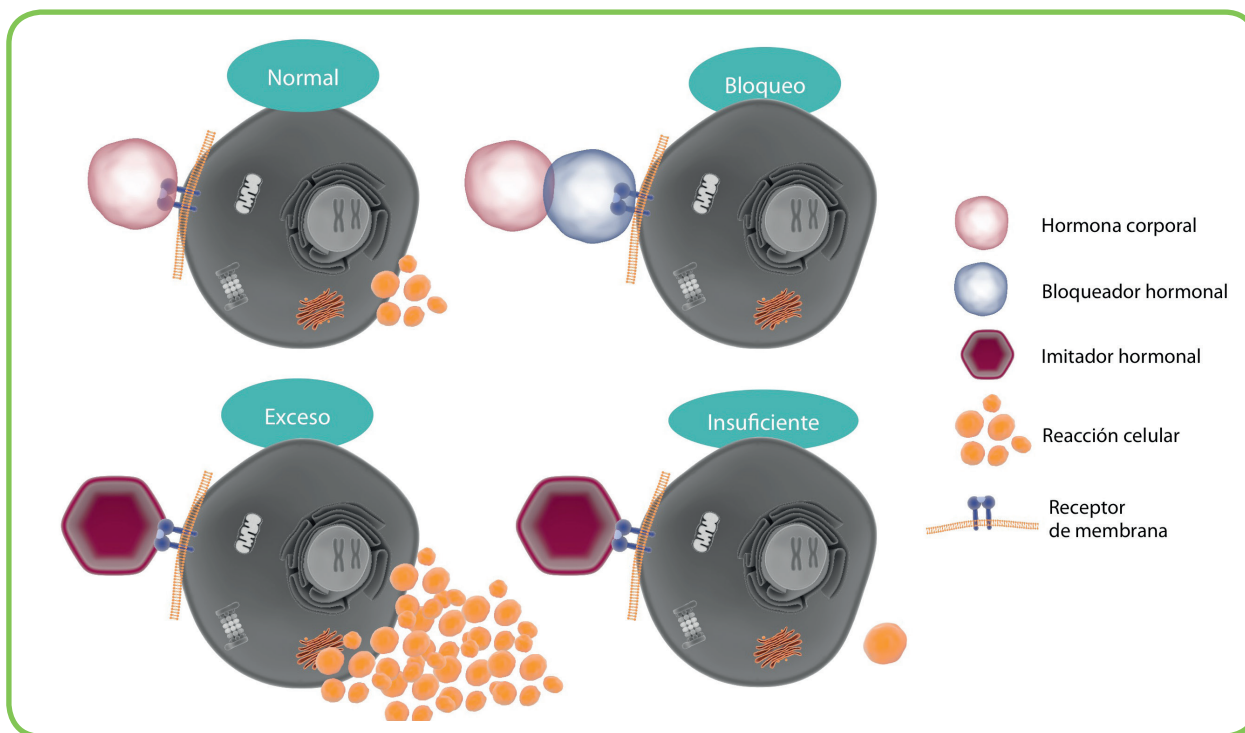


Figura 12. Acción de los disruptores endocrinos sobre la célula diana (adaptado de: Frye et al., 2012).

ha determinado que los pesticidas tanto en la piel como en los ojos pueden tener efectos irritantes tópicos. Para agravar el problema de la exposición, el entorno mundial ha sido contaminado durante décadas con los residuos de muchas sustancias químicas persistentes entre los que se encuentran lipofílicos, organoclorados (OC) tales como los bifenilos policlorados (PCB), diclorodifeniltricloroetano (DDT), dieldrina, toxafeno y clordano, cuyos efectos permanecen durante cientos de años (Fernícola, 1985).

6.6 Efectos en los ecosistemas

La contaminación por metales pesados es hoy en día una de las perturbaciones más peligrosas para los ecosistemas acuáticos en el mundo,

dado que son elementos poco o nada biodegradables tienden a acumularse en los tejidos de animales y vegetales acuáticos, y permanecen en ellos por largos períodos. Esto desencadena procesos de biomagnificación y acciones toxicodinámicas al nivel de material biológico que pueden llegar a generar alteraciones metabólicas, mutaciones y alteraciones anatómicas en las especies animales, incluido el hombre. De acuerdo con sus características y con las del entorno, los contaminantes químicos pueden residir por períodos cortos o largos en los ambientes dulceacuícolas y marinos, lo cual incidirá en su distribución e interacción con el medio (Senior Galindo, 2016).

El contaminante, una vez descargado al medio acuático antropogénicamente o de forma natural, circula física y biológicamente por medio

de procesos de dilución y dispersión que favorecen la disipación de sus efectos negativos, así como por un proceso de transporte que causa su traslado a diversas fuentes acuáticas, bien sea por efecto de las corrientes o a través de la incorporación en organismos migratorios; una

fracción probablemente muy pequeña se pierde a la atmósfera (Marrugo –Negrete–, 2011).

En el medio acuático, los contaminantes empiezan a sufrir procesos que alteran de alguna u otra manera su capacidad tóxica (Figura 13), a saber:

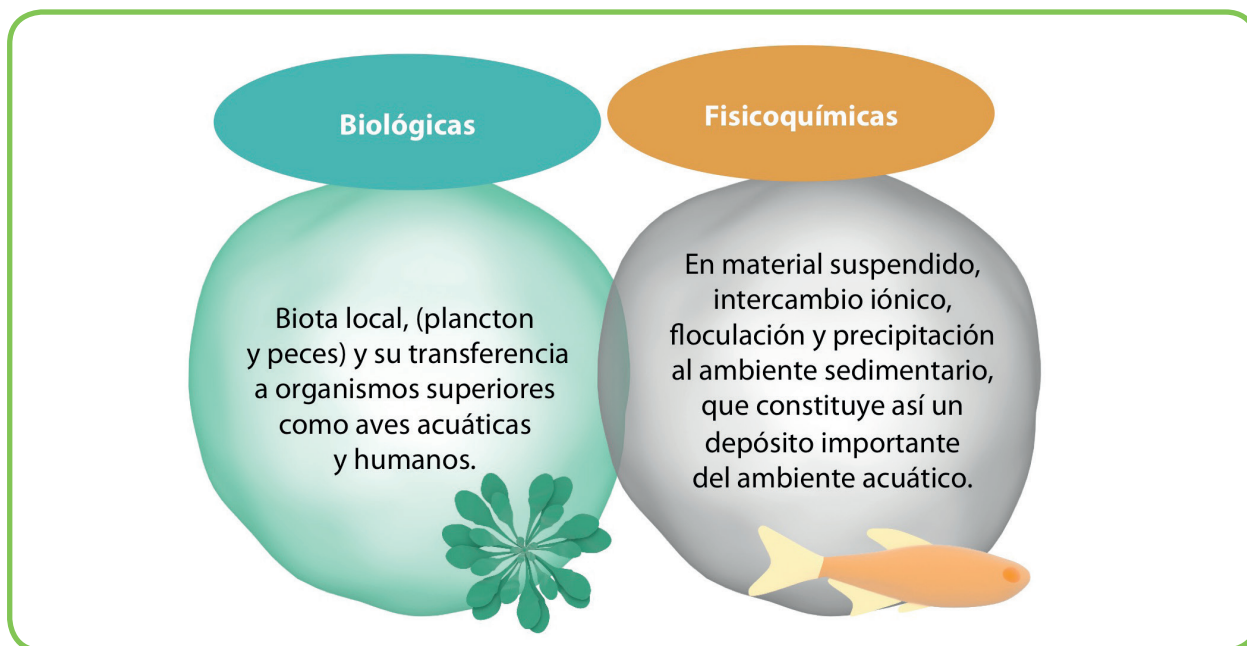


Figura 13. La medición del contenido de metales pesados en tejidos de animales es importante debido a que son considerados indicadores de contaminación y permiten visualizar cómo está distribuido espacialmente el contaminante (Marrugo –Negrete–, 2011).

6.7 Metales pesados en ecosistemas acuáticos

La problemática de la contaminación química en los ecosistemas acuáticos por metales pesados o trazas es muy compleja. Las altas concentraciones de estos en el medio acuático y sus componentes (agua, sedimentos, flora y fauna, entre otros) son provocadas principalmente por actividades industriales directas o indirectas, por lo cual los productos residuales de estas actividades aumentan la concentración (Senior

–Galindo–, 2016). La evaluación mundial sobre los metales pesados, los cuales son de interés sanitario y ambiental, muestra que los niveles de estos en el medio ambiente han aumentado considerablemente desde el inicio de la era industrial. Actualmente se encuentran en todo el planeta en diversas fuentes y matrices, y en los alimentos en niveles perjudiciales para los seres humanos y la vida silvestre (Marrugo –Negrete–, 2011; Senior –Galindo–, 2016). Se ha detectado que grandes masas de aire arrastradas a través del Pacífico han trasladado una gran variedad de

contaminantes de Asia Central a la costa oeste de los Estados Unidos, dichos contaminantes se encuentran virtualmente no diluidos e incluyen ozono, metales pesados y compuestos organoclorados (Falero, 2005). De forma indirecta, las emanaciones antropogénicas de metales pesados contribuyen con el aumento en los niveles tóxicos en el entorno; por ejemplo, en el medio ambiente acuático el mercurio existe en formas inorgánicas y orgánicas, y es el metilmercurio el más tóxico de los compuestos organomercuriales. La emisión antropogénica de este tóxico puede ser rara pero puede ser formada por sedimentos por metilación bacteriana de mercurio inorgánico. Mucho de este compuesto tiene gran afinidad por los lípidos de organismos y como resultado se produce la acumulación del mercurio principalmente como metilmercurio en organismos acuáticos, concurrente con el fenómeno de bioamplificación a través de la cadena trófica, debido a que este es soluble en lípidos (Marrugo, Lans y Benítez, 2007; Marrugo-Negrete, Verbel, Ceballos y Benítez, 2008).

6.8 Efectos en la fauna silvestre

Las consecuencias de la amplia exposición y de la persistencia de disruptores endocrinos se determinó a finales de 1960 y 1970, cuando ejemplares de gaviotas pertenecientes a la zona geográfica de los Grandes Lagos y la costa del Pacífico comenzaron a experimentar cambios de conducta y dificultades para la reproducción (Hunt y Hunt, 1977). Las aves estaban bioacumulando y biomagnificando niveles elevados de anticonceptivos orales que se encontraban en alimentos de sus respectivos sistemas acuá-

ticos. Estudios de laboratorio en la década de 1990 demostraron que sólo 5 picogramos de dioxina en huevos de trucha pueden hacer que embriones de esta especie se desarrollen anormalmente, lo que puede conllevar a la muerte de alevinos (Cook et al., 1997). En Florida (Estados Unidos) fueron estudiadas poblaciones naturales de cocodrilos al lado del lago Apopka, y se encontró que dicha especie no estaba reproduciéndose adecuadamente (Crain y Guillette, 1998), también se hallaron caimanes machos con hemipenes reducidos y tortugas en eclosión solo de hembras y algunos especímenes de sexo indeterminado, sin la presencia de ningún ejemplar macho (Taylor y Harrison, 1999). Estas anomalías podrían ser el resultado de mecanismos toxicológicos, lo que fue descubierto mientras se estaba tratando de averiguar por qué el fungicida vinclozolina causaba desarrollo inusual del pene y pérdida de la fertilidad en las ratas macho (Gray, Ostby y Kelce, 1994). En roedores se ha demostrado que la exposición intrauterina al DDE (producto de la descomposición del DDT) causa el desarrollo anormal del tracto urogenital en crías macho de rata, hipospadias, distancia acortada en el espacio ano-genital y testículos no descendidos (Kelce, Stone, Laws, Gray, Kemppainen y Wilson, 1995). El DDE se encontró en poblaciones naturales de caimanes 54 años después que el DDT saliera por primera vez al mercado. La mayoría de los efectos no son inmediatamente letales, sin embargo, muchos podrían acortar el período de vida de un animal (Kelce et al., 1995). En Colombia son pocos los estudios de detección de metales pesados en fauna silvestre y se desconocen los efectos de muchos contaminantes ambientales presentes en los ecosistemas en este tipo de organismos, y más en mamíferos

que se encuentran en el tope de la cadena trófica. Se considera que estos pueden asimilar contaminantes a lo largo del tiempo y de una determinada zona, pero que a diferencia de otros grupos animales resultan especialmente útiles como bioindicadores de contaminación por metales pesados.

6.9 Estudios en Colombia

6.9.1 Detección de mercurio en felinos

En el departamento de Córdoba fueron determinados niveles de mercurio en piezas dentales de jaguares (*Panthera onca*) provenientes de la zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Nudo del Paramillo. Los niveles de este metal fueron analizados mediante la técnica de detección de mercurio por espectroscopia de absorción atómica de vapor frío, buscando determinar las concentraciones presentes en muestras de dientes obtenidas a partir de cráneos de animales cazados. Los valores encontrados en las muestras analizadas fueron $0,0887 \pm 0,0383$ y $0,011 \pm \mu\text{gHgT/g}$. Las concentraciones reportadas se encuentran por debajo de los límites permisibles ($0,5 \mu\text{gHgT/g}$) y se concluyó que no presentaban una amenaza importante o toxicidad para la especie (Racero-Casarrubia, Marrugo- Negrete y Pinedo-Hernández, 2012).

6.9.2 Detección de mercurio en tortuga hicoitea (*Trachemys callirostris*)

En el primero de los estudios realizados hasta la fecha con esta especie, desarrollado en los municipios de Magangué, Bolívar y Lórica, se

tomaron muestras de caparazón y musculatura pectoral de la especie para detectar niveles de mercurio total; los resultados demostraron que los niveles hallados encontrados excedían el límite máximo de consumo de mercurio (en correlación con los niveles para el consumo y los establecidos para el recurso íctico $0,5 \mu\text{g Hg/g}$) (Zapata, Bock y Palacio, 2014). El segundo estudio se realizó en diferentes localidades del departamento de Córdoba, en donde se tomaron 91 muestras de sangre, se cuantificaron las concentraciones de mercurio en $\mu\text{g/L}$ por medio de espectrometría de absorción atómica, se estimó una concentración en músculo 5 veces superior y con ésta se calculó el límite de consumo diario y mensual; los niveles de mercurio fueron: Montería $26,1 \pm 10,3$, Cotocá $11,6 \pm 3,0$, Pueblo Nuevo $14,7 \pm 6,8$, Buenavista $18,7 \pm 4,0$, Purísima $23,6 \pm 29,8$, Ayapel $8,9 \pm 4,5$, Lórica $8,9 \pm 10,2$, Ciénaga de Oro $2,4 \pm 7,6$, Montelíbano $3,0 \pm 8,6$ y como control ejemplares provenientes de un centro de conservación *ex situ* del municipio de Medellín $0 \pm 0,0$. Durante el estudio se determinó en un ejemplar del municipio de Purísima una concentración de $103,76 \mu\text{g/kg}$, el consumo del recurso con este nivel de mercurio podría representar un riesgo para la salud pública y limitaría la ingesta en una porción de 227 gramos/mes. Los resultados de estos estudios evidencian un posible riesgo por consumo de carne de hicoitea en algunas regiones del departamento de Córdoba (López-Díez y Restrepo-Alzate, 2016).

6.9.3 Detección de mercurio en delfines (*Sotalia guianensis* y *Tursiops truncatus*)

El objetivo de este estudio fue detectar los niveles de mercurio total en delfines *Sotalia*

guianensis y *Tursiops truncatus* procedentes de un acuario de Santa Marta utilizando espectroscopia de absorción atómica. Todas las muestras examinadas presentaron altos niveles de Hg total en sangre con niveles mínimos de 44,8 µg/g y máximos de 679,98 µg/g. Los resultados demuestran que los delfines no sólo son excelentes bioindicadores de la contaminación ambiental con Hg, sino que arroja importantes datos para la salud pública dado que estos animales consumen las mismas especies de peces que se comercializan en la ciudad de Santa Marta y el balneario turístico Rodadero, por lo cual los residentes y turistas que llegan a esta ciudad están expuestos a la ingesta de este metal pesado y sus efectos (Hernández-Fernández y Martínez-Carvajal, 2016). Un reporte independiente de dos ejemplares de delfines juveniles que fueron decomisados en el año 2018 en el departamento de Santa Marta reflejó un nivel en uno de los dos ejemplares de 3,551 mg/kg, este dato excede el nivel máximo tolerable de Hg de consumo de cualquier producto (1.9 mg/kg) lo que sugiere un alto riesgo en el consumo de este organismo tope de la cadena trófica (datos no publicados).

6.9.4. Estudios de biomarcadores de daño genético en sangre de *Lepidochelys olivacea* (Cheloniidae)

En este trabajo se determinó la presencia de eritrocitos micronucleados y con protuberancias nucleares en una población anidante de *Lepidochelys olivacea* de la costa norte del Pacífico colombiano (Bahía Solano - Chocó). Los resultados indicaron que esta especie presenta eritrocitos circulantes con los daños nucleares mencionados y reporta por primera vez la presencia de estrés genotóxico para la especie en el país. A pesar que los resultados de esta

investigación no permitieron concluir que este quelonio sea adecuado para monitorear los efectos genotóxicos de la contaminación química en áreas marinas, el hallazgo de daño genético en sus eritrocitos podría estar indicando que esta especie responde positivamente a la presencia de tóxicos en el ambiente (Quiroz, 2017).

6.10 Perspectivas

La magnitud de la contaminación actual y su impacto en los ecosistemas del país apenas se ha comenzado a evaluar en algunos pocos casos. Los factores causantes de mayor deterioro en los ecosistemas dulceacuícolas, marinos y costeros en el país son tanto naturales como antropogénicos, entre los que se encuentran la sedimentación, las anomalías climáticas, la acumulación de contaminantes y basuras, la interrupción de los flujos bioenergéticos, la sobreexplotación de los recursos marinos, la utilización de artes de pesca altamente destructivas y las actividades turísticas. Así mismo, el detrimento de los ecosistemas es mayor en las áreas localizadas alrededor de las desembocaduras de los grandes ríos y de los centros urbanos, donde convergen la presión poblacional, el turismo y la industria. Los metales pesados pueden ser tóxicos para la flora y la fauna terrestre y acuática, y son acumulables por los organismos que los absorben, los cuales, a su vez, son fuente de alimentación como es el caso de la tortuga hicoitea del caribe colombiano en temporada de Cuaresma y Semana Santa. La descomposición de la vegetación terrestre inundada y el carbono del suelo estimulan la metilación de formas inorgánicas como el mercurio que están en forma natural en el suelo o que es dispuesto en amplias zonas hídricas a causa de la explotación aurífera, a formas más tóxicas como el metilmercurio que

se acumula y se biomagnifica en los tejidos de organismos acuáticos y el resto de la cadena alimenticia (Paterson, Rudd y St. Louis, 1998). Al igual que en diferentes regiones del neotrópico, en el país la información disponible acerca de la problemática por contaminación de metales pesados y el grado de afectación en la fauna silvestre es escasa.

Referencias

- Colborn, T., y Clement, C. (1992). Chemically-induced alterations in sexual and functional development: the wildlife/human connection. (p. 403). Princeton Scientific Pub. Co.
- Cook, P., Zabel, E., y Peterson, R. (1997). The TCDD toxicity equivalence approach for characterizing risks for early life stage mortality in trout. En: R. Rolland, M. Gilbertson, y R. Peterson (Eds.), *Chemically induced alterations in functional development and reproduction of fishes* (pp. 9-27). Setac Press, Pensacola, FL.
- Crain, D. A., y Guillette, L. J. (1998). Reptiles as models of contaminant-induced endocrine disruption. *Animal Reproduction Science*, 53(1-4), 77-86. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0378-4320\(98\)00128-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4320(98)00128-6)
- Falero Morejón, A., Pérez, C., Luna, B., y Fonseca, M. (2005). Impacto de los disruptores endocrinos en la salud y el medio ambiente. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 36.
- Fernícola, N. A. G. (1985). Toxicología De Los Insecticidas Organoclorados. *Bol Of Sanit Panam*, 98(1), 10-19.
- Frye, C., Bo, E., Calamandrei, G., Calzà, L., Dessì-Fulgheri, F., Fernández, M., Panzica, G. (2012). Endocrine disruptors: a review of some sources, effects, and mechanisms of actions on behaviour and neuroendocrine systems. *J Neuroendocrinol.*, 24(1), 144-159. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2826.2011.02229.x>. ENDOCRINE
- Gray, L., Ostby, J., y Kelce, W. (1994). Developmental effects of an environmental antiandrogen: the fungicide vinclozolin alters sex differentiation of the male rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 129, 46-52.
- Hernández-Fernandez, L., y Martínez-Carvajal, D. (2016). *Niveles de mercurio total en sangre de delfines (sotalia guianensis y tursiops truncatus) procedentes del acuario y museo del mar del rodadero en santa marta, colombia*. Universidad de Córdoba.
- Hunt, G. L., y Hunt, M. W. (1977). Female-female pairing in Western Gulls (*Larus occidentalis*) in Southern California. *Science*, 196(4297), 1466-1467. Recuperado de: <https://doi.org/10.1126/science.196.4297.1466>
- Jacobson, S. W., Fein, G. G., Jacobson, J. L., Schwartz, P. M., y Dowler, J. K. (1985). The effect of intrauterine PCB exposure on visual recognition memory. *Child Development*, 56(4), 853-860. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/j.1467-8624.1985.tb00158.x>
- Johnson, B. L., Hicks, H. E., y De Rosa, C. T. (1999). Key environmental human health issues in the Great Lakes and St. Lawrence River basins. *Environmental Research*, 80(2 II), 2-12. Recuperado de: <https://doi.org/10.1006/enrs.1998.3938>
- Kelce, W. R., Stone, C. R., Laws, S. C., Gray, L. E., Kemppainen, J. A., y Wilson, E. M. (1995). Persistent DDT metabolite p,p'-DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature*, 375(6532), 581-585. Recuperado de: <https://doi.org/10.1038/375581a0>
- Lin, C. J., y Pehkonen, S. O. (1999). The chemistry of atmospheric mercury: A review. *Atmospheric Environment*, 33(13), 2067-2079. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00387-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00387-2)
- López-Díez, LC., y Restrepo-Alzate, L. (2016). Mercurio total en sangre de tortuga hicoitea del Caribe (*Trachemys callirostris*) en el departamento de Córdoba y sus posibles implicaciones en la salud pública. Trabajo de grado. Programa medicina veterinaria. Corporación Universitaria Lasallista.

- Marrugo-Negrete, J., Verbel, J. O., Ceballos, E. L., y Benítez, L. N. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(1), 21-30. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>
- Marrugo, J., Lans, E., Benítez, L., (2007). Hallazgo de Mercurio en peces de la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *MVZ Córdoba*, 12(1), 878-886.
- Marrugo-Negrete, J. L. (2011). Evaluación de la Contaminación por metales pesados en la Ciénaga de la Soledad y Bahía de Cispatá, Cuenca del Bajo Sinú, Departamento de Córdoba. *Grupo de Investigación En Aguas, Química Aplicada y Ambiental - GAQAA*, 153. Recuperado de: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Paterson, M. J., Rudd, J. W. M., y St. Louis, V. (1998). Increases in total and methylmercury in zooplankton following flooding of a peatland reservoir. *Environmental Science and Technology*, 32(24), 3868-3874. Recuperado de: <https://doi.org/10.1021/es980343l>
- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R. B., Friedli, H. R., Leaner, J., Telmer, K. (2010). Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(13), 5951-5964. Recuperado de: <https://doi.org/10.5194/acp-10-5951-2010>
- Quiroz-Herrera, V. H., y Palacio-Baena, J. (2017). Niveles sanguíneos de biomarcadores de daño genético en eritrocitos de *Lepidochelys olivacea* (Cheloniidae) en Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 322-330
- Racero-Casarrubia, J. A., Marrugo-Negrete, J. L., y Pinedo-Hernández, J. J. (2012). Hallazgo de mercurio en piezas dentales de jaguares (*Panthera onca*) provenientes de la zona amortiguadora del parque nacional natural Paramillo, Córdoba, Colombia. *Revista Latinoamericana de Conservación | Latin American Journal of Conservation*, 3(1), 87-92.
- Senior-Galindo, W. J. (2016). Contenido de metales pesados en organismos acuícolas expendidos en los mercados de la ciudad de Machala, Provincia de El Oro, (January 2015). Recuperado de: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3048.2325>
- Sonawane, B. R. (1995). Chemical contaminants in human milk: An overview. *Environmental Health Perspectives*, 103(supl. 6), 197-205. Recuperado de: <https://doi.org/10.1289/ehp.95103s6197>
- Stewart, P., Darvill, T., Lonky, E., Reihman, J., Pagano, J., y Bush, B. (1999). Assessment of prenatal exposure to PCBs from maternal consumption of Great Lakes fish: An analysis of PCB pattern and concentration. *Environmental Research*, 80(2 II), 87-96. Recuperado de: <https://doi.org/10.1006/enrs.1998.3905>
- Taylor, M. R., y Harrison, P. T. C. (1999). Ecological effects of endocrine disruption: Current evidence and research priorities. *Chemosphere*, 39(8), 1237-1248. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00191-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00191-5)
- Zapata, L. M., Bock, B. C., y Palacio, J. A. (2014). Mercury concentrations in tissues of colombian slider turtles, *Trachemys callirostris*, from northern Colombia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(5), 562-566. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1198-5>