

A large sea turtle, likely a hawksbill, is resting on a sandy beach. The turtle's head is in the foreground, facing left, with its eyes closed. Its shell is dark brown with distinct scutes. The background shows a sandy beach with some coral and seaweed. The overall scene is brightly lit, suggesting a sunny day.

Más allá de los popotes: efectos de la contaminación plástica en **las tortugas marinas**

Autores
Alma Guadalupe Vázquez Gómez^{1*}
y Vanessa Labrada Martagón²

Resumen

La degradación de las zonas costeras, la contaminación y la producción de residuos sólidos ha aumentado debido al crecimiento de la población humana y de las actividades antropogénicas. En particular, la producción de los desechos plásticos alcanza miles de millones de toneladas métricas cada año, conformando la mayor parte de la basura marina. El plástico que llega al mar afecta a la biota, debido a que los animales lo ingieren o se enredan en él, ocasionando su asfixia, heridas, reduciendo su movilidad y limitando su habilidad para conseguir alimento.

Adicionalmente, los diferentes polímeros que conforman el plástico son potencialmente tóxicos y tienen la característica de absorber otros compuestos químicos (ej. metales pesados o contaminantes orgánicos) al flotar en el agua de mar, convirtiéndose en compuestos biodisponibles para la biota. Diversos estudios han documentado que las tortugas marinas de diferentes especies y poblaciones ingieren gran variedad de desechos plásticos. Debido a su sensibilidad fisiológica, es de esperarse que la exposición a desechos plásticos, y por ende, a compuestos orgánicos emergentes, generen alteraciones bioquímicas y fisiológicas en ellas; sin embargo, no existen aún estudios publicados que relacionen su estado de salud con la frecuencia o tipo de polímeros ingeridos. El bisfenol-A (BPA por sus siglas en inglés) es un producto químico sintético utilizado en la fabricación de plásticos y resinas utilizados en la producción de contenedores de alimentos y bebidas, entre otros productos, incluidos juguetes. Debido a sus características, este compuesto puede migrar del embalaje y ser transferido a los alimentos de consumo humano. El BPA es un xenoestrógeno, compuesto químico con actividad estrogénica, que puede ocasionar alteraciones endocrinas en los organismos que lo ingieren y acumulan. Actualmente, los efectos que el BPA tiene sobre el desarrollo embrionario y la reversión sexual en las tortugas marinas de vida libre no han sido estudiados. El aumento en el número de hembras en las poblaciones de tortugas marinas, resultado del calentamiento global (aumento de temperatura ambiental de incubación), así como la potencial alteración de las gónadas y su función (posible infertilidad) ocasionada por la contaminación química de los mares, pueden generar un desequilibrio en el mantenimiento de las poblaciones naturales y reducir su viabilidad a largo plazo.

Palabras clave: contaminantes emergentes, plásticos, bisfenol-A, BPA, tortugas marinas, conservación.

Abstract

The degradation of coastal areas, pollution and the production of plastic waste has increased due to the growth of human population and anthropogenic activities. The production of plastic waste reaches billions of tons each year, making up the majority of marine garbage. The plastic in the sea causes different alterations in the fauna by ingestion or becoming entangled, causing suffocation, generating injuries, reducing mobility and even limiting their ability to feed. Additionally, the different plastic polymers are potentially

¹Universidad Nacional Autónoma de México. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología.

²Laboratorio Ecología de la Salud, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de San Luis Potosí

*Autor de correspondencia: Teléfono (444) 823-2600 ext 5688; correo electrónico: vanessa.labrada@uaslp.mx

toxic and have the characteristic of absorbing other chemical pollutants from seawater (e.g. heavy metals or organic xenobiotics) making them available to biota. Recent studies have reported that sea turtles of different species and populations ingest a large variety of plastic waste. Due to the physiological sensibility of sea turtles, it is expected that the exposure to plastic waste and, thus, organic emergent contaminants, could generate physiological responses in sea turtles; however, there are no published studies that relate the health status of these organisms to the frequency or type of plastic polymers ingested. Bisphenol-A (BPA) is a synthetic chemical compound used in the manufacture of plastics and resins, destined for the production of food and beverage containers, among other products, including toys. Given its chemical characteristics, BPA can migrate from packaging and be transferred to the food destined to human consumption. BPA is considered a xenoestrogen, a chemical compound with estrogenic activity that could generate endocrine disruption in organisms. At present, there are no studies evaluating the potential effects of BPA to the embryonic development and sexual reversion on free living sea turtles. The increase in the number of females born due to global warming (increase of environmental temperature) and the potential alterations to the gonads (possible infertility) as results of the exposure to chemical pollution at sea, could generate an imbalance in the maintenance of natural populations and reduce their long-term viability.

Key words: emergent contaminants, plastics, bisphenol-A, BPA, sea turtles, conservation.

Antecedentes

Un tema de creciente interés científico en los últimos años, ha sido el cambio climático y la perturbación gradual de los ecosistemas, lo cual afecta a los seres vivos que habitan en ellos, al punto de llevar a muchas especies a la categoría de peligro de extinción y de incrementar las tasas de extinción (Ceballos et al., 2020; Crist et al., 2017). La degradación de la zona costera por el cambio de uso de suelo, la contaminación y la producción de

Cambio climático:

Es la variación del clima (temperatura, precipitaciones, nubosidad, etc.) en la tierra, ocasionada por causas naturales o por la acción del hombre.

basura y residuos sólidos ha aumentado debido al crecimiento acelerado de la población humana y de las actividades antropogénicas. La producción global de desechos plásticos

se estima en 8,300 millones de toneladas métricas (Mt) (Geyer et al., 2017). El 91% del total de basura plástica que se produce en los continentes es transportado por los ríos hasta llegar al océano (Lebreton y Andrady, 2019). La fauna marina es afectada por la basura plástica principalmente, ya que los animales pueden ingerirla, enredarse o enmallarse, ocasionando asfixia, generando heridas, daños gastrointestinales, restringiendo su movilidad e incluso, limitando su capacidad de alimentarse (Baak et al., 2020; Colferai et al., 2017; Peters et al., 2017). Lo anterior es



Foto: tortugas/naja-bertolt-jensen-Jk1ESCc5i-l-unsplash.jpg

un tema persistente y es común observarlo en las redes sociales, porque ¿quién no recuerda el video de la tortuga a la cual le extraen un popote de la fosa nasal? ó ¿la foto de la tortuga que quedó atrapada en una red y se lastimó su caparazón hasta deformarlo? Al igual que otras fotografías de aves marinas con tapas de botellas atravesadas en los picos, lobos marinos y ballenas cubiertos de bolsas de plástico o enredados en redes.

A partir de la denuncia pública y gracias al trabajo de muchas asociaciones no gubernamentales, en el último año en México se establecieron lineamientos en los supermercados y centros comerciales para eliminar el uso de bolsas y contenedores plásticos. Así mismo, se ha pretendido eliminar el uso de popotes y contenedores de comida plásticos de un solo uso en restaurantes y cafés, reduciendo su consumo o cambiándolos por popotes y contenedores elaborados con productos orgánicos y de más fácil degradación.

¿Qué sabemos del plástico y cuál es su composición?

Productos de higiene personal (ej. protectores solares), fármacos, plásticos, aparatos electrónicos, entre otros productos industriales (ej. biocidas), son denominados contaminantes emergentes, debido a que están conformados por

compuestos que son potencialmente dañinos para la salud de los organismos, incluidos el humano y el ambiente, pero que, todavía no se encuentran regulados legislativamente y se carece de niveles estandarizados de riesgo, debido a que en la actualidad no se reconocen sus efectos negativos (Meiburg, 2018; Muñoz, 2012; Ramírez et al., 2015; Sutherland y Ralph, 2019). La basura plástica conforma la mayor parte de los desechos sólidos que llegan al mar. Las clasificaciones existentes de residuos han reportado que el mayor porcentaje de basura oceánica está conformado por plástico, seguido de metales, latas de aluminio, vidrio, ropa, redes, entre otros, todos derivados de actividades antropogénicas (Currie et al., 2018). La producción de plástico ha aumentado a millones de toneladas métricas, siendo alrededor de 12.7 Mt las que ingresan al ambiente marino cada año (Fitzgerald y Wilks, 2014; Jung et al., 2018a). El 79% de la producción global de plástico se acumula en el medio ambiente (Geyer et al., 2017). Se consideran como basura plástica desde fragmentos no identificados, hasta bolsas, botellas, tapas, material de empaque, juguetes, fragmentos de redes de nylon, entre otros. El término microplástico es empleado para referirse a los fragmentos plásticos < de menos de 5 mm de tamaño, los cuales se derivan en su mayoría de la fragmentación y degradación de la basura y, en menor proporción, al plástico virgen proveniente de la industria (Andrady, 2017; Tunnell et al., 2020).

La mayoría de los plásticos se producen para la industria empaedora y de construcción debido a sus características como impermeabilidad, flexibilidad y bajo costo (Lebreton y Andrady, 2019). La composición de los plásticos que se utilizan en la vida cotidiana incluye polímeros tereftalato de polietileno (PET), polietileno de alta densidad (HDPE),

polietileno de baja densidad (LDPE), policloruro de vinilo (PVC), polipropileno (PP), polietileno (PE), entre otros (Andrady, 2011). Los polímeros son compuestos orgánicos formados por largas cadenas de moléculas denominadas monómeros que se repiten muchas veces, y que pueden ser sintéticos (producidos de forma industrial) o naturales (producidos por microorganismos) (Sundararajan, 2007). Además del potencial daño a la salud, los diferentes polímeros que conforman el plástico tienen la característica de que pueden absorber o ser vehículo de otros contaminantes químicos del agua de mar, como compuestos orgánicos persistentes y metales pesados (Fernández et al., 2020; Pittura et al., 2018).

Por ende, la basura plástica y en especial el microplástico en el mar representan un riesgo para la fauna marina. La

ocurrencia de desechos plásticos en el mar y la costa no tienen un solo efecto sobre los organismos (ingesta, ahogamiento, etcétera), también se unen y transportan diversos contaminantes químicos, disponibles en agua, que pueden ser ingeridos por los organismos en todos los niveles de la cadena trófica (Fernández et al., 2020). El reconocimiento de la frecuencia y tipo de la basura plástica ingerida por los organismos marinos y de la composición de dichos fragmentos, es de gran importancia para determinar el daño potencial a los organismos (Eastman et al., 2020). En la actualidad, todavía existe un gran vacío de conocimiento sobre el tema (Jung et al., 2018a; Shim y Thompson, 2015). Establecer un adecuado manejo, contención y transporte de los desechos sólidos urbanos es imprescindible para evitar su transporte por viento y ríos, así como su vertido y acumulación final en los océanos (Lebreton y Andrady, 2019).

¿Qué es el bisfenol-A?

El bisfenol-A (BPA) es un producto químico sintético utilizado en la fabricación de plásticos de policarbonato y resinas dirigidos a la producción de objetos de uso diario (ej. protectores solares, esmaltes de uñas, lociones para el cuerpo, jabones, shampoos, acondicionadores, cremas de afeitar y lociones faciales) y recipientes que tienen contacto con los alimentos y bebidas (Flint et al., 2012; Michalowicz, 2014; Sarria et al., 2019).

Debido a sus características, este monómero puede migrar del embalaje y ser transferido a los alimentos de consumo humano (Nam et al., 2010). Este químico sintético ha sido reconocido como uno de los 12 contaminantes emergentes prioritarios para su monitoreo en América Latina (Reichert et al., 2019). Dentro de la clasificación de los 49 contaminantes químicos de importancia a la salud en México (Muñoz, 2012, reportado en Ramírez et al., 2015) se encuentra al BPA dentro del grupo de los contaminantes industriales. Debido a su estructura química, parecida a la de la hormona natural estradiol, el BPA puede ser considerado como una hormona sintética (Sarria et al., 2019).



Homeostasis:
Conjunto de mecanismos de autorregulación que conducen al mantenimiento de una constancia relativa en la composición y las propiedades del medio interno de un organismo.

Los esteroides sintéticos se consideran disruptores endocrinos, es decir, sustancias exógenas al organismo que se encuentran en el medio ambiente y que al ser ingeridos y acumulados tienen la capacidad de interferir en la síntesis, metabolismo y acción de las

hormonas. La alteración en la homeostasis del individuo o de sus descendientes (Diamanti-Kandarakis et al., 2009; García et al., 2015) puede a largo plazo generar alteraciones en el crecimiento, reproducción y desarrollo gonadal del individuo o de sus descendientes (Moore et al., 2011).

El BPA es considerado como un xenoestrógeno, compuesto químico que imita los efectos de los estrógenos (estradiol, progesterona, estrona) debido a su estructura química similar a la de un receptor a estrógenos (García et al., 2015; Sarria et al., 2019). Por lo tanto, tiene propiedades endócrinas disruptoras con efectos estrogénicos (aumento de estrógenos) y antiandrogénicos (disminución de andrógenos; ej. testosterona) en los organismos que lo ingieren y acumulan (Diamanti-Kandarakis et al., 2009).

El BPA se ha convertido en uno de los químicos con mayor volumen de producción anual en el mundo (3.8 Mt) (Sarria et al., 2019) y se estima que alcanzará más de 10 Mt métricas para el 2022 (Bisphenol A, 2016; en Brazkova et al., 2019). El aumento de su presencia en la atmósfera, suelo, sedimentos, medios acuáticos y aguas residuales industriales (Vermeissen et al., 2017) hacen de este compuesto la fuente principal de contaminación por bisfenoles (Ramírez et al., 2015).

Receptor a estrógenos:
Es un receptor nuclear de hormonas que actúa como factor de transcripción al unirse al ADN, con el fin de regular la expresión génica.

Efectos potenciales de los residuos plásticos y su toxicidad en las tortugas marinas

La ingesta de desechos sólidos ha sido documentada en distintas especies marinas a través de un amplio rango de tamaños y complejidad biológica, que va desde algas, zooplancton, peces, hasta vertebrados mayores como aves,

tortugas y lobos marinos (Baak et al. 2020; Matiddi et al. 2017; Peters et al. 2017; Ryan et al. 2016; Sutherland y Ralph, 2019). Los residuos plásticos son de fácil acceso para la ingesta en la biota y de 134 a 331 especies marinas, de diferentes taxas y con diferentes estrategias alimenticias, incluyendo a mamíferos marinos, peces, elasmobranchios y tortugas marinas, son afectadas al interactuar con plástico marino (Deudero y Alomar, 2015; Jung et al., 2018b). Los fragmentos y hojas plásticas flexibles, como bolsas y material de empaque, se reportan con mayor frecuencia en los organismos marinos en variedad de colores, siendo los desechos blancos y transparentes los que se observan con mayor frecuencia en el intestino de peces y tortugas marinas (Colferai et al., 2017; Eastman et al., 2020; Fukuoka et al., 2016; Lusher et al., 2013).

La contaminación, incluida la basura plástica, es una de las principales amenazas identificadas para las diferentes poblaciones de tortugas marinas y el estudio de sus efectos es un tema prioritario para su conservación (Hamann et al., 2010; Nelms et al., 2016; Rees et al., 2016; Wallace et al., 2011)

Este grupo de vertebrados presenta una alta vulnerabilidad a la perturbación ambiental y contaminación química y se consideran bioindicadores de la salud ambiental debido a las características de su ciclo de vida.

Bioindicador:
Organismo o sistema biológico sensible a los cambios ambientales en su entorno, utilizado para evaluar la calidad ambiental del suelo, el aire o el agua.

Son animales longevos con un periodo juvenil extendido (>15 años antes de reproducirse), con alta fidelidad a sus sitios de alimentación y anidación, baja tasa metabólica y transferencia de lípidos (en los cuales los xenoestrógenos son solubles) durante la formación de huevos (Jandegian et al., 2015; Labrada-Martagón et al., 2017). Las tortugas marinas de diferentes especies y poblaciones presentan variaciones bioquímicas, fisiológicas y clínicas como respuesta a la exposición a contaminantes químicos como metales pesados y plaguicidas (Camacho et al. 2013b; Keller, 2013; Labrada-Martagón et al., 2011; Tremblay et al., 2016). La ruta más importante de exposición a contaminantes químicos en tortugas marinas es a través de la ingesta (Keller, 2013).

Las tortugas marinas son consideradas un buen bioindicador no sólo de la disponibilidad de contaminantes químicos, sino también del monitoreo de la ocurrencia de desechos plásticos en su ambiente natural (Matiddi et al., 2017). Las diferentes especies de tortugas marinas ingieren una variedad de desechos sólidos junto con su dieta como plumas de aves, madera, bolsas, material de

empaque, hojas de aluminio, anzuelos, monofilamentos de pesca, caucho, redes y cuerdas (Bjorndal et al., 1994; Clukey et al., 2018; Fukuoka et al., 2016; Jung et al., 2018b; Tomás et al., 2002). Un estudio con videocámaras demostró que tortugas caguama (*Caretta caretta*) y tortugas verde (*Chelonia mydas*) consumen basura flotante en un comportamiento similar al empleado para capturar medusas, sugiriendo que las tortugas marinas confunden fácilmente los desechos sólidos con sus presas naturales (Fukuoka et al., 2016). El volumen y frecuencia de desechos artificiales ingeridos por las tortugas marinas varía entre especies y áreas de estudio debido a las diferencias en su dieta y en las zonas de alimentación en cada región (Clukey et al., 2017; Fukuoka et al., 2016).

El plástico es el resto sólido más frecuente, conformando hasta el 100%

de los residuos sólidos observados en los intestinos de los individuos (Clukey et al., 2017; Eastman et al., 2020; Fukuoka et al., 2016; Nicolau et al., 2016; Tomás et al., 2002), siendo la tortuga verde una de las especies más afectadas por la exposición a basura plástica, ya que la ocurrencia de restos sólidos en sus órganos y en excretas se observa entre el 90 y el 100% de los animales estudiados (Clukey et al., 2017; González- Carman et al., 2013; Fukuoka et al., 2016), en comparación con la caguama, en la que la frecuencia es del 35 al 85% (Fukuoka et al., 2016; Hoarau et al., 2014).



Foto: Basurero La Mina.JPG

Los desechos plásticos y microplásticos afectan a todas las clases de edad de tortugas marinas con diversas consecuencias a la salud (Eastman et al., 2020; Santos et al., 2015). Pueden acumularse en esófago, estómago e intestinos generando ahogamiento y daños gastrointestinales severos tales como obstrucción y perforación intestinal (Bjorndal et al., 1994; Colferai et al., 2017; Di Bello et al. 2006). Además, los individuos pueden sufrir una dilución dietética por el aumento de volumen inerte en el contenido estomacal, disminuyendo la absorción

de nutrientes (McCauley y Bjorndal, 1999). Otros daños potenciales son el enmallamiento con consecuentes cambios en el comportamiento, mal nutrición e incremento en la flotabilidad, lo cual puede propiciar a largo plazo una reducción de las tasas de crecimiento y aumento de la mortalidad (Nelms et al., 2016; Santos et al., 2015; Wilcox et al., 2018).

El problema del plástico no incluye únicamente los daños clínicos mencionados anteriormente, lo cual en sí mismo es un problema grave. Los polímeros que conforman el plástico pueden potencialmente generar alteraciones celulares con consecuencias en la salud, y tienen también la capacidad de absorber otro tipo de contaminantes químicos como bisfenilos policlorinados (PCBs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), pesticidas y metales pesados (Fernández et

al., 2020; Pittura et al., 2018; Teuten et al., 2009). Por lo tanto, las tortugas marinas están expuestas a la ingesta y acumulación de diversos compuestos químicos tóxicos disponibles a través de los desechos plásticos (Jung et al., 2018a). Es de esperarse que la ingesta de plásticos y sus compuestos orgánicos asociados generen respuestas fisiológicas en tortugas marinas, como se ha observado en otros organismos marinos como peces y moluscos (Alomar et al., 2017; Pittura et al., 2018); sin embargo, no existen estudios publicados a la fecha que relacionen su estado de salud con el número o tipo de plásticos consumidos (Fukuoka et al., 2016).



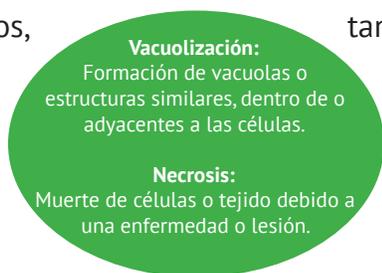
Foto: tortugas/naja-bertolt-jensen-frWkCQZhe-l-unsplash.jpg

Los estudios en tortugas marinas que han clasificado el tipo de polímeros a las que se ven expuestas por el consumo de plástico son reducidos (Jung et al., 2018a, b).

Un estudio reporta que entre los plásticos ingeridos por las poblaciones de tres especies de tortugas (tortuga golfinia, *Lepidochelys olivacea*; caguama, *Caretta caretta*, y tortuga verde, *Chelonia mydas*) que habitan en Hawaii, el LDPE, PE y PP fueron los polímeros predominantes, superando el 90% de ingesta en todos los individuos (Jung et al., 2018a), lo cual puede relacionarse a que estos polímeros (HDPE, LDPE, PP) conforman la mayor masa y número de basura marina en el archipiélago (Currie et al., 2018). Una distinción significativa se encuentra en la tortuga verde, la cual ingiere una mayor proporción de polímeros de baja densidad y flotantes (PE y PP), debido a que sus sitios de alimentación se encuentran a bajas profundidades. Las especies que se alimentan en el bentos o a profundidad media, interactúan con plásticos de alta densidad ya

que estos se encuentran en la base de la columna de agua o se mantienen en la superficie por mecanismos físicos, como re suspensión, turbulencia o por viento (Jung et al., 2018a).

La exposición y acumulación de los compuestos tóxicos derivados de productos plásticos, ya sea por sí solos o en sinergia con otros compuestos orgánicos persistentes (COPs) (ej. PAHs) (Pittura et al., 2018), pueden generar daños subletales importantes a los organismos acuáticos. Se ha reportado daño histopatológico en el intestino de lubinas (*Dicentrarchus labrax*) alimentadas con pellets de PVC (Pedá et al., 2016). Alteraciones a nivel celular en el sistema inmune, en la respuesta fagocítica y en la transcripción de la proteína de choque térmico 70 (hsp70), se han observado en mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) expuestos a pellets de LDPE vírgenes y pre-contaminados con PAHs (Pittura et al., 2018). En líneas celulares de macrófagos de *Salmo salar* expuestas a BPA, también se observaron efectos en la transcripción de genes de respuesta inmune (Yazdani et al., 2016). Además, existe evidencia del aumento de daño genotóxico celular (micronúcleos) (Pittura et al., 2018), así como disminución del glicógeno, vacuolización de grasas y necrosis celular en hígado de *Oryzias latipes* expuestos a LDPE virgen y pre-contaminando con una mezcla de COPs (Rochman et al., 2013). Las defensas antioxidantes han mostrado ligeras variaciones tras la exposición a microplásticos, tanto en peces de la familia Mullidae (Alomar et al., 2017; Pittura et al., 2018). Compuestos como el BPA, ftalatos, nonilphenol y polibromodifenil eteres, pueden ingresar a las células interactuando químicamente con moléculas biológicas y causando disrupción endocrina (Teuten et al., 2009), lo cual puede repercutir en la viabilidad de las poblaciones a largo plazo. Una de las consecuencias de los efectos estrogénicos por la exposición *in utero* a ftalatos en ratas fue la reducción en la producción de testosterona (Foster, 2006).



Determinación sexual y disrupción endocrina

Las tortugas marinas son organismos con determinación sexual dependiente de la temperatura ambiental de incubación (Bull, 1980; Morreale et al., 1982; Pieau y Dorizzi, 2004; Vogt y Flores-Villela, 1986), por lo que también son susceptibles a la presencia de estrógenos exógenos disponibles en el ambiente, los cuales pueden inducir efectos adversos en el sistema endocrino (Diamanti et al., 2009; Ramírez et al., 2015). Los

estrógenos son hormonas producidas en los ovarios de vertebrados e invertebrados en respuesta a señales del cerebro y otros órganos (Diamanti et al., 2009; Fanjul y Hiriart, 2008). Cuando los organismos están expuestos a estrógenos exógenos en concentraciones mayores a las que un organismo produce de manera normal, se generan cambios en su fisiología (Barske y Capel., 2010; Díaz-Hernández et al., 2015; Pieau y Dorizzi, 2004). En reptiles como el cocodrilo americano (*Alligator mississippiensis*) que están expuestos a ambientes altamente contaminados (e.g. Lake Apopka, Florida) y a estrógenos exógenos, se generan alteraciones en las concentraciones circulantes de esteroides sexuales, anomalías en el desarrollo de las gónadas *in ovo*, e incluso anomalías en la expresión génica, relacionada a procesos neonatales y a la determinación sexual

durante el desarrollo del huevo. Lo anterior puede aumentar la mortalidad de las crías recién eclosionadas o afectar la función reproductiva del adulto (Guillette et al., 1994; Kohno et al., 2015; Milnes et al., 2005; 2008; Moore et al., 2011).

Estudios en laboratorio, han documentado que la exposición al BPA en reptiles con determinación sexual por temperatura (DST) (Jandegian et al., 2015; Stoker et al., 2003), tiene efectos similares al 17 β -estradiol, considerado como un estrógeno exógeno que induce la reversión sexual en las gónadas de los embriones incubados a una temperatura que teóricamente desarrolla machos (temperatura masculinizante) (Barske y Capel, 2010; Díaz-Hernández, et al., 2015). De este modo, los embriones de la tortuga pintada (*Chrysemys picta*) expuestos a BPA e incubados a temperatura masculinizante, muestran un número significativo de individuos con disrupción del desarrollo sexual en todos los tratamientos de exposición (0.01, 1 y 100 μ g BPA/g-huevo), evidenciando disrupción de los túbulos testiculares y en la formación y engrosamiento de la corteza desarrollada en los ovarios; sin embargo, ningún embrión fue completamente revertido sexualmente (Jandegian et al., 2015).

La diferenciación sexual en reptiles ocurre durante el desarrollo embrionario en el momento de la determinación sexual gonadal. Ésta comienza con una gónada bipotencial, la cual bajo influencia de la temperatura ambiental se diferenciará como ovario o como testículo (Pieau y Dorizzi, 2004; Merchant- Larios et al., 2010). En esta etapa participa el gen Sox9, un gen autosómico determinante de los testículos que se expresa en la gónada bipotencial (Barske y Capel, 2010; Moreno-Mendoza et al., 1999) y en embriones incubados a temperatura masculinizante. El gen

se manifiesta en los cordones sexuales de los testículos ya diferenciados, inhibiendo a su vez la expresión en las gónadas potencialmente femeninas (ovarios) (Díaz-Hernández et al., 2015; Jandegian et al., 2015; Merchant-Larios, et al., 2010).

Los mecanismos bajo los cuales ocurre la reversión sexual en tortugas marinas y dulceacuícolas han sido estudiados durante el desarrollo embrionario en el laboratorio. Esta reversión ocurre de macho a hembra, y consiste en el desarrollo de un ovotestis, gónadas con características ováricas e inhibición del desarrollo de cordones testiculares pero con la expresión del gen Sox9 (Barske y Capel, 2010; Bhandari et al., 2015; Díaz-Hernández et al., 2015; Jandegian et al., 2015). Estos resultados han consternado a los especialistas debido a que no ha sido posible determinar la frecuencia de la reversión sexual en el desarrollo embrionario de tortugas marinas en vida libre. El aumento en el número de hembras y las alteraciones en las gónadas que podrían no ser funcionales causando infertilidad, ya sea por causas naturales (aumento de temperatura ambiental) o por los problemas de contaminación ambiental, pueden generar un desequilibrio en el mantenimiento y viabilidad de las poblaciones a futuro.

En otras especies de reptiles con DST, como el caimán (*Caiman latirostris*), se ha demostrado que la exposición de embriones al BPA a dosis de 1400 µg/L (90 µg/huevo) induce cambios en el sexo, resultando en túbulos seminíferos anormales. Sin embargo, cuando son expuestos



a cantidades mayores de BPA (140 000 µg/L; 9 mg/huevo) durante el periodo crítico de determinación del sexo, se observa una reversión sexual completa de machos a hembras en huevos incubados a una temperatura masculinizante y, tanto las malformaciones como la reversión del sexo, tienen la capacidad de generar menor éxito reproductivo (Stoker et al., 2003).

Algunos estudios en laboratorio con roedores (ratones y ratas) demuestran que la exposición embrionaria al BPA altera procesos relacionados con la neurogénesis y, por tanto, afecta el adecuado proceso del desarrollo cerebral. Asimismo, puede alterar la regulación de las proteínas, la expresión de los genes, causar cambios mutagénicos e inhibir la metilación del DNA, produciendo efectos durante y después de la vida de los individuos expuestos (Michalowicz, 2014; Sarria

et al., 2019). Finalmente, el BPA ha sido relacionado con obesidad, diabetes, daños al corazón, y se ha documentado como potencial cancerígeno al promover la proliferación celular y el desarrollo de tumores testiculares (Keri et al., 2007; Michalowicz, 2014; Prins et al., 2008). Sin embargo, ninguna de estas consecuencias al estado de salud ha sido evaluada en tortugas marinas u otra especie marina.

Discusión

El BPA presente en los desechos plásticos que llegan al mar, puede afectar a humanos y animales, debido a su interacción con los estrógenos, andrógenos y sus receptores, causando desequilibrios en las funciones tanto del sistema endocrino como inmune y nervioso (Michalowicz, 2014). La ciencia ha revelado la toxicidad del BPA en distintas especies animales a través del empleo de marcadores de estrógenos en cuerpos de agua, analizando sus efectos en el desarrollo físico, neurológico, reproductivo y conductual; asimismo, ha desarrollado métodos para cuantificar su concentración en los alimentos, tejidos y fluidos corporales como sangre y orina (Bhandari et al., 2015; Bjorndal et al., 1994; Clukey et al., 2017; García et al., 2015; Jandegian et al., 2015; Keri et al., 2007; Kun et al., 2011; Prins et al., 2008). Los patrones de expresión génica específicos para el BPA, observados en peces, sugieren que la expresión de genes puede ser una herramienta útil para detectar BPA en el ambiente acuático; sin embargo, se desconocen los efectos directos sobre la reproducción o la supervivencia debido a dichas alteraciones (Flint et al., 2012).

Los análisis químicos son esenciales para la evaluación de los efectos de la exposición de la fauna silvestre y los humanos al BPA, para lo cual se requieren de métodos

analíticos sensibles y selectivos que permitan su cuantificación. Es así como los investigadores han determinado el estado de salud de una o varias poblaciones de distintas especies; ello ha permitido desarrollar, dentro de los programas de conservación, medidas puntuales que promuevan la preservación de las especies (Muñoz, 2012; Ramírez et al., 2015; Sarria et al., 2019).

La investigación científica es prioritaria y actualmente es el momento de complementar el estudio en condiciones de laboratorio con estudios en vida libre, con la finalidad de construir un conocimiento integral relacionando la exposición a microplásticos y los riesgos biológicos derivados en las especies, así como las posibles implicaciones ecológicas a que esto conlleve (Alomar et al., 2017).

Consideraciones finales y perspectivas:

Los esfuerzos de estudio y medición de la disponibilidad de basura plástica marina requieren de la colaboración interdisciplinaria de biólogos, oceanógrafos, meteorólogos, biólogos marinos e ingenieros que desarrollen el entendimiento de cómo se mueve a basura, el tiempo de vida de los desechos en el ambiente, su impacto en el ecosistema marino, pero sobre todo, la generación de nuevos compuestos y aditivos plásticos más amigables con el ambiente. Así mismo, el conocimiento de los polímeros predominantes hallados en los hábitats o ingeridos por organismos marinos, contribuye a enfocar los esfuerzos de conservación, incluyendo cambios en las estrategias de reciclaje, del aprovechamiento de la producción de polímeros y de normativas que garanticen la eficacia en el manejo de residuos.

De la misma manera, el conocimiento de los hábitos de alimentación y las zonas de forrajeo de las tortugas marinas ayuda a priorizar las opciones de manejo para mitigar la ingesta de plásticos, así como a enfocar la reducción de tipos particulares de plástico que ingresan a los océanos, lo cual impulsa la evaluación de la eficacia de los programas de reciclaje y las prioridades de producción, especialmente en productos de un solo uso.

En definitiva, los efectos combinados de contaminantes emergentes (ej. parabenos y bisfenoles) sobre los organismos serán un tema interesante para futuras investigaciones. Por nuestra parte proponemos contribuir como sociedad en la reducción de la producción de estos compuestos que dañan a los ecosistemas, reduciendo de nuestros hábitos el consumo de plásticos, y en especial los de un solo uso, por nuestra salud tanto como la de nuestro planeta.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo de la Red Interdisciplinaria para la Evaluación de los Efectos de los Contaminantes emergentes en Organismos acuáticos y sobre la Salud Humana (RIESCOS). Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, CONACYT, por la Beca Nacional de Doctorado 2020, No. 423473 de AGVG.

Literatura citada

- Alomar C., A. Sureda, X. Capó, B. Guijarro, S. Tejada, S. Deudero. 2017. *Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress*. Environmental Research. 159: 135-142.
- Andrady, A. 2011. *Microplastics in the marine environment*. Marine Pollution Bulletin. 62, 1596-1605.
- Andrady, A. 2017. *The plastic in microplastics: A review*. Marine Pollution Bulletin. 119, 12-22.
- Baak, J.E., J.F. Provencher y M.L. Mallory. 2020. *Plastic ingestion by four seabird species in the Canadian Arctic: Comparisons across species and time*. Marine Pollution Bulletin 158:111386. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111386.
- Barske, L. A., B. Capel. 2010. *Estrogen represses Sox9 during sex determination in the red-eared slider turtle *Trachemys scripta**. Developmental Biology. 341, 305–314.
- Bhandari, R., S. Deem, D. Holliday, C. Jandegian, C. Kassotis, S. Nagel, D. Tillitt, F. vomSaal, C. Rosenfeld. 2015. *Effects of the environmental estrogenic contaminants bisphenol A and 17 B. ethinyl estradiol on sexual development and adult behaviors in aquatic wildlife species*. General and Comparative Endocrinology, 214: 195-219.
- Bisphenol A. 2016. *A Global Market Overview*, p. 194. Report code: CP021, Chemicals&Materials.
- Bjorndal, K.A., A. B. Bolten, C.J. Lagueux. 1994. *Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats*. Marine Pollution Bulletin. 28 (3), 154–158.
- Brazkova, M., G. Angelova, A. Krastanov. 2019. *Biodegradation of bisphenol a during submerged cultivation of *Trametes versicolor**. Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences: 9 (2) 204- 207.
- Bull, J.J. 1980. *Sex Determination in Reptiles*. The Quarterly Review of Biology. 55: 3-21.
- Camacho, M., J. Orós, L.D. Boada, A. Zaccaroni, M. Silvi, C. Formigaro, P. López, M. Zumbado, O. P. Luzardo. 2013. *Potential adverse effects of inorganic pollutants on clinical parameters of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): Results from a nesting colony from Cape Verde, West Africa*. Marine Environmental Research. 92: 15- 22.
- Ceballos, G., P., Ehrlich, P. Raven. 2020. *Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction*. PNAS Latest Articles. 1-7. <https://www.pnas.org/lookup/auppl/doi:10.1073/pnas.1922686117/-/DCSupplemental>.

- Clukey, K.E., C. A. Lepczyk, G.H. Balazs, T.M. Work, J.M., Lynch. 2017. *Investigation of plastic debris ingestion by four species of sea turtles collected as by catch in pelagic Pacific longline fisheries*. Marine Pollution Bulletin. 120 (1–2), 117–125.
- Colferai A.S., R. P. Silva-Filho, A. M. Martins, L. Bugoni. 2017. *Distribution pattern of anthropogenic marine debris along the gastrointestinal tract of green turtles (Chelonia mydas) as implications for rehabilitation*. Marine Pollution Bulletin. 119:231–237. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.03.053.
- Crist, E., C. Mora, R. Engelman. 2017. *The interaction of human population, food production, and biodiversity protection*. Science. 356, 260-264.
- Currie, J., S. Stack, K. Brignac, J. Lynch. 2018. *Nearshore sea surface macro marine debris in Maui County, Hawaii: Distribution, drivers, and polymer composition*. Marine Pollution Bulletin. 138: 70-83.
- Deudero, S. y C. Alomar. 2015. *Mediterranean marine biodiversity under threat: Reviewing influence of marine litter on species*. Marine Pollution Bulletin. 98, 58-68.
- Diamanti-Kandarakis, E., J. Bourguignon, L. Giuduce, R. Hauser, G. Prins, A. Soto, T. Zoeller, A., Gore. 2009. *Endocrine- Disrupting Chemicals: An endocrine society scientific statement*. Endocrine Reviews. 30 (4): 293-342.
- Díaz- Hernández, V., A. Marmolejo, H. Merchant. 2015. *Exogenous estradiol alters growth and timing of temperature sex determination in gonads of sea turtle*. Developmental Biology. 408, 79-89.
- Di Bello A., C. Valastro, F. Staffieri, A. Crovace. 2006. *Contrast radiography of the gastrointestinal tract in sea turtles*. Veterinary Radiology and Ultrasound 47:351–354. doi: 10.1111/j.1740-8261.2006.00152.x.
- Eastman C.B., J. A. Farrell, L. Whitmore, D. R. Rollinson Ramia, R. S. Thomas, J. Prine, S. F. Eastman, T. Z. Osborne, M. Q. Martindale, D. J. Duffy. 2020. *Plastic Ingestion in Post-hatchling Sea Turtles: Assessing a Major Threat in Florida Near Shore Waters*. Frontiers in Marine Sciences. doi: 10.3389/fmars.2020.00693.
- Fanjul, M. L., M. Hiriart. 2008. *Biología Funcional de los animales I. Vol. 1. Una fisiología comparada metabólica y ambiental*. Grupo Editorial Siglo XXI. México, D. F. 393 pp.
- Fernández, B., J. Santos-Echeandía, J. Rivera- Hernández, S. Garrido, M. Albentosa. 2020. *Mercury interactions with algal and plastic microparticles: Comparative role as vectors of metals for the mussel, Mytilus galloprovincialis*. Journal of Hazardous Materials. 396, 122739.

- Fitzgerald R.E. y M.F. Wilks. 2014. *Bisphenol A- Why an adverse outcome pathway framework needs to be applied*. Toxicology letters. 230:368-374.
- Flint, S., T. Markle, S. Thompson, E. Wallace. 2012. *Bisphenol A exposure, effects, and policy: A wildlife perspective*. Journal Environmental Management. 104, 19-34.
- Foster, P. 2006. *Disruption of reproductive development in male rat offspring following in utero exposure to phthalate esters*. International Journal of Andrology. 29, 140-147.
- Fukuoka, T., M. Yamane, C. Kinoshita, T. Narazaki, G. Marshall, K. Abernathy, N. Miyazaki, K. Sato. 2016. *The feeding habit of sea turtles influences their reaction to artificial marine debris*. Nature. Scientific Reports. 6: 28015.
- García, A., C. Gallego, G. Font. 2015. *Toxicidad del Bisfenol A: Revisión*. Critical Reviews in Toxicology. 32: 144-160.
- Geyer, R., J. R. Jambeck, K. L. Law. 2017. *Production, use, and fate of all plastics ever made*. Science Advances. 3 (7), e1700782.
- González-Carman, V., E. Marcelo, S. Maxwell, D. Albareda, C. Campagna, H. Mianzan. 2013. *Young green turtles, Chelonia mydas, exposed to plastic in a frontal area of the SW Atlantic*. Marine Pollution Bulletin. 78: 56-62.
- Guillette, L., T. Gross, G. Masson, J. Matter, H. F. Percival y A. Woodward. 1994. *Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida*. Environmental Health Perspectives. 102 (8), 680-688.
- Hamann M., M. H. Godfrey, J. A. Seminoff, K. Arthur, P.C. Barata, K. A. Bjorndal, A. B. Bolten, A. C. Broderick, L. M. Campbell, C. Carreras. 2010. *Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century*. Endangered Species Research. 11:245–269.
- Hoarau, L., L. Ainley, C. Jean, S. Ciccione. 2014. *Ingestion and defecation of marine debris by loggerhead sea turtles, Caretta caretta, from by-catches in the South- West Indian Ocean*. Marine Pollution Bulletin. 84 (1-2), 90-96.
- Jandegian, C., S. Deem, R. Bhandari, C. Holliday, D. Nicks, C. Rosenfeld, K. Selcer, D. Tillitt, F. vom Saal, V. Vélez, Y. Yang, D. Holliday. 2015. *Developmental exposure to bisphenol A (BPA) alters sexual differentiation in painted turtles (Chrysemys picta)*. General and Comparative Endocrinology. 216: 77-85.
- Jung, M., G. Balazs, T. Work, T. Jones, S. Orski, V. Rodríguez, K. Beers, K. Brignac, K. Hyrenbach, B. Jensen, J. Lynch. 2018a. *Polymer identification of plastic debris ingested by pelagic-phase*

- sea turtles in the Central Pacific*. Environmental Science and Technology. 52, 11535-11544.
- Jung, M., D. Horgen, S. Orski, V. Rodríguez, K. Beers, G. Balazs, T. Jones, T. Work, K. Brignac, S. Royer, K. Hyrenbach, B. Jensen, J. Lynch, J. 2018b. *Validation of ATR FT- IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms*. Marine Pollution Bulletin 127, 704-716.
- Keller, J. M. 2013. *Exposure to and Effects of persistent organic pollutants*. 285-328. En: Wyneken, J., K. Lohmann y J. A. Musick (Eds.). The Biology of Sea Turtles Vol. III. CRC Press. Boca Raton, EU.
- Keri, R.A., S. M. Ho, P. A. Hunt, K. E. Knudsen, A. M. Soto y G. S. Prins. 2007. *An evaluation of evidence for the carcinogenic activity of bisphenol A*. Reproductive Toxicology. 24: 240-252.
- Kohno, S., M. Bernhard, Y. Katsu, J. Zhu, T. Bryan, B. Doheny, T. Iguchi, L. Guillette. 2015. *Estrogen receptor 1 (ESR1; ER α), not ESR2 (ER β), modulates estrogen- induced sex reversal in the American alligator, a species with temperature-dependent sex determination*. Reproduction- Development. 1852, 1-13.
- Kun Li, M., Z. Zhi Jun, M. Maohua, H. Yoonghua, W. JinTao, J. Ferber, L. Herrinton, G. ErSheng, Y. Wei. 2011. *Urine bisphenol- A (BPA) level in relation to semen quality*. Fertility and Sterility. 95: 2. 625- 630.e4.
- Labrada- Martagón, V., P. Tenorio, L. C. Méndez- Rodríguez y T. Zenteno- Savín. 2011. *Oxidative stress indicators and chemical contaminants in East Pacific Green Turtles (Chelonia mydas) inhabiting two foraging coastal lagoons in the Baja California Peninsula*. Comparative Biochemistry and Physiology- C Toxicology and Pharmacology. 154 (2): 65-75.
- Labrada- Martagón, V., F. A. Muñoz, R. Herrera-Pavón, A. Negrete-Philippe. 2017. *Somatic growth rates of immature green turtles Chelonia mydas inhabiting the foraging ground Akumal Bay in the Mexican Caribbean Sea*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 487: 68-78.
- Lebreton, L. y A. Andrady. 2019. *Future scenarios of global plastic waste generation and disposal*. Nature Palgrave communications. 5:6.
- Lusher, A., M. McHugh, R. Thompson. 2013. *Ocurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel*. Marine Pollution Bulletin. 67 (1-2), 94-99.

- Matiddi M., S. Hochscheid, A. Camedda, M. Baini, C. Cocumelli, F. Serena, P. Tomassetti, A. Travaglini, S. Marra, T. Campani, F. Scholl, C. Mancusi, E. Amato, P. Briguglio, F. Maffucci, M. C. Fossi, F. Bentivegna, G. A. de Lucia. 2017. *Loggerhead sea turtles (Caretta caretta): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea*. Environmental Pollution. doi: 10.1016/j.envpol.2017.06.054
- McCauley S.J. y K. A. Bjorndal. 1999. *Conservation Implications of Dietary Dilution from Debris Ingestion: Sublethal Effects in Post-Hatchling Loggerhead Sea Turtles*. Conservation Biology. 13:925–929.
- Meiburg, A. 2018. *Emerging contaminants and Environmental Health*. NC Medical Journal. 79 (5), 315-316.
- Merchant-Larios, H., V. Díaz-Hernández, A. Marmolejo-Valencia. 2010. *Gonadal morphogenesis and gene expression in reptiles with temperature-dependent sex determination*. Sexual Development. 4: 50-61.
- Michałowicz, J. 2014. *Bisphenol A – Sources, toxicity and biotransformation*. Environmental Toxicology and Pharmacology. 37(2), 738-758.
- Milnes, M. R., T. A. Bryan, J. G. Medina, M. P. Gunderson, L. Guillette. 2005. *Developmental alterations as a result of in ovo exposure to the pesticide metabolite p, p'-DDE in Alligator mississippiensis*. General and Comparative Endocrinology. 144: 257-263.
- Milnes, M. R., Jr. L. Guillette. 2008. *Alligator tales: new lessons about environmental contaminants from a sentinel species*. Bioscience. 58, 1027-1036.
- Moreno-Mendoza, N., V. Harley, H. Merchant-Larios. 1999. *Differential expression of Sox9 in gonads of the sea turtle Lepidochelys olivacea at male or female promoting temperatures*. Journal of Experimental Zoology. 284, 705–710.
- Moore, B. C., M. R. Milnes, S. Kohn, Y. Katsu, T. Iguchi, T. Woodruff, L. Guillette. 2011. *Altered gonadal expression of TGT- β superfamily signaling factors in environmental contaminant-exposed juvenile alligators*. The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology. 127: 58-63.
- Morreale, S. J., G. J. Ruiz, J. R. Spotila y E. A. Standora. 1982. *Temperature dependent sex determination: current practices threaten conservation of sea turtles*. Science 216:1245-1247.
- Muñoz, C. J. 2012. *Contaminantes emergentes: a aspectos químicos microbiológicos y de salud (pp. 19-27)*. En G. Moeller & G. Buelna (Eds.) *Contaminantes emergentes: su importancia, retos y perspectivas sobre la medición, el tratamiento y la reglamentación*. Jiutepec, México: IMTA.

- Nam, S.H., Y. M. Seo, M. G. Kim. 2010. *Bisphenol A migration from polycarbonate baby bottle with repeated use*. Chemosphere. 79(9), 949-952.
- Nelms S.E., E. M. Duncan, A. C. Broderick, T. S. Galloway, M. H. Godfrey, M. Hamann, P. K. Lindeque, B. J. Godley. 2016. *Plastic and marine turtles: a review and call for research*. ICES Journal of Marine Science. 73:165–181.
- Nicolau, L., A. Marcalo, M. Ferreira, S. Sá, J. Vingada, C. Eira. 2016. *Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in Portuguese continental waters*. Marine Pollution Bulletin. 103: 179-185.
- Pedá, C., L. Caccamo, M. Fossi, F. Gai, F. Andaloro, L. Genovese. 2016. *Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results*. Environmental Pollution. 212, 251-256.
- Peters C.A., P. A. Thomas, K. B. Rieper, S. P. Bratton. 2017. *Foraging preferences influence microplastic ingestion by six marine fish species from the Texas Gulf Coast*. Marine Pollution Bulletin. 124:82–88. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.080
- Pieau, C. y M. Dorizzi. 2004. *Oestrogens and temperature dependent sex determination in reptiles: all is in the gonads*. Journal of Endocrinology. 181: 367–377.
- Pittura, L., C., M. Avio, M. Giuliani, G. d'Errico, S. Keiter, B. Cormier, S. Gorbi, F. Regoli. 2018. *Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: combined chemical and physical hazards to the Mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis**. Frontiers in Marine Science. 5:103.
- Prins, G.S., W. Y. Tang, J. Belmonte y S. M. Ho. 2008. *Developmental exposure to bisphenol A increases prostate cancer susceptibility in adult rats: epigenetic mode of action is implicated*. Fertility and Sterility. 89 (2 Suppl), e41.
- Ramírez- Sánchez, I., P. Martínez- Austria, M. Quiroz- Alfaro, E. Bandala. 2015. *Efectos de los estrógenos como contaminantes emergentes en la salud y el ambiente*. Tecnología y Ciencias del Agua. Vol. VI, núm. 5. Pp. 31-42.
- Rees A.F., J. Alfaro-Shigueto, P. C. Barata, K. A. Bjorndal, A. B. Bolten, J. Bourjea, A. C. Broderick, L. M. Campbell, L. Cardona, C. Carreras, P. Casale, S. A. Ceriani, P. H. Dutton, T. Eguchi, A. Formia, M. M. Fuentes, W. J. Fuller, M. Girondot, M. H. Godfrey, M. Hamann, K. M. Hart, G. C. Hays, S. Hochscheid, Y. Kaska, M. P. Jensen, J. C. Mangel, J. A. Mortimer, E. Naro-Maciel, C. K. Ng, W. J. Nichols, A. D. Phillott, R. D. Reina, O. Revuelta, G. Schofield, J. A. Seminoff, K. Shanker, J. Tomás, J. P. van de Merwe, K. S. Van Houtan, H. B. Vander Zanden, B. P. Wallace, K. R. Wedemeyer-Strombel, T. M. Work, B. J. Godley. 2016. *Are we working towards global*

- research priorities for management and conservation of sea turtles?* *Endangered Species Research*. 31:337–382. doi: 10.3354/esr00801.
- Reichert, G., S. Hilgert, S. Fuchs, J. C. Rodrigues. 2019. *Emerging contaminants and antibiotic resistance in the different environmental matrices of Latin America*. *Environmental Pollution*. 255: 113140.
- Rochman, C., E. Hoh, B. Hentschel, S. Kaye. 2013. *Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris*. *Environmental Science and Technology*. 47 (3), 1646-1654.
- Ryan P.G., P.J. de Bruyn, M. N. Bester. 2016. *Regional differences in plastic ingestion among Southern Ocean fur seals and albatrosses*. *Marine Pollution Bulletin*. 104:207–210. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.032
- Santos R.G., R. Andrades, M. A. Boldrini, A. S. Martins. 2015. *Debris ingestion by juvenile marine turtles: An underestimated problem*. *Marine Pollution Bulletin*. 93:37–43. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.022.
- Sarria, A., J. Gallo, E. Pérez. 2019. *Bisphenol-A: A contaminant present in plastic containers*. *Revista ITTPA*, 01 (01), 35-41.
- Shim, W. y Thompson, R. 2015. *Microplastics in the Ocean*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 69: 265-268.
- Stoker, C., F. Rey, H. Rodriguez, J. G. Ramos, P. Sirosky, A. Larrier, E. H. Luque, M. Muñoz-de-Toroa. 2003. *Sex reversal effects on Caiman latirostris exposed to environmentally relevant doses of the xenoestrogen bisphenol A*. *General and Comparative Endocrinology*. 133: 287-296.
- Sundararajan, P. R. 2007. *Chain structures*. pp. 3-24. En: Mark, J. E. (Ed.). *Physical properties of polymers handbook*. Second Edition. Springer Press. New York, USA. 1038 pp.
- Sutherland D.L. y P.J. Ralph. 2019. *Microalgal bioremediation of emerging contaminants - Opportunities and challenges*. *Water Research* 164:114921. doi: 10.1016/j.watres.2019.114921
- Teuten, E., J. M. Saquing, D. R. Knappe, M. A. Barlaz, S. Jonsson, A. Bjorn, S. J. Rowland, R. C. Thompson, T. S. Galloway, R. Yamashita, D. Orchi, Y. Watanuki, C. Moore, P. H. Viet, T. S. Galloway, R. Yamashita, D. Ochi, Y. Watanuki, C. Moore, P. H. Viet, T. S. Tana, M. Prudente, R. Boonyatumanond, M. P. Zakaria, K. Akkhavong, Y. Ogata, H. Hirai, S. Iwasa, K. Mizukawa, Y. Hagino, A. Imamura, M. Saha, H. Takada. 2009. *Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 364 (1526), 2027-2045.

- Tomás, J., R. Guitart, R. Mateo, J. A. Raga. 2002. *Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean*. Marine Pollution Bulletin. 44 (3), 211–216.
- Tremblay, N., A. Ortiz, M. González, J. Rendón-von Osten. 2016. *Relationship between organochlorine pesticides and stress indicators in hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricate*) nesting at Punta Xen (Campeche), Southern Gulf of Mexico*. Ecotoxicology. Doi 10.1007/s10646-016-1752-5.
- Tunnell, J., K. Dunning, L. Scheef, K. Swanson. 2020. *Measuring plastic pellet (nurdle) abundance on shorelines throughout the Gulf of Mexico using citizen scientists: Establishing a platform for policy-relevant research*. Marine Pollution Bulletin. 151: 110794.
- Vermeirssen, E.L.M., C. Dietschweiler, I. Werner, M. Burkhardt, M. 2017. *Corrosion protection products as a source of bisphenol A and toxicity to the aquatic environment*. Water Research, 123: 586-593.
- Vogt, R., O. Flores-Villela. 1986. *Determinación del sexo en tortugas por la temperatura de incubación de los huevos*. Ciencia. 37: 21-32.
- Yazdani, M., A. M. Andersen, T. Gjoen. 2016. *Short-term effect of bisphenol- a on oxidative stress responses in Atlantic salmon kidney cell line: a transcriptional study*. Toxicology Mechanical Methods. 26 (4), 295-300.
- Wallace B.P., A. D. DiMatteo, A. B. Bolten, M. Y. Chaloupka, B. J. Hutchinson, F. A. Abreu-Grobois, J. A. Mortimer, J. A. Seminoff, D. Amorocho, K. A. Bjorndal, J. Bourjea, B. W. Bowen, R. Briseño Dueñas, P. Casale, B. C. Choudhury, A. Costa, P. H. Dutton, A. Fallabrino, E. M. Finkbeiner, A. Girard, M. Girondot, M. Hamann, B. J. Hurley, M. López-Mendilaharsu, M. A. Marcovaldi, J. A. Musick, R. Nel, N. U. Pilcher, S. Troëng, B. Witherington, R. B. Mast. 2011. *Global Conservation Priorities for Marine Turtles*. PLoS One 6:e24510. doi: 10.1371/journal.pone.0024510.
- Wilcox C., M. Puckridge, Q. A. Schuyler, K. Townsend, B. D. Hardesty. 2018. *A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion*. Scientific Reports. 8:12536. doi: 10.1038/s41598-018-30038-z.

Cita

Vázquez Gómez, A.G. y V. Labrada Martagón. 2021. Más allá de los popotes: efectos de la contaminación plástica en las tortugas marinas. Recursos Naturales y Sociedad, 2021. Vol. 7 (1): 17-40. <https://doi.org/10.18846/renaysoc.2021.07.07.01.0002>

Sometido: 07 de diciembre de 2020

Revisado: 06 de enero de 2021

Aceptado: 18 de marzo de 2021

Editora asociada: Dra. Lía Méndez Rodríguez

Diseño gráfico editorial: Lic. Gerardo Hernández