

RESUMEN

El bisfenol A (BPA por sus siglas en inglés), un compuesto orgánico fenólico, fue sintetizado por primera vez en Alemania hace más de un siglo. Su auge industrial comenzó a mediados del siglo XX, en donde inicialmente se combinaba con diferentes químicos para la producción de plásticos y resinas. Durante las últimas décadas, se ha reportado ampliamente sus efectos nocivos. En la salud humana, se han comprobado sus efectos genotóxicos, neurotóxicos, así como su efecto como disruptor endocrino. Adicionalmente, el BPA es un compuesto recalcitrante, encontrándose en agua, suelo y atmósfera en concentraciones perjudiciales para la fauna y flora residente de los sitios afectados, causando efectos irreversibles. El ecosistema acuático es particularmente vulnerable a la toxicidad por BPA. Este compuesto entra en los cuerpos de agua a través de los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales y vertederos. Por lo anterior, es necesario desarrollar sistemas eficientes para la recuperación de los sistemas acuáticos afectados por BPA. Dentro de las herramientas más eficientes como alternativas para el tratamiento del BPA, se encuentra la bioremediación, debido al papel principal que cumplen los microorganismos para la transformación, degradación y eliminación del BPA. Así, en este artículo se presenta una pequeña revisión sobre los alcances y logros de la bioremediación del BPA, con énfasis en ambientes acuáticos.

ABSTRACT

Biorremediación del bisfenol A (BPA) y su potencial para el mejoramiento de la calidad de cuerpos de agua afectados por este contaminante industrial

Gilberto Sánchez-Aburto ¹, Elizabeth Vargas-Castillo ¹, Jimena Yañez-Apam ¹, Josué Zambrano-Carrasco ¹, Ricardo Carreño-López, ³, Mónica Andrea Vázquez-Pineros², Vianey Marín-Cevada ³

¹Facultad de Ciencias Biológicas, Biotecnología Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP), ²Instituto de Acuicultura, Grupo Sanidad Organismo Acuáticos, Universidad de los Llanos, Villavicencio, Meta, Colombia, ³Laboratorio de Ecología Molecular Microbiana, Centro de Investigaciones en Ciencias Microbiológicas, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP), Puebla, México. Edificio IC-11, Ciudad Universitaria, San Manuel, Puebla, México. C. P. 72570. vianey.marin@correo.buap.mx

Gilberto Sánchez-Aburto, Elizabeth Vargas-Castillo, Jimena Yañez-Apam, Josué Zambrano-Carrasco, Ricardo Carreño-López, Mónica Andrea Vázquez-Pineros, Vianey Marín-Cevada, Biorremediación del bisfenol A (BPA) y su potencial para el mejoramiento de la calidad de cuerpos de agua afectados por este contaminante industrial

Alianzas y Tendencias-BUAP. 2019, 4 (13): 18-31.

Recibido: 4 marzo 2019.

Aceptado: 19 marzo 2019.



The Bisphenol A (BPA), a phenolic organic compound, was synthesized more than a century ago, for the first time in Germany. BPA industrial boom began in the middle of the 20th century, where it was combined with different chemicals for the production of resins and plastic. Over the last decades, harmful effects of BPA have been widely reported. On human health, it has been shown to have genotoxic and neurotoxic effects, as well as effects as an endocrine disruptor. In addition, BPA it is a recalcitrant compound, it is found in soils, water and in the atmosphere in harmful concentrations for the fauna and flora that inhabits the affected sites. The aquatic ecosystem is of particular vulnerability to BPA toxicity. BPA enters to water bodies through effluents from wastewater treatment plants and landfills. For these reasons, it is necessary to develop efficient systems for the recovery of the affected aquatic ecosystems by BPA. Among the most efficient tools as alternatives for BPA treatment, it is found the bioremediation, this is due to the main role that microorganisms play for BPA transformation, degradation and elimination. Thus, this paper present an overview about the progress and achievements of BPA bioremediation with focus on aquatic environments.

Keywords: Acuático, Bisfenol A, biorremediación, cuerpos de agua

INTRODUCCIÓN

Los microcontaminantes emergentes identificados como aquellos contaminantes de los que se desconoce su nivel de toxicidad (en algunos casos), regularmente son compuestos que se miden en el agua en $\mu\text{g} / \text{l}$ o ng / l y que a concentraciones muy pequeñas pueden llegar a causar efectos nocivos en la salud humana y en el ambiente, e incluso pueden bioacumularse [1]. Bajo la clasificación de microcontaminantes emergentes se incluyen: medicamentos para uso humano y veterinario, drogas ilícitas, productos industriales, productos para el hogar y para el cuidado personal, otros compuestos orgánicos persistentes, hormonas esteroides y tiroideas, fitoestrógenos y otros disruptores endocrinos. Desafortunadamente muchos de ellos no presentan regulación legal establecida y tienen la capacidad de penetrar fácilmente en el medio como consecuencia de diferentes actividades y procesos antropogénicos [2].

El bisfenol A (BPA) un contaminante de este tipo, en la actualidad es objeto de estudio. El BPA es empleado industrialmente en numerosos sectores (síntesis del policarbonato, como intermediario de reacción en la fabricación de resinas epoxi, fenoxi, polisulfona y determinadas resinas de poliéster, además como aditivo en retardantes de flama). Está presente en los ecosistemas terrestres y acuáticos [3], vulnerables a la exposición de diferentes productos químicos que afectan de forma directa o indirecta a la biota residente en el medio [4]

Breve historia del BPA

El BPA fue inventado por el químico ruso A. P. Dianin en 1891, pero su síntesis fue publicada catorce años después por T. Zincke en la Universidad de Marburg, Alemania. La síntesis del BPA es a través de una reacción de condensación de dos equivalentes de fenol con uno de cetona [8]. Edward Charles Dodds en 1930 investigó las propiedades estrogénicas del BPA, así como también de otros compuestos, incluso identificando uno poderosamente estrogénico, DES (dietilestilbestrol), fármaco que las mujeres tomaban regularmente durante el embarazo con la finalidad de evitar los abortos naturales; sin embargo, posteriormente se estudió y evidenció los efectos adversos, como infertilidad y el desarrollar diversos tipos de cáncer en los hijos de las madres que estuvieron bajo el tratamiento [9].

El uso a gran escala de dicho compuesto (BPA) fue hasta la época de 1950, con su empleo para la producción de resinas epoxi, y adicionalmente otros estrógenos sintéticos tuvieron un empleo como medicamentos [9]. La fecha exacta sobre su uso para resinas y policarbonato (la forma polimerizada del bisfenol A), discrepan entre Vogel (2009) y Hodgson (2010). Sin embargo, se destaca que su uso fue después de la Segunda Guerra Mundial, donde en el periodo de post-guerra se presentó escases de materiales, además de la época de la Guerra Fría, que conllevó competencia tecnológica entre las grandes potencias.

Usos del BPA

La gran cantidad de aplicaciones que tiene este compuesto en la industria fomenta el aumento de su producción, y al mismo tiempo incrementa su concentración en aguas residuales debido a su compleja estructura aromática y a su baja biodegradabilidad. Como consecuencia, el BPA entra a otros cuerpos de agua afectando la fauna y flora de estos ecosistemas. Este tipo de residuos industriales generados a gran escala provocan su acumulación en ríos y sedimentos, que serán transportados como destino final al ambiente marino, al que pueden acceder también mediante el aporte de aguas subterráneas contaminadas por la difusión de sustancias a través del sedimento [4, 5]. Considerando que el agua es uno de los principales medios donde se deposita este compuesto como residuo de procesos industriales y de desecho [6], se propone crear sistemas para tratamientos de agua y purificación de esta, sin embargo, las tecnologías tradicionales que se utilizan para la separación de sustancias orgánicas del agua tratada están basadas en procesos de adsorción con carbón activado o por arrastre con aire. Esto implica que dichos procesos sólo transfieren los contaminantes de su fase acuosa a otra que resulta también contaminada, por lo tanto, el problema persiste [7]. Por esta razón es necesario desarrollar sistemas capaces de transformar el BPA, para su efectiva remoción del ambiente y las técnicas de biorremediación en cuerpos de agua son una atractiva e innovadora alternativa para dicha tarea.

El policarbonato, el cual contiene BPA, se utiliza ampliamente en la fabricación de materiales en contacto con alimentos, como biberones, vajillas, utensilios de horno y microondas, envases de alimentos, botellas de agua, leche y otras bebidas, algunos polímeros utilizados en tratamientos dentales, equipos médicos, equipos de procesamiento y tuberías de agua, papeles térmicos (comprobante de compra), lacas, pipas de agua, juguetes y electrónicos [10,11]. Además, las resinas epoxi se usan como revestimiento de protección de diversas latas de alimentos y bebidas, tapas metálicas de jarras y botellas de vidrio, incluidos los envases de las preparaciones para lactantes y, por lo tanto, existe cotidianamente una alta exposición al BPA a través de la alimentación. El BPA puede lixiviarse en los alimentos o bebidas cuando son expuestos a altas temperaturas para ser conservados, o a diferentes condiciones de pH cuando los alimentos y bebidas permanecen durante un largo periodo en conservación o simplemente al calentar alimentos en plásticos que contengan BPA, ya que a altas temperaturas se hidrolizan los enlaces éster que unen las moléculas de BPA [7, 12].

Efectos en la salud humana y de la vida silvestre

Diversas pruebas experimentales han vinculado al BPA con efectos adversos en la salud de los humanos, la fauna silvestre, y modelos *in vitro* [13, 14]. Por lo cual, se han descrito una gran cantidad

de efectos en la salud humana, como pueden ser: la disminución de la fertilidad en mujeres, reducción de la función sexual de los hombres, es decir, la función eréctil, la función orgásmica, el deseo sexual y la satisfacción general con la vida sexual [15], partos prematuros, enfermedades metabólicas, cáncer, afectación en el sistema endocrino, obesidad, efecto en el comportamiento de los niños (hiperactividad, agresión, depresión y ansiedad), así como desarrollo de diabetes tipo 2, trastornos cardiovasculares e hipertensión en adultos. Estudios recientes investigaron los efectos epigenéticos relacionados con este contaminante. La exposición a BPA puede alterar la expresión génica seleccionada a través de la metilación de las histonas e inducir cambios en el ADN y que eventualmente derivará en la formación de células cancerosas [13,15]. Algunos de los estudios de exposición a BPA, en modelos de desarrollo *in vivo*, muestran una mayor susceptibilidad a carcinogénesis prostática, hepática y mamaria [15].

Del mismo modo, se han encontrado efectos adversos en la salud de diversos animales, por ejemplo, se ha encontrado que el BPA puede inducir desórdenes metabólicos y del sistema cardiovascular en conejos [17], causar efectos adversos en el comportamiento y en el desarrollo del cerebro en animales adultos [18], así como en la fisiología reproductiva de peces dorados [19] o disrupción endócrina en otras especies de vertebrados marinos [20].

Presencia de PBA en ambientes acuáticos

Se ha detectado en diferentes concentraciones de BPA en diversos sistemas ambientales, los cuales comprenden lixiviados de vertederos, suelo, sedimentos, lodos de aguas residuales, efluentes de aguas residuales, agua de mar, así como ríos, lagunas y humedales. En el caso de los ambientes acuáticos se ha detectado una mayor concentración de BPA en efluentes residuales y lodos residuales (17,300 ng/L y 12,500 ng/L) y en menor concentración en agua de mar (249 ng/L). Con respecto al resto de los cuerpos de agua (ríos, lagunas, humedales) se ha encontrado en una concentración hasta de 410 ng/L [3]. Diversos estudios evidencian que a pesar a la exposición de niveles bajos de BPA, se observan serios efectos negativos en los organismos acuáticos, como por ejemplo disrupción endócrina [21].

Biorremediación en cuerpos de agua

La principal vía de contaminación del BPA en el medio acuático son los efluentes del tratamiento de aguas residuales y vertederos, así como también en ríos, lagos, humedales, el océano e incluso en agua potable [22, 23, 24, 25, 26]. Las concentraciones de BPA observadas en los océanos y estuarios son relativamente bajas comparadas con algunos sistemas de agua dulce. No obstante, la lixiviación de BPA podría representar una preocupación en los sitios marinos donde se han acumulado residuos plásticos, ya que el BPA se lixivía más rápidamente en sistemas marinos que en sistemas de agua

dulce, además de que la fracción biodisponible del BPA disuelto puede aumentar con la salinidad [27].

La tecnología de biorremediación utiliza organismos vivos o productos derivados de estos, principalmente microorganismos (bacterias, hongos y algas), así como plantas para restaurar un ambiente contaminado (Fig. 1). En el caso de los cuerpos de agua es ampliamente utilizada por las ventajas que ofrece, como su alta posibilidad de éxito, relativa reducción de costos respecto a otras técnicas y su fuente de origen natural [28].

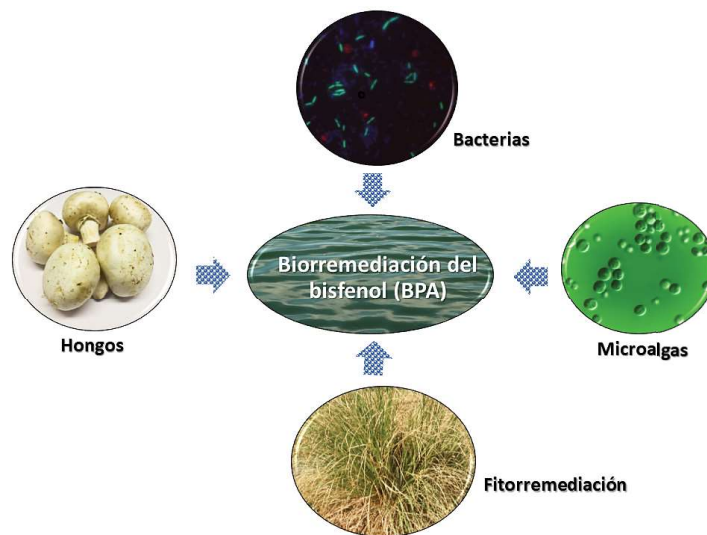


Fig. 1. Tipos de biorremediación del bisfenol (BPA) en ambientes acuáticos.

Biorremediación bacteriana

Se ha encontrado un gran número de especies bacterianas capaces de degradar compuestos contaminantes, estas han sido aisladas de ambientes naturales como; sedimentos y criaturas marinas, ríos, suelo, etc. Así como ambientes

creados por el hombre como plantas de tratamiento de aguas residuales, fermentadores de comida, etcétera [29, 30, 31, 32]. También tienen mucha importancia las enzimas bacterianas capaces de degradar xenobióticos, del mismo modo los genes que codifican para dichas biomoléculas, o la degradación no solo por una especie bacteriana sino por consorcios bacterianos [29, 30].

Las condiciones en las cuales las bacterias degradan los contaminantes, en especial el BPA, es un aspecto sumamente importante dado que se ha encontrado que los valores de biodegradación, expresando en porcentaje de degradación, varían considerablemente; cambiando pH, temperatura, fotoperiodo, concentración de BPA, adaptación a otras moléculas (fenol por ejemplo), oxígeno, volumen del inoculo empleado, entre otros factores, obviamente considerando a la especie bacteriana empleada [30, 33, 34, 35, 32, 36]

En el año 2002, Kang y Kondo encontraron que *Pseudomonas* sp. y *Pseudomonas putida* tienen la capacidad de biodegradar cerca de un 90% de la concentración de BPA en condiciones aerobias, sin embargo, en condiciones anaerobias existe un decremento hasta del 10%. Por otro lado, se ha evaluado el uso de bacterias anaerobias facultativas, *Bacillus* sp. GZB, donde se encontró una completa degradación del contaminante bajo condiciones aerobias optimizadas; 37 °C, pH del medio 7-8.5, volumen del inoculo 30-40 mL, concentración de BPA <20mg/L. Bajo condiciones anaerobias, el aceptor de electrones involucrado en

las reacciones de oxidación-reducción en la biodegradación del BPA fue Fe^{3+} [33]. Así mismo, la cepa ISO-2 de *B. megaterium*, la cual fue aislada de aguas residuales de una industria que produce policarbonato fue crecida en un medio con sales minerales, extracto de levadura y 5 mg/L de BPA, después de 72 h fue capaz de degradarlo por completo [37].

Se ha reportado el uso de consorcios bacterianos para la degradación de BPA; por ejemplo, se observó una degradación completa de este compuesto a diferentes concentraciones; 10, 20, y 50 mg/L, y una mayor eficiencia fue obtenida en condiciones de oscuridad. La degradación condujo a la excreción de moléculas menos dañinas, o estas fueron empleadas para la formación de la biomasa celular de acuerdo con los autores [30].

Remediación fúngica

La biorremediación a partir de hongos tanto microscópicos como macroscópicos ha sido llevada a cabo, en particular por algunas enzimas producidas por estos organismos. Debido a su versatilidad para ser empleadas bajo diferentes condiciones, también se han realizado procesos empleando el hongo completo [38].

Un estudio muestra especies de hongos del filo *Basidiomycota* capaces de degradar contaminantes recalcitrantes, tales como: hidrocarburos aromáticos halogenados, hidrocarburos poliaromáticos y compuestos fenólicos, entre ellos el BPA [44]. Dicho género tiene el potencial de degradación debido a su capacidad de producir

lacasas, tirosinasas y varios tipos de peroxidasa. Para el caso de la degradación de compuestos fenólicos se lleva a cabo mediante la producción de enzimas fenol oxidasas, tales como las lacasas; identificadas como enzimas que, en la naturaleza, los hongos las emplean en procesos de deslignificación. La reacción catalizada es una monooxidación de un sustrato a su correspondiente radical libre, teniendo como coproducto moléculas de agua [39] y, por otro lado, las tirosinasas, las cuales son enzimas que catalizan la hidroxilación fenoles (mono- y difenoles) a quinonas [40]. Gou y colaboradores (2010) enfatizan el uso de especies silvestres de hongos, *Polyporus sp.* y *Gonoderma lucidum* para la producción de lacasas (70000 UL^{-1}). Las condiciones para la reacción enzimática de lacasas en *Polyporus sp.* pueden ser consideradas extremas porque la enzima es termoestable [41]. Si se aplicaran directamente las lacasas resultaría poco rentable debido al alto costo de producción, así como su difícil recuperación e incluso, una gran desventaja es que estas enzimas se inactivan fácilmente, por ello que es conveniente inmovilizarlas en una matriz o soporte, utilizando polímeros inertes y de este modo, las enzimas mejoran estabilidad, reutilización, así como costos de aplicación. Un estudio reciente evaluó la eficiencia de enzimas lacasas inmóviles para degradar BPA, consistió primeramente en extraer y purificar a las enzimas obtenidas a partir de una levadura ascomiceta *Cyberlindnera fabianii* para posteriormente ser inmovilizadas en perlas de alginato de calcio y cobre [42].

Las tirosinasas son generalmente obtenidas a partir de extractos crudos del hongo comestible *Agaricus bisporus*, más comúnmente conocido como "champiñón común" o "champiñón de París", este hongo codifica para seis genes de tirosinasa, por lo tanto, produce una mezcla de diversas isoformas de tirosinasa asegurando hasta cierto punto la posibilidad de degradar una mayor diversidad de fenoles y sus derivados [43, 44]. Existen pocos estudios en donde prueban la eficiencia de degradación por parte de las tirosinasas en aguas residuales de polifenoles, y para el caso de la degradación del BPA, se ha visto que estas enzimas son capaces de usar el oxígeno molecular para oxidarlo a *o*-quinonas (compuestos teñidos y tóxicos), que posteriormente serán eliminadas por adsorción o por unión al quitosano. Se ha reportado la eliminación de casi el 100%, en agua de ríos esto en condiciones de agitación durante 11 días con una concentración del disruptor endocrino de 0.1 mg/L, usando a las células inmovilizadas del cuerpo fructífero de *A. bisporus* en cápsulas de alginato y sílice, sin emplear técnicas de purificación de enzimas [45].

El uso de otro tipo de enzimas de la misma clase (oxidoreductasa), en este caso lignolíticas, ha sido también estudiado, la especie *Phanerochaete chrysosporium* fue empleada para la producción de estas moléculas. Se encontró que se remueve hasta un 90% de BPA en aguas contaminadas, usando las enzimas inmovilizadas en un gel de pectina [46].

Remediación por microalgas

Las microalgas han sido ampliamente estudiadas para implementar técnicas de biorremediación, ya que son capaces de absorber, acumular y/o metabolizar una gran variedad de contaminantes [47, 16, 48].

El potencial de la microalga *Chlorella fusca* var. *vacuolata* fue evaluado para biodegradar BPA, encontrado en lixiviados de vertederos, sus resultados mostraron la degradación de un 95% en un rango de concentración que varía desde 10 hasta 80 μ M, en condiciones de luz; además se encontró que el BPA se biodegradó en monohidroxi bisfenol A [49].

También la microalga *Scenedesmus quadricauda* es una atractiva propuesta, dado que, en un ensayo realizado, encontraron que, durante 8 días, con una concentración inicial de 2 mg/L, reduce al BPA hasta una cantidad menor de 0.5 mg/L. La principal vía de esta disminución fue la transformación del xenobiótico a BPA-mono-O- β -D-glucopiranosido por la enzima glucosil transferasa, compuesto con menor actividad estrogénica [50].

Otros autores estudiaron la fotodegradación de BPA, observando cómo las microalgas mejoran el proceso de eliminación. Inicialmente rompen las moléculas por efecto de la radiación solar y un fotocatalizador, y la secreción de radicales hidroxilos por parte de las microalgas lo que potencializa su acción terminal [51, 52].

También se ha estudiado la biodegradación y bioacumulación de BPA por parte de dos microalgas, *Chlamydomonas mexicana* y *Clorella vulgaris*. Probando diferentes concentraciones de este químico, la microalga *C. mexicana* fue la más tolerante a PBA en comparación con *C. vulgaris*, con un potencial de bioacumular 10 mg /L, que implicaba cinco veces menos que *C. vulgaris*. A pesar de que ambas algas tuvieron la capacidad de bioacumular y biodegradar BPA, *C. mexicana* también mostró mayor capacidad de biodegradar BPA [53]. Por otro lado, la clorofita *Picocystis* sp. demostró experimentalmente que tiene la capacidad de tolerar y degradar BPA bajo concentraciones de 25, 50 y 75 mg/ L. Se consideró en este estudio que la eliminación del BPA se llevó a cabo por procesos de biotransformación teniendo un papel crucial el incremento en la actividad enzimática antioxidante cuando *Picocystis* entra en contacto con el BPA, obteniendo hasta un 40% y 72% de eliminación del contaminante bajo concentraciones de 75 mg/L y 25 mg/L respectivamente [54].

Fitorremediación

La fitorremediación del BPA ha sido empleada con diferentes enfoques usando plantas o productos de estas; como son las enzimas. Es una tecnología cada vez más empleada para limpiar aguas contaminadas [55, 56] y además presenta un alto costo-beneficio [57].

La principal vía llevada a cabo por una planta en presencia de BPA es la fitotransformación,

principalmente mediante glucosilación, los productos derivados de este proceso ya no tienen actividad estrogénica y son distribuidos a diferentes órganos dependiendo de la especie de la planta [58, 59]. Del mismo modo, se ha demostrado una mayor biodegradación de BPA a través de plantas asociadas con consorcios de microorganismos, debido al aumento de su tolerancia hacia el contaminante [60]

Plantas del género *Juncus* han sido empleadas para realizar ensayos de fitorremediación de xenobióticos [61], en un estudio se muestra una degradación del disruptor endocrino hasta del 97%, con un efluente de concentración de BPA de 0.27 mg/L, destacando que fueron empleadas a la par otras especies de plantas halofíticas [62].

Dracaena sanderiana, una planta nativa de Tailandia, tropical y de fácil mantenimiento, toleró la toxicidad del BPA, además de que también lo absorbe, lo traslada y lo acumula. La planta secreta mucílagos de polisacáridos, posiblemente como una barrera protectora para prevenir los efectos nocivos del tóxico. *D. sanderiana* demostró que puede captar aproximadamente el 50% de la concentración inicial de BPA en cuatro días. Además, se encontró que la planta estaba asociada con bacterias Gramnegativas incluyendo *Enterobacter* sp., así como con Grampositivas como *Bacillus cereus*. Estas bacterias, que se adhieren a la superficie de la raíz desempeñan una función importante para la biodegradación de BPA y podrían mejorar la disipación de este en el sistema

hidropónico de la planta. El tratamiento exitoso del BPA presente en el lixiviado de vertederos de desechos peligrosos demuestra la posible aplicación de esta planta en la fitorremediación en aguas residuales o lixiviados industriales [60].

También se han utilizado plantas ornamentales, como es el caso de *Salvia amplexicaulis*, *Salvia lavandulifolia* y *Salvia transylvanica*, las cuales tuvieron la capacidad de eliminar completamente BPA (50 μ M) en agua después de tres días al biodegradarlo y/o metabolizarlo. En el mismo estudio encontraron que la fresa, *Fragaria vesca*, mostró una relativa habilidad para eliminar BPA, 92%, después de tres días, al usarla como control [57].

En un estudio previo, hallaron que *Portulaca oleracea* elimina completamente el BPA (50 μ M), en un sistema de hidrocultura, en solo 24 horas, por medio de dos mecanismos de metabolización, la hidroxilación del BPA por enzimas localizadas en la raíz y la oxidación de este por una peroxidasa [63]. Años más tarde, extractos enzimáticos obtenidos a partir de la raíz de esta planta, se inmovilizaron en perlas de vidrio y se observó que la enzima inmovilizada fue un método útil para eliminar BPA de aguas residuales industriales [64].

CONCLUSIÓN

La biorremediación del BPA, un contaminante conocido por ser un disruptor endocrino, en cuerpos de agua representa una preocupación a

nivel mundial y ha sido ampliamente estudiada, proponiendo el empleo de diferentes enfoques y microorganismos. La búsqueda de diferentes especies con mayor eficiencia y tolerancia provoca que nuevas especies bacterianas, fúngicas, de plantas y algas, así como asociaciones entre estos organismos; sean utilizadas en diferentes ambientes acuáticos, además, que algunas estén en la mira para su empleo en una escala industrial, teniendo en cuenta las condiciones a las cuales el proceso alcanza los mayores rendimientos. Esto para disminuir o aminorar los efectos a la salud de las personas y la fauna, así como los procesos llevados por los ecosistemas; y detener su distribución en el ambiente acuático.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

BIBLIOGRAFÍA

[1] Virkutyte, J., Varma, R.S., Jegatheesan, V. Treatment of Micropollutants in Water and Wastewater. IWA Publishing, London. 2010.

[2] Barceló, D. y López de Alda, MJ. Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales-CSIC. 2008.

[3] Im J, y Löffler FE. Fate of Bisphenol A in terrestrial and aquatic environments. *Environ Sci & Technol* 2016; 50(16): 8403-8416.

[4] Torres-Maróño S. Efecto del bisfenol A, un microcontaminante acuático emergente, sobre la microalga marina *Tetraselmis suecica*. *Tesina*. Universidad de A Coruña. 2015.

[5] Repossi A, Farabegoli F, Gazzotti T, Zironi E, Pagliuca G. Bisphenol A in edible part of seafood. *Ital J Food Safety* 2016; 5: 98-105.

[6] Cousins IT, Staples CA, Klečka GM, Mackay D. A multimedia assessment of the environmental fate of bisphenol A. *Human Ecol. Risk Assess* 2002; 8 (5), 1107-1135.

[7] González GL, Pérez LT, Hernández-Sánchez C, Armendáriz CR, Gironés CR, Fernández AG, De la Torre AH. Toxicidad del Bisfenol A (BPA): migración desde los envases a los alimentos. *Aula de la Farmacia: revista profesional de formación continuada* 2011; 7(87):58-65.

[8] Bidabadi F. Consumer exposure to bisphenol A from plastic bottles. US: Dissertation Publisher. 2013.

[9] Vogel SA. The politics of plastics: The making and unmaking of bisphenol A safety. *Am J Public Health* 2009; 99 (53): 559-562.

[10] Rochester JR, Bolden AL. Bisphenol S and F: a systematic review and comparison of the hormonal activity of Bisphenol A substitutes. *Environ Health Perspect* 2015; (123):643-650

[11] Larsson K, Lindh CH, Jönsson BAG, Giovanoulis G, Bibi M, Bottai M, Bergström A, Berglund M. Phthalates, non-phthalate plasticizers, and bisphenols in Swedish preschool dust in

relation to children's exposure. *Environ Int.* 2017; 102:114–124

[12] Serrano, María Fátima Olea, Serrano, Nicolas Olea. *Disrupción hormonal: Exposición humana: Toxicología alimentaria.* Ediciones Díaz de Santos. 2012.

[13] Vom Saal FS *et al.* Bisphenol A expert panel consensus statement: Integration of mechanisms, effects in animals and potential to impact human health at current levels of exposure. *Reproduct Toxicol.* 2007; 24(2): 131-8.

[14] Crain DA, Eriksen M, Iguchi T, Jobling S, Laufer H, LeBlanc GA, Guillete Jr LJ. An ecological assessment of bisphenol-A: Evidence from comparative biology. *Reproduct Toxicol.* 2007; 24(2):225-239.

[15] Rochester JR. Bisphenol A and human health: A review of the literature. *Reproduct Toxicol* 2013; 42(1): 132-155.

[16] Ferrera-Cerrato, R., Rojas-Avelizapa, NG, Poggi-Varaldo, HM, Alarcón, A, Cañizares-Villanueva, RO. Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Rev Latinoam Microbiol* 2006; 48(2), 179-187.

[17] Fang C, Ning B, Bilal-Waqar A, Niimi M, Li S, Satoh K, Shiomi M, Ye T, Dong S, Fan J. Bisphenol A exposure induces metabolic disorders and enhances atherosclerosis in hyperlipidemic rabbits. *JAppl Toxicol* 2015; 35(1): 1058-1070.

[18] Xu XB, He Y, Song C, Ke X, Fan SJ, Peng WJ, Tan R, Kawata M, Matsuda KI, Pan BX, Kato N. Bisphenol A regulates the estrogen receptor alpha signaling in developing hippocampus of male rats through estrogen receptor. *Hippocampus* 2014; 24(1): 1570-1580. Hatef A, Zare A, Hadi-Alavi SM, Habibi HR, Linhart O. Modulations in androgen and estrogen mediating genes and testicular response in male goldfish exposed to bisphenol A. *Environ Toxicol Chem* 2012; 31(9): 2069-2077.

[19] Canesi L, y Fabbri E. Environmental effects of BPA: Focus on aquatic species. *Dose-Response* 2015; 13 (3): 1-14.

[20] Kang JH, Katayama Y, Kondo. Biodegradation or metabolism of bisphenol A: From microorganisms to mammals. *Toxicology.* 2006; 217: 81-90.

[21] Fürhacker, M. Scharf, S. Weber H. Bisphenol A: emissions from point sources. *Chemosphere* 2000; (41) 751–756.

[22] Lagana, A. Bacaloni, I. De Leva, A. Faberi, G. Fago, A. Analytical methodologies for determining the occurrence of endocrine disrupting chemicals in sewage treatment plants and natural waters. *Marino, Anal. Chim. Acta* 501 2004; 79–88

[23] Bolz, U. Hagenmaier, H. Körner W. Phenolic xenoestrogens in surface water, sediments, and sewage sludge from Baden-Württemberg Southwest Germany. *Environ. Pollut* 2001; 115 (2): 291-301

- [24] Heemken, O.P. Reincke, H. Stachel, B. Theobald N. The occurrence of xenoestrogens in the Elbe river and the North Sea. *Chemosphere* 2001; 45 (3):245-259
- [25] Toyooka T y Oshige Y. Determination of alkylphenols in mineral water contained in PET bottles by liquid chromatography with coulometric detection. *Anal Sci* 2000; 16:1071–1076
- [26] Ike M, Jin CS, Fujita M. Biodegradation of bisphenol A in the aquatic environment. *Wat Sci Tech.* 2000; 42(7-8):31-38.
- [27] Sasaki M, Maki JI, Oshiman KI, Matsumura Y, Tsuchido T. Biodegradation of bisphenol A by cells and cell lysate from *Sphingomonas* sp. strain AO1. *Biodegradation.* 2005; 16(5): 449-459.
- [28] Iwamoto T, y Nasu M. Current bioremediation practice and perspective. *J. Biosci. Bioeng.* 2001; 92 (1): 1-8.
- [29] Eio, EJ, Kawai, M, Niwa, C, Ito, M, Yamamoto, S. Toda, T. Biodegradation of bisphenol A by an algal-bacterial system. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015; 22: 15145–15153.
- [30] Kobayashi F, Maki T, Nakamura Y. Biodegradation of phenol in seawater using bacteria isolated from the intestinal contents of marine creatures. *Int Biodeterior & Biodegradation.* 2012; 69: 113-118.
- [31] Zhang C, Zeng G, Yuan L, Yu J, Li J, Huang G, Xi B, Liu H. Aerobic degradation of bisphenol A by *Achromobacter xylosoxidans* strain B-16 isolated from compost leachate of municipal solid waste. *Chemosphere.* 2007; 68: 181-190.
- [32] Li G, Zu L, Wong PK, Hui X, Lu Y, Xiong J, An T. Biodegradation and detoxification of bisphenol A with one newly-isolated strain *Bacillus* sp. GZB: kinetics, mechanism and estrogenic transition. *Bioresour Technol.* 2012; 114: 224-230.
- [33] Yamanaka H, Moriyoshi K, Ohmoto T, Ohe T, Sakai K. Degradation of bisphenol A by *Bacillus pumilus* isolated from kimchi, a traditionally fermented food. *Appl Biochem and Biotechnol.* 2007; 137: 39-51.
- [34] Heidari H, Sedighi M, Zamir SM, Shojaosadati SA. Bisphenol A degradation by *Ralstonia eutropha* in the absence and presence of phenol. *Int Biodeterior & Biodegradation* 2016; 119:37-42.
- [35] Boonyaroj, V, Chiemchaisri, C, Chiemchaisri, W, Theeparaksapan, S, Yamamoto, K. Toxic organic micro-pollutants removal mechanisms in long-term operated membrane bioreactor treating municipal solid waste leachate. *Biores. Technol* 2012; 113: 174–180.
- [36] Suyamud B, Inthorn D, Panyapinyopol B, Thiravetyan P. Biodegradation of Bisphenol A by a newly isolated *Bacillus megaterium* strain ISO-2 from a polycarbonate industrial wastewater. *Water Air Soil Pollut* 2018; 229: 348
- [37] Kües U. Fungal enzymes for environmental management. *Curr Opin Biotechnol.* 2015; 33: 268-278.

- [38] Riva S. Laccase: blue enzyme for Green chemistry. Trends Biotechnol 2006; 24 (5): 219-226.
- [39] Ramsden CA, y Riley PA. Tyrosinase: the four oxidation states of the active site and their relevance to enzymatic activation, oxidation and inactivation. Bioorg Med Chem 2014; 22: 2388-2395.
- [40] Guo LQ, Lin SX, Zheng XB, Huang ZR, Lin JF. Production, purification and characterization of thermostable laccase from a tropical white-rot fungus. Microbiol Biotechnol. 2011; 27: 731-735.
- [41] [Olajuyigbe](#), FM, [Adetuyi](#), OY, [Fatokun](#) CO. Characterization of free and immobilized laccase from *Cyberlindnera fabianii* and application in degradation of bisphenol A. Int J Biol Macromol 2019; 125 (125) 856–864.
- [42] Mauracher, SG, Molitor, C, Al-Oweini, R, Kortz, U, Rompel, A. Crystallization and preliminary X-ray crystallographic analysis of latent isoform PPO4 mushroom (*Agaricus bisporus*) tyrosinase. Acta Crystallogr. F. Struct Biol Commun 2014; 70(Pt 2):263-6.
- [43] Martínková L, Kotik M, Marková E, Homolka L. Biodegradation of phenolic compounds by *Basidiomycota* and its phenol oxidases: A review. Chemosphere. 2016; 149: 373-382.
- [44] Kampmann M, Boll S, Kossuch J, Bielecki J, Uhl S, Kleiner B, y Wichmann R. Efficient immobilization of mushroom tyrosinase utilizing whole cells from *Agaricus bisporus* and its application for degradation of bisphenol A. Water Research. 2014; 57: 295-303.
- [45] Gassara F, Brar SK, Verma M, Tyagi RD. Bisphenol A degradation in water by ligninolytic enzymes. Chemosphere. 2013; 52: 1356-1360.
- [46] Costa, RH., Medri, W, Perdomo, CC. High-rate pond for treatment of piggery wastes. Wat Sci Tech 2000; 42(10-11): 357-362.
- [47] Oswald, WJ. Microalgae and wastewater treatment. Microalgal Biotechnology. Cambridge University Press. New York. 1988.
- [48] Hirooka T, Nagase H, Uchida K, Hiroshige Y, Ehara Y, Nishikawa JI, Nishihara T, Miyamoto K, Hirata Z. Biodegradation of bisphenol A and disappearance of its estrogenic activity by the Green alga *Chlorella fusca* var. *vacuolata*. Environ Toxicol Chem 2005; 24(5): 1896-1901.
- [49] Nakajima N, Teramoto T, Kasai F, Sano T, Tamaoki M, Aono M, Kubo A, Kamada H, Azumi Y, Saji H. Glycosylation of bisphenol A by freshwater microalgae. Chemosphere 2007; 69: 934-941.
- [50] Peng ZE, Wu F, Deng N. Photodegradation of bisphenol A in simulated lake water containing algae, humic acid and ferric ions. Environ Pollut 2006; 144(3): 840-846.
- [51] Abargues, MR. Giménez, JB, Ferrer, J. Bouzas, A, Seco A. [Endocrine disrupter compounds removal in wastewater using microalgae: Degradation kinetics assessment](#). Chem Eng J 2018; 334: 313-321

[52] Min-Kyu Ji, Akhil N. Kabra, Jaewon Choi, Jae-Hoon Hwang, Jung Rae Kim, Reda AI. Abou-Shanab You-Kwan Oh, Byong-Hun Jeon. Biodegradation of bisphenol A by the freshwater microalgae *Chlamydomonas mexicana* and *Chlorella vulgaris*. *Ecol Eng* 2014; (73) 260-269

[53] Ben Ouada S, Ben Ali R, Leboulanger C, Ben Ouada H, Sayadi S Effect of bisphenol A on the extremophilic microalgal strain *Picocystis* sp. (Chlorophyta) and its high BPA removal ability. *Ecotoxicol Environ Saf* 2018; 158:1-8

[54] Pilon-Smiths E. Phytoremediation. [Annual Review of Plant Biology. 2005; 56: 15-39.](#)

[55] Suresh B, y Ravishankar GA. Phytoremediation a novel and promising approach for environmental clean-up. *Crit Rev Biotechnol* 2004; 24:97-124.

[56] Okuhata H, Ikeda K, Miyasaka H, Takahashi S, Matsui T, Nakayama H, Kato K, Hirata K. Floricultural *Salvia* plants have a high ability to eliminate bisphenol A. *J Biosci Bioeng.* 2010; 110(1): 99-101.

[57] Kang JH y Kondo F. Bisphenol A degradation by bacteria isolated from river water. *Arch. Environ. Contam. Toxicol* 2002; 43(1): 265-269.

[58] Morohoshi K, Shiraishi F, Oshima Y, Koda T, Nakajima N, Edmonds JS, Morita M. Synthesis and estrogenic activity of bisphenol A mono- and di- β -D-glucopyranosides: plant metabolites of bisphenol A. *Environ. Toxicol. Chem.* 2003; 22: 2275-2279.

[59] Saiyood S, Vangnai AS, Thiravetyan P, Inthorn D. Bisphenol A removal by the *Dracaena* plant and

the role of plant-associating bacteria. *J Hazard Mater* 2010; 178: 777-785.

[60] Syranidou E, Christofilopoulos S, Kalogerakis N. *Juncus* spp.- The helophyte for all (phyto)remediation purposes? *N Biotechnol.* 2017; 25; 38(Pt B):43-55.

[61] Kalogerakis N, y Christofilopoulos S. Rhizodegradation in constructed wetlands. IWA Publishing. 2015; 97-105.

[62] Imai S, Shiraishi A, Gamo K, Watanabe I, Okuhata H, Miya-saka H, Ikeda K, Bamba T, Hirata K Removal of phenolic endocrine disruptors by *Portulaca oleracea*. *J Biosci Bioeng* 2007; 103:420-426

[63] Matsushima K, Kaneda H, Harada K, Matsuura H, Hirata K. Immobilization of enzymatic extracts of *Portulaca oleracea* cv. roots for oxidizing aqueous bisphenol A. *Biotechnol Lett* 2015; 37:1037-42.