

Revista Científica



VIDA NATURAL

Universidad Autónoma de Chiriquí
Vol. 3 No. 1, julio - diciembre, 2025
ISSN L2992-6424



AUTORIDADES
Rectora

Mgtr. Etelvina de Bonagas

Vicerrector Académico

Mgtr. Jorge Bonilla

Vicerrector de Investigación y Posgrado

Dr. Pedro González

Vicerrectora Administrativa

Dra. Rosa Moreno

Vicerrectora de Asuntos Estudiantiles

Dra. Olda Cano

Vicerrector de Extensión

Dr. Jorge López

Secretaria General

Dra. Enis Grajales

REVISTA CIENTÍFICA VIDA NATURAL

Jefe Editorial

Dra. Diana Carolina Gómez González

Universidad Autónoma de Chiriquí, Panamá

Comité Editorial

Dr. Eyvar E. Rodríguez Quiel

Universidad Autónoma de Chiriquí. Panamá.

Dra. Edilia de la Rosa Manzano

Universidad Autónoma de Tamaulipas. México.

Dra. Soizic Gibeaux

Université de Bretagne Sud. Francia.

Dr. Alonso Santos Murgas

Facultad de Ciencias Naturales y Exactas.

Universidad de Panamá. Panamá.

Comité Científico

Dra. Cecilia Prada

Smithsonian Tropical Research Institute. Panamá

Dr. Leonardo Arellano

Universidad Autónoma de Tamaulipas. México

Dr. Jhony Correa

Universidad Tecnológica de Panamá. Panamá.

Ficha Técnica:

Páginas: 90

Diseño y diagramación: **Lcdo. Tomás Herrera**

Programador de HTML y EPUB: **Mgtr. Danny Murillo**

Corrección y estilo: **Dr. Bladimir Víquez**

Volumen 3 Número 1

Publicación Digital

revista.vidanatural@unachi.ac.pa

Foto de portada
Lcdo. René Araúz De Puy

Contenido

Determinación de la prevalencia 1 - 15
endoparasitaria y ectoparasitaria en peces
de la quebrada San Cristóbal, David,
Chiriquí, Panamá.

Ictiofauna de seis afluentes en la 16 - 27
carretera San José-Pixvae, Veraguas,
Panamá.

Notas de un primer registro fotográfico de 28 - 35
Ardea cocoi (Ciconiiformes: Ardeidae) en
un ecosistema acuático de la provincia de
Chiriquí.

Complejos de cobalto y cobre como 36 - 66
mediadores redox para celdas solares
sensibilizadas con tintes.

Exposición al bisfenol A (BPA) por consumo 67 - 90
de alimentos y su impacto en la salud
humana



Determinación de la prevalencia endoparasitaria y ectoparasitaria en peces de la quebrada San Cristóbal, David, Chiriquí, Panamá Determination of endoparasitic and ectoparasitic prevalence in fish from the San Cristóbal stream, David, Chiriquí, Panama

Vásquez, Arelys¹

<https://orcid.org/0009-0008-7582-4924>

Valdés, Sam John¹

<https://orcid.org/0009-0008-9099-6302>

¹Universidad Autónoma de Chiriquí

Autor correspondiente: s.johnvaldes@gmail.com

Enviado 5 de abril de 2025

Aceptado 2 de junio de 2025.

<https://doi.org/10.59722/rcvn.v3i1.899>

Resumen

En uno de los cuerpos de agua más contaminados de la provincia de Chiriquí, la quebrada San Cristóbal, se examinaron un total de 75 peces hospederos pertenecientes a ocho especies siendo *Andinoacara coeruleopunctatus*, *Astyanax orstedii*, *Brycon behreae*, *Cribroheros altifrons*, *Gobiomorus maculatus*, *Pimelodella chagresi*, *Rhamdia guatemalensis* y *Roeboides bouchellei*. El único hospedero en el que no se encontraron parásitos fue *B. behreae* esto puede deberse a la preferencia de los parásitos o al desarrollo de un sistema inmunológico fuerte. En los siete hospederos restantes se cuantificaron 11, 679 individuos parásitos de los cuales se lograron identificar a nivel de especie 290 en un total de 22 especies de parásitos. Estas especies se ubicaron dentro de los grupos Cestoda (1), Digenea (10), Monogenea (1), Nematoda (8) y Protozoa (2). Los nematodos fueron más abundantes en *A. orstedii*, *G. maculatus*, *P. chagresi* y *R. guatemalensis*, los digéneos en *A. coeruleopunctatus* y *A. orstedii*, y los copépodos en *R. bouchellei*. Los individuos parásitos de cinco de los hospederos examinados (*A. coeruleopunctatus*, *A. orstedii*, *C. altifrons*, *R. bouchellei* y *R. guatemalensis*) se encontraron en mayor abundancia en el intestino, mientras que los de *P. chagresi* se encontraron más en el estómago. El único hospedero con porcentajes de prevalencia altos fue *A. coeruleopunctatus*, en el que se encontraron las únicas especies núclease *Crassicutis* sp. y *Spirurida* sp5. La abundancia e intensidad media más alta fue de Copepoda sp., hospedado en *R. bouchellei*. Por su parte, la única correlación significativa en el trabajo fue la del peso versus número de individuos en *A. coeruleopunctatus*. En tanto que el mayor índice de Shannon-Weaver fue de *P. chagresi* y el más bajo de *R. bouchellei*.

Palabras clave

Hospedero, parasitología de peces, quebrada San Cristóbal, parásitos.

Abstract

In one of the most contaminated bodies of water in the province of Chiriquí, San Cristóbal creek, a total of 75 host fish from eight species were examined: *Andinoacara coeruleopunctatus*, *Astyanax orstedii*, *Brycon behreae*, *Criboheros altifrons*, *Gobiomorus maculatus*, *Pimelodella chagresi*, *Rhamdia guatemalensis*, and *Roeboides bouchellei*. The only host in which no parasites were found was *B. behreae*; this may be due to the parasites preference or the development of a strong immune system. In the seven remaining hosts, 11,679 parasitic individuals were recorded, of which 290 were identified to the species level representing a total of 22 parasite species. These species were classified within the groups Cestoda (1), Digenea (10), Monogenea (1), Nematoda (8), and Protozoa (2). Nematodes were more abundant in *A. orstedii*, *G. maculatus*, *P. chagresi*, and *R. guatemalensis*; digeneans in *A. coeruleopunctatus* and *A. orstedii*; and copepods in *R. bouchellei*. Parasitic individuals from five of the examined hosts (*A. coeruleopunctatus*, *A. orstedii*, *C. altifrons*, *R. bouchellei*, and *R. guatemalensis*) were found in greater abundance in the intestine, while those from *P. chagresi* they were more abundant in the stomach. The only host with high prevalence percentage was *A. coeruleopunctatus*, in which the only core species *Crassicutis* sp. and *Spirurida* sp.5 were found. The highest mean abundance and intensity was of Copepoda sp., hosted in *R. bouchellei*. Finally, the only significant correlation observed in the study was between fish weight and number of parasites in *A. coeruleopunctatus*. The highest Shannon-Weaver diversity index was observed in *P. chagresi*, while the lowest was found in *R. bouchellei*.

Keywords

Host, Fish Parasitology, San Cristobal stream, parasites.

Introducción

Panamá posee 200 especies descritas de peces de agua dulce, el mayor número de especies en Centroamérica, ubicadas en cinco regiones biogeográficas: Bahía de Panamá, Bocas del Toro, Chagres, Chiriquí y San Blas. Esta enorme variedad de peces habita en lagos, lagunas y los 500 ríos que se encuentran en la República de Panamá (ANAM, 2010). En la región de Chiriquí se encuentran 50 especies ubicadas en los órdenes: Characiformes, Ciprinodontiformes, Gimnotiformes, Perciformes, Siluriformes y Sinbranchiformes (Bermingham et al., 2001).

En Chiriquí estas especies de peces habitan ocho cuencas hidrográficas de las 52 distribuidas

en Panamá, específicamente, el río Coto y vecinos (100), río Chiriquí Viejo (102), río Escárea (104), río Chico (106), río Chiriquí (108), río Fonseca entre río Chiriquí y río San Juan (110), ríos entre el Fonseca y el Tabasará (112), y río Tabasará (114) (Instituto de meteorología e hidrología de Panamá "IMHPA", 2021).

Estos afluentes brindan importantes aportes a las comunidades, pero tal vez uno de los más importantes es la pesca tanto comercial como de subsistencia (FAO, Food and Agriculture Organization, 2010). La pesca continental hace una contribución importante a la nutrición sobre todo en los países en desarrollo, pero varios son los factores que pueden disminuir las poblaciones de peces y por ende afectar de manera directa o indirecta la economía y salud de las personas, entre ellas la presencia de parásitos en los peces (Nehring & Walker, 1996).

Muchos parásitos de peces no provocan daños visibles en sus hospederos, pero si pueden modificar varios aspectos en su desarrollo y comportamiento. La presencia de parásitos es indicativo de ciclos que pueden involucrar varios animales (Lamothe-Argumedo, 1994). Algunos peces podrían sobrevivir aun teniendo una gran abundancia de parásitos, gracias al proceso de coevolución entre ambas especies (González-Solís, 2005). Sin embargo, cuando los parásitos son muy abundantes podrían afectar significativamente las poblaciones de sus hospederos (Lafferty & Kuris, 2009), inclusive provocar su extinción y salto hacia un hospedador más abundante (van Dijk & De Baets, 2021).

La susceptibilidad de los peces a los parásitos se explica porque pueden ser hospederos definitivos, intermediarios o pueden ser hospederos potenciales de parásitos humanos. Los seres humanos podemos infectarnos con parásitos al consumir peces crudos o mal cocidos (Lamothe-Argumedo, 1994).

Existen personas que practican la pesca y realizan diversas actividades recreativas (Caballero, 2013). La quebrada San Cristóbal es un lugar sumamente contaminado por desechos aguas residuales provenientes de la Universidad Autónoma de Chiriquí (UNACHI), el Hospital Regional Rafael Hernández y, en general, diversas organizaciones circundantes en David (Miranda, 2013).

Esta contaminación puede provocar un efecto negativo sobre la salud de los peces que habitan en este río y de esta manera contribuir a una carga parasitaria elevada. Por lo tanto, el siguiente trabajo busca determinar la prevalencia endoparasitaria y ectoparasitaria en peces de la quebrada San Cristóbal y su potencial como vector de parásitos que afectan la salud humana.

Materiales y Métodos

Trabajo de campo

Se colectaron un total de 75 individuos de peces, alternando los días de pesca de acuerdo a los requerimientos de nuestra investigación. Se trató de las siguientes 8 especies de peces *Andinoacara coeruleopunctatus* (7 hospederos), *Astyanax orstedii* (16 hospederos), *Brycon behreae* (4 hospederos), *Cribroheros altifrons* (1 hospedero), *Gobiomorus maculatus* (6 hospederos), *Pimelodella chagresi* (25 hospederos), *Rhamdia guatemalensis* (4 hospederos) y *Roeboides bouchellei* (12 hospederos). Para ello se utilizaron métodos de pesca convencionales, en donde se seleccionaron debidamente el tamaño de anzuelo y la carnada apropiada siendo anzuelos de metal de calibre de 9 a 12, lira de 10 a 20 libras, plomos y flotadores de diferentes diámetros y como carnadas lombrices de tierra.

Los especímenes colectados fueron trasladados en estado vivo al laboratorio de microbiología y parasitología de la UNACHI, en un recipiente con agua del medio y se colocaron en un acuario con una bomba de oxígeno. Luego los especímenes fueron sacrificados inicialmente mediante sedación con eugenol a una concentración de 40 mg/L en el agua del medio en que se encontraban. Una vez anestesiados, se procedió a la perforacióncefálica con una aguja de disección (Caspeta Mandujano et al., 2009).

Trabajo de laboratorio

Los arcos branquiales se separaron individualmente con la ayuda de tijeras y pinzas de disección, luego se colocaron en platos Petri con solución isotónica al 0.9 %, para su posterior revisión con el estereoscopio y el microscopio.

Se realizó un corte a lo largo de la línea media ventral del pez desde las aletas pectorales

hasta el año para obtener el estómago y el intestino para su debida revisión interna. Cada parásito encontrado se separó del tejido con pinzas y agujas de disección.

Los individuos de parásitos encontrados se contaron, aislaron, identificaron y se preservaron en alcohol al 70% en viales debidamente etiquetados. Los peces analizados se preservaron en alcohol al 70% para su posterior identificación (Caspeta Mandujano, 2011).

Tanto hospederos y parásitos fueron documentados con una cámara digital, además se realizaron dibujos científicos para acentuar algunas características no apreciables con claridad en las fotografías digitales. Los parásitos fueron identificados hasta lo posible de acuerdo a las características apreciables utilizando las claves de Caspeta Mandujano (2011), Caspeta-Mandujano et al. (2009) e información de internet.

Análisis de los datos

Para los análisis estadísticos se utilizó la información merística de cada pez hospedero (longitud, ancho y peso). En el caso de la fauna parasitaria se tabuló con la siguiente información: estadío del parásito, número de individuos parásitos y su ubicación dentro del hospedero.

Para analizar los parámetros de infección se calculó la prevalencia en (%) (número de hospederos infestados por un parásito en particular dividido entre el total de hospederos examinados y luego multiplicado por 100), la abundancia promedio (medida aritmética del número de parásitos por hospederos analizados, considerando tanto hospederos infectados como no infectados (Wisnivesky, 2003)), y la intensidad media (medida aritmética del número de individuos de una especie parasitaria en particular por hospedero infectado en la muestra considerada (Wisnivesky, 2003)). Además, se calcularon los índices ecológicos de abundancia (número total de parásitos encontrados por hospederos), riqueza (número total de especies parásitas por hospederos) y el índice de diversidad de Shannon-Weaver (contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia), midiendo la biodiversidad específica), donde:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

S= riqueza de especies

pi= proporción de individuos de la especie *i* respecto al total de individuos.

ni = número de individuos de la especie *i*

N= número de todos los individuos de todas las especies

Para determinar las asociaciones entre variables se relacionó la longitud y peso de los hospederos con respecto a la abundancia de parásitos y riqueza de especies parásitas mediante pruebas de regresión simple.

Resultados

Tabla 1. Medidas morfométricas de las especies de peces hospederos capturados con medias entre paréntesis.

Especie	Longitud (cm)	Altura (cm)	Peso (g)
<i>A. coeruleopunctatus</i>	6.5 - 8.7 (7.8)	2.5 - 3.4 (2.9)	5 - 15 (9.9)
<i>A. orstedii</i>	6.9 - 11.6 (8.83)	2.0 - 3.8 (2.5)	4.0 - 25 (8.5)
<i>B. behreae</i>	17.0 - 20.0 (18.5)	6.0 - 6.3 (6.1)	830 - 900 (872.5)
<i>C. altifrons</i>	19.3	6.3	15.0
<i>G. maculatus</i>	11 - 18 (12.7)	1.2 - 3.0 (2.1)	8.4 - 17.7 (10.3)
<i>P. chagresi</i>	7.5 - 12.0 (9.8)	1.0 - 2.0 (1.5)	2.2 - 12.0 (5.8)
<i>R. bouchellei</i>	6.5 - 11.0 (8.8)	2.0 - 3.7 (2.7)	2.0 - 11.0 (5.4)
<i>R. guatemalensis</i>	14.3 - 22.0 (18.5)	2.3 - 3.7 (3.0)	19.0 - 40.6 (42.5)

Tabla 2. Principales grupos parasitarios encontrados por especies de pez hospedero.

Hospedero	Acarina	Cestoda	Copepoda	Digenea	Monogenea	Nematoda	Protozoa	Total
<i>A. coeruleopunctatus</i>	0	0	0	484	0	220	0	704
<i>A. orstedii</i>	0	0	2003	3510	1	38	15	5567
<i>B. behreae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. altifrons</i>	2	0	0	4	0	151	0	157
<i>G. maculatus</i>	0	0	0	1	0	3	0	4
<i>P. chagresi</i>	0	0	0	3	88	93	6	190
<i>R. bouchellei</i>	0	0	5000	4	1	3	4	5012

<i>R. guatemalensis</i>	1	28	0	2	1	12	1	45
Total, por grupo	3	28	7003	4008	91	520	26	11,679

Los peces de mayor longitud y peso en el estudio fueron de la especie *B. behreae* (tabla 1), sin embargo, ningún individuo mostró presencia de especies parásitarias. Los hospederos *A. orstedii* y *R. bouchellei* tuvieron mayor cantidad de individuos parásitos (tabla 2).

Tabla 3. Parásitos de peces identificados a nivel de género y especie y su ubicación según región anatómica examinada.

Hospedero	Parásito	Número de individuos por región anatómica examinada			
		Branquias	Estómago	Intestino	Otros
<i>A. coreolopunctatus</i>	<i>Ascocotyle felippei</i>			1	
	<i>Ascocotyle sp.</i>	3			
	<i>Capillaria sp.</i>			1	
	<i>Clinostomum sp.</i>				26 en opérculo, 7 en aleta dorsal
	<i>Contracaecum sp.</i>			1	
	<i>Crassicutis sp.</i>		145	3	1 en la cavidad celómica, 7 en aleta dorsal
	<i>Genarchella sp.</i> 2		1		
	<i>Neascus sp.</i>	1			
	<i>Sanguinicola sp.</i>	1			
	<i>Ancylostomum sp.</i>			2	
<i>A. orstedii</i>	<i>Ascocotyle sp.</i>		1	1	
	<i>Contracaecum sp.</i>			7	
	<i>Eimeria sp.</i>		13		
	<i>Entamoeba histolytica</i>			2	
<i>B. behreae</i>	<i>Uncinaria sp.</i>		1		
	No se encontró				
	<i>Crassicutis sp.</i>			4	
<i>C. altifrons</i>	<i>Rondonia sp.</i>			8	
	<i>Spirooxys sp.</i>			1	
	<i>Centrocestus formosanus</i>	1			
<i>G. maculatus</i>	<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	1			
	<i>Ascocotyle sp.</i>			3	
<i>P. chagresi</i>	<i>Eimeria sp.</i>			6	
	<i>Centrocestus formosanus</i>	3			
<i>R. bouchellei</i>	<i>Eimeria sp.</i>			4	
	<i>Genarchella sp.</i> 1		1		
	<i>Clinostomum sp.</i>	1			
	<i>Cucullanus sp.</i>			1	
	<i>Dactylogyrus sp.</i>	1			
<i>R. guatemalensis</i>	<i>Eimeria sp.</i>			1	
	<i>Stunkardiella sp.</i>			1	
	<i>Taenia sp.</i>			28	

En el estudio se contabilizaron un total de 11 679 individuos parásitos (tabla 2), y solo 290 fueron identificados a nivel de género y especie, siendo un total de 22 especies (tabla 3). Muchos parásitos se encontraban en fases larvarias o inmaduras, lo cual complicó la observación de partes claves para su identificación taxonómica

Tabla 4. Parámetros de infección e índices ecológicos para cada especie de pez hospedador.

Parámetro	<i>A. orstedii</i>	<i>R. bouchellei</i>	<i>P. chagresi</i>	<i>R. guatemalensis</i>	<i>G. maculatus</i>	<i>A. coeruleopunctatus</i>
Número total de hospederos capturados	16	12	25	4	6	7
Número de hospederos con parásitos	9	6	9	2	3	7
Prevalencia general (%)	56.25%	50%	36%	50%	50%	100%
Parásito con mayor abundancia e intensidad media	Heterophyidae gen. sp. (213.4 y 3415)	Copepoda gen. sp. (416, 67 y 5000)	Monogenea gen. sp.3 (3.48 y 87.0)	<i>Taenia</i> sp. (7 y 28)	Ascaridida gen. sp.4 (0.33 y 1)	<i>Crassicutis</i> sp. (62.86 y 73.33)
Parásitos con menor abundancia e intensidad media	Monogenea gen. sp.1, Digenea gen. sp.1 y Digenea gen. sp.2 (0.06 y 1 cada uno)	Monogenea gen. sp.2, <i>Genarchella</i> sp.1, Spirurida gen. sp.6 y Nematoda gen. sp.1, Nematoda gen. sp.1 y Ascaridida gen. sp.2 (0.083 y 1 cada uno)	Monogenea gen. sp.2, Spirurida gen. sp.6 y Nematoda gen. sp.4 (0.04 y 1.0 cada uno)	Ascaridida gen. sp.3 (2.75 y 11), otras especies (0.25 y 1 cada uno)	<i>C. formosanus</i> y <i>P. tormentosa</i> (0.17 y 1 cada uno)	Otras especies (0.14-0.43 y 1-3)
Rango de prevalencia de los parásitos	< 20%	8.33%	20% (Nematoda gen. sp.3) - 4% en otras especies	25% en todas las especies	17-33.33%	Núcleo (>50%): <i>Crassicutis</i> sp. (85.71%), Spirurida gen. sp.5 (71.43%) Secundaria (20-50%): <i>Clinostomum</i> sp. (42.86%) Raras: otras especies (14.29%)
Tipo de especies presentes	Raras y satélites	Raras (registradas en un solo hospedero)	Raras y satélites	Raras (registradas en un solo hospedero)	Raras (registradas en un solo hospedero)	Núcleo, secundaria y raras

El único hospedador con especies parasitarias núcleos fue *A. coeruleopunctatus* (tabla 4), con una prevalencia general del 100 % y relación significativa entre el peso y el número de individuos parásitos con un 95% de confianza (figura 1).

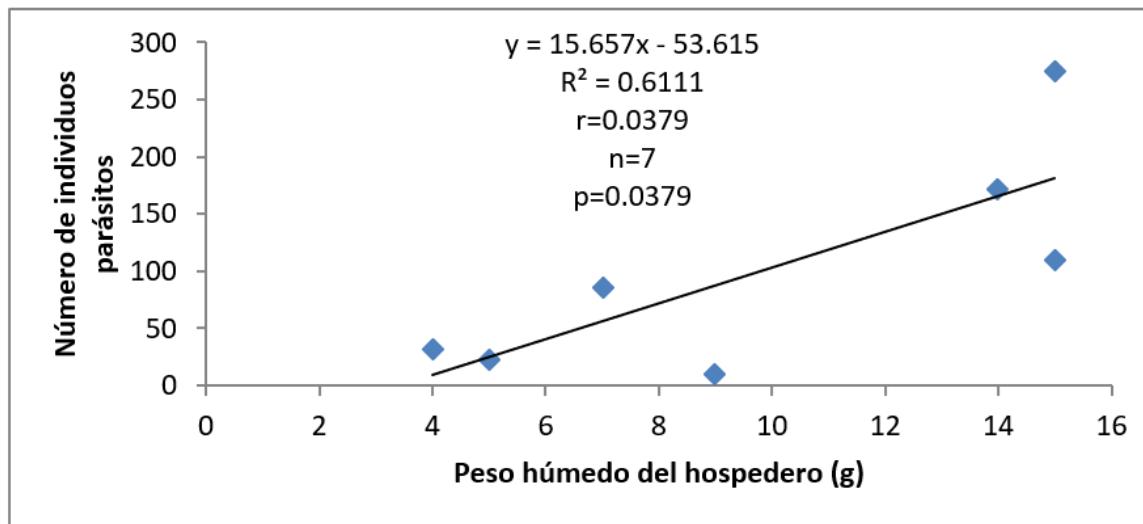


Figura 1. Regresión lineal simple entre el peso húmedo del hospedero *A. coeruleopunctatus* versus el número de individuos parásitos.

Los índices de diversidad de Shannon-Weaver indican una variabilidad considerable de diversidad de parásitos en los peces hospederos estudiados (figura 2). Los hospederos de más baja diversidad fueron *C. altifrons* (1.49) y *R. bouchellei* (1.02). Por su parte, los que presentaron una diversidad media fueron *A. orstedii* (2.37), *A. coeruleopunctatus* y *G. maculatus* (2.83). En tanto que, los de más alta diversidad fueron *P. chagresi* (5.15) y *R. guatemalensis* (3.15). Cabe destacar que un mayor número de individuos parásitos aún no ha sido identificado.

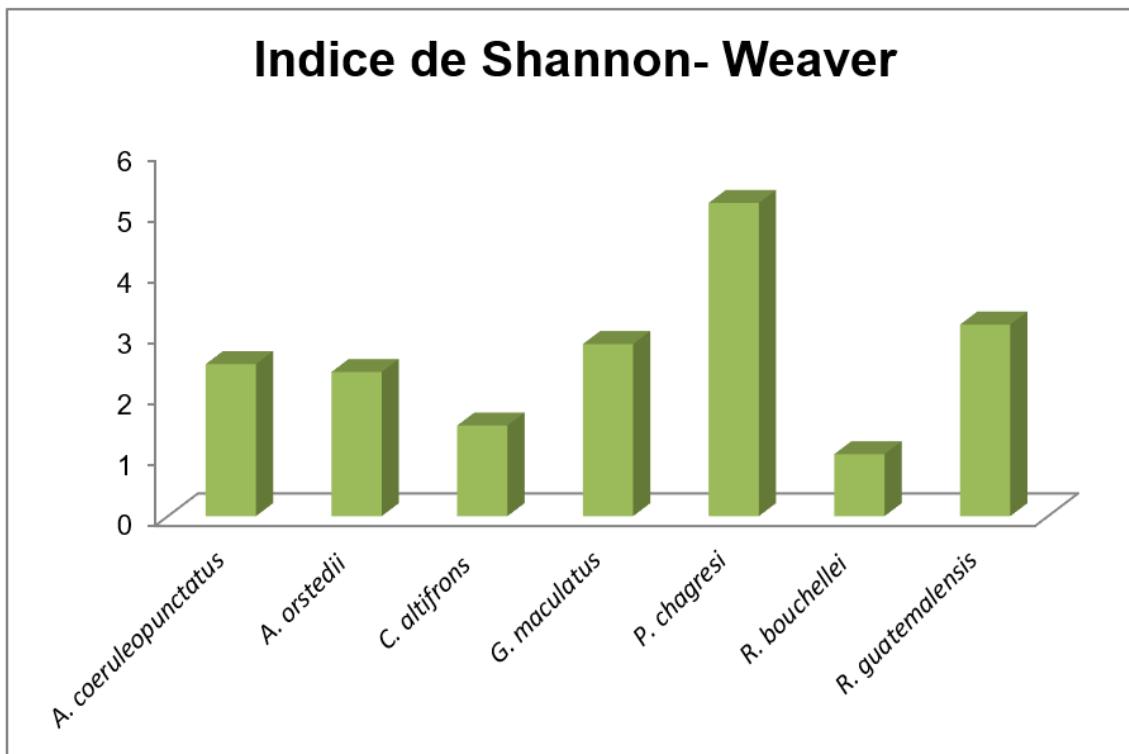


Figura 2. Índice de Shannon-Weaver por especie hospedera. *P. chagresi* y *R. guatemalensis* presentaron la mayor diversidad parasitaria, mientras que *R. bouchellei* y *C. altifrons* mostraron los valores más bajos.

Discusión

En el contexto de esta investigación se identificaron por primera vez a nivel de género y especies a un total de 22 parásitos en 7 especies de peces de agua dulce en la quebrada San Cristóbal, superando los estudios de Guerra (2014) donde se identificaron 17 especies parásitas en el río Divalá, Valdés (2022) con 10 especies parásitas en el río David y Benítez Montoya (2020) con 5 especies parásitas en la quebrada San Cristóbal. Sin embargo, de los 11 679 individuos parásitos extraídos, en total, se lograron identificar solamente 290 individuos a nivel de especie, debido al hecho de que muchos individuos presentaron formas inmaduras. Lo anterior coincide con similares investigaciones (Castillo & Cianca, 2013).

Se reportaron algunas especies de parásitos con capacidad de parasitar a los humanos en los hospederos *A. orstedii* (Heterophyidae gen. sp., *Contracaecum* sp., *E. histolytica-dispar*, *Uncinaria* sp.), *R. guatemalensis* (*Clinostomum* sp., *Taenia* sp.), *A. coeruleopunctatus*

(*Contracaecum* sp., *Clinostomum* sp. y *Capillaria* sp.).

Heterophyidae es una familia de parásitos de peces de agua dulce que también infectan al hombre (Ferre, 2001). En tanto, *Contracecum* sp. pertenece a la familia Anisakidae considerada como patógena para el hombre, aunque este último es parasitado accidentalmente cuando ingiere peces (Berenguer-Gallego, 2006). La especie *C. complanatum* fue reportado en humanos por Yamashita (1938) y más recientemente por Chan Woong et al. (2009). El género *Capillaria* tiene miembros parásitos de humanos que se hospedan en peces como *Capillaria philippinensis* (Ferre, 2001).

Tanto *Uncinaria* sp. y *E. histolytica-dispar* no son parásitos de peces, sino de humanos. Según Miranda (2013) la UNACHI vierte desechos sólidos a la quebrada sin ningún tipo de tratamiento, por lo tanto, los peces se convierten, probablemente, en vectores mecánicos de estos parásitos. Dentro del cuerpo del pez estos parásitos no se multiplican, ni se desarrollan solo los utilizan para llegar hasta su huésped final que es el humano (Bolek et al., 2024). Recientemente, un estudio en la quebrada San Cristóbal encontró a *Strongyloides stercoralis* en peces, un parásito cuyo ciclo de vida no involucra a peces (Benítez Montoya, 2020).

La única especie de pez en la que no se identificó ningún parásito fue *B. behreae*. Sin embargo, esto podría deberse a la escasa cantidad de ejemplares capturados. Cabe mencionar que Benítez Montoya (2020) reportó la presencia del parásito *Rhabdochona* sp. en las branquias de esta especie. Otras posibles explicaciones incluyen la capacidad de algunos peces para desarrollar sistemas inmunológicos más eficaces (Schmid-Hempel, 2011), así como las preferencias específicas de los parásitos por ciertos hospedadores (Marcogliese, 2002).

En *A. coeruleopunctatus* se observó una prevalencia muy marcada de *Crassicutis* sp. La razón por la que probablemente *Crassicutis* sp. sea el parásito de mayor prevalencia en este hospedero radica en que este género incluye especies que conforman un conjunto

característico de especies que parasitan casi exclusivamente a los cíclidos que han evolucionado con los peces (Bueno et al., 2005).

No se encontraron relaciones significativas entre la talla o el peso de los hospederos y la abundancia o riqueza parasitaria en ninguna de las especies analizadas, con excepción de *A. coeruleopunctatus*, en la cual se observó una correlación positiva significativa entre el peso del hospedero y el número de parásitos, lo que sugiere que los individuos de mayor peso albergan una mayor carga parasitaria. Una investigación similar demostró que en *Talamancáheros sieboldii* no hubo correlación entre la incidencia y distribución de los helmintos con respecto al tamaño y longitud estándar de los hospederos (Castillo & Cianca, 2013). Las diferentes correlaciones también pudieron haberse afectado por el tamaño muestral y tamaño corporal del hospedero (Cortéz & Muñoz, 2008) o a otros factores como las características ambientales y los momentos de los ciclos de vida de los parásitos (Muñoz & Delorme, 2011).

Los índices de diversidad de Shannon-Weaver variaron considerablemente, con el índice más bajo en *R. bouchellei* con una especie dominante (Copepoda gen. sp.), y el índice más alto en *P. chagresi* que no presentaba una especie parasitaria dominante. Lo anterior difiere un poco con lo reportado por Valdés (2022) donde los índices de diversidad de Shannon-Weaver fueron bajos y podría explicarse por la cantidad de hospederos capturados y los ciclos de vidas de los parásitos. Sin embargo, empleamos un muestreo al azar para capturar los peces. Esta es una de las técnicas estadísticas más usuales, basada en que todos los elementos de una población (peces) tienen las mismas oportunidades de ser escogidos. Por lo tanto, si de una población, tomamos unidades al azar, estas muestras deberán tener alguna similitud de características con las demás del resto de la población que se considera inicialmente (Palom Izquierdo, 1991).

Conclusiones

- Se identificaron 22 individuos parásitos hasta nivel de género y especie.

- Se identificaron 7 individuos parásitos que pueden afectar al hombre *Ancylostomum* sp., *Capillaria* sp., *Clinostomum* sp., *Contracaecum* sp. tipo 2, *Entamoeba histolytica*, *Heterophyidae* gen. sp. y *Taenia* sp.
- Los parásitos de los hospederos *A. coeruleopunctatus*, *A. orstedii*, *C. altifrons*, *R. guatemalensis* y *R. bouchellei* prefieren como hábitat el intestino. En tanto que, los parásitos de *P. chagresi* prefieren el estómago y los de *G. maculatus* prefieren branquias
- Todos los hospederos, a excepción de *A. coeruleopunctatus* presentaron prevalencias bajas. Sólo *A. coeruleopunctatus* presentó una prevalencia general del 100%.
- El único hospedero que presentó especies núclos y secundarias fue *A. coeruleopunctatus*. Todos los demás hospederos presentaron especies raras o satélites.
- El hospedero *B. behreae* no presentó parásitos en ninguno de los órganos analizados.
- Sólo existe correlación significativa positiva entre el peso y número de individuos parásitos de *A. coeruleopunctatus*.
- El índice de Shannon-Weaver más alto fue de *P. chagresi*. El más bajo fue de *R. bouchellei*.

Agradecimientos

Agradecemos la colaboración de los profesores Rogelio Santanach, Alexander Serrano y Eliecer del Cid los cuales siempre brindaron gran parte de su tiempo y conocimiento para la culminación de este trabajo.

Este trabajo contó con la colaboración de asistentes de campo en las giras de pesca: Calixto Quiel, Kenneth Barrera, Wilmer Caballero, Jonathan Martínez, Ana Patricia, Kevin Camarena, Steve González, Zabdy Samudio, Irving Franco, Sonia Cianca, Katherine Castillo, Yuliani Sánchez, Yuriani Cozzarelli, Roberto Pineda, Ligia Santamaría, Yuseff Aguirre, Leila

Caballero.

Finalmente, se agradece al investigador del Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Rigoberto González quién colaboró en la identificación de los peces.

Referencias

Bolek, M., Gustafson, K., & Langford, G. (2024). Host, reservoirs and vectors. En S. L. Gardner, & S. Gardner, *Concepts in animal Parasitology* (págs. 39-46). Zea Books, Lincoln, Nebraska, United States.

ANAM. (2010). *Biblioteca Nacional de Panamá Ernesto J. Castillero*. Obtenido de Atlas ambiental de la República de Panamá, primera edición: <https://bdigital.binal.ac.pa/bdp/AtlasAmbiental%202010.pdf>

Benítez Montoya, C. E. (2020). Ectoparásitos y endoparásitos de peces en una sección de la quebrada San Cristóbal en la UNACHI mediante análisis microscópico (Tesis para optar por el título de licenciatura en Biología). Universidad Autónoma de Chiriquí.

Berenguer-Gallego, J. (2006). *Manual de Parasitología Morfología y Biología de los Parásitos de interés Sanitario* (Segunda edición ed.). Barcelona, España: Universidad de Barcelona, 516 págs.

Birmingham, E., Aswanii, V., Castillo, A., & Gonzalez, R. (2001). Peces De Agua Dulce De Panamá. *Panamá: Puente biológico: Las Charlas Smithsonian del Mes, 1996-1999*, 32-38.

Bueno, J., Álvarez, F., & Santiago, S. (2005). *Biodiversidad del Estado de Tabasco* (Primera ed.). Tabasco, México: CV, S y G editores S.A., 370 págs.

Caballero, E. (21 de Julio de 2013). Problemática de la Contaminación de la Quebrada San Cristóbal. (S. J. Valdés, Entrevistador) David, Chiriquí, Panamá.

Caspeta-Mandujano, J. (2011). *Nemátodos Parásitos de Peces Dulceacuícolas de México*. Mexico, México: AGT EDITOR S.A., 129 págs.

Caspeta-Mandujano, J., Cabañas-Carranza, G., & Mendoza-Franco, E. (2009). *Helmintos Parásitos de Peces Dulceacuícolas Mexicanos*. Mexico, México: AGT EDITOR S.A., 129 págs.

Castillo, K., & Cianca, S. (2013). Identificación de endoparásitos en peces de la familia Cichlidae del río David, provincia de Chiriquí, República de Panamá. Tesis de Licenciatura, Panamá: Universidad Autónoma de Chiriquí.

Chan Woong, P., Jong Soon, K., Hyun Soo, J., & Jin, K. (2009). A Human Case of *Clinostomum complanatum* Infection in Korea. *Korean J Parasitol.*, 47(4), 401-404. <https://doi.org/10.3347/kjp.2009.47.4.401>

Cortéz, Y., & Muñoz, G. (2008). Infracomunidades de parásitos eumetazoos del bagre de mar *Aphos porosus* (Valencienes, 1837) (Actinopterygii: Batrachoidiformes) en Chile central. *Biología Marina y Oceanografía*, 43(2), 255-263 págs.

FAO, Food and Agriculture Organization. (2010). *Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura*. Recuperado el 19 de Marzo de 2014, de <http://www.fao.org/docrep/013/i1820s/i1820s.pdf>

Ferre, I. (2001). *Anisakiosis y otras zoonosis parasitarias transmitidas por consumo de pescado*. Recuperado el 17 de Abril de 2014, de <http://www.revistaaquatic.com/aquatic/art.asp?c=122>

González-Solís, D. (2005). Helmintos parásitos del pargo muleto, *Lutjanus griseus* y la mojarra

blanca, *Gerres cinereus*, en la costa de Quintana Roo. SAGARPA-CONACYT. ECOSUR, 53 págs., Quintana Roo, México.

Guerra, R. (2014). Determinación de parásitos en la cuenca baja del río Divalá, distrito de Alanje, provincia de Chiriquí, durante la estación lluviosa 2013 (Tesis para optar por el título de licenciatura en Biología). Universidad Autónoma de Chiriquí.

Instituto de meteorología e hidrología de Panamá "IMHPA". (2021). *Cuencas hidrográficas de Panamá*. Obtenido de <https://imhpasig.maps.arcgis.com/apps/dashboards/48b9b212546344128ecae5c229a54117>

Lafferty, K., & Kuris, A. (2009). Parasitic castration: the evolution and ecology of body snatchers. *Trends Parasitol.*, 25(12), 564-572. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2009.09.003>

Lamothe-Argumedo, R. (1994). Importancia de la Helmintología en el Desarrollo de la Acuicultura. *Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, Series de Zoología*, 65(1), 195-200 págs.

Marcogliese, D. J. (2002). Food webs and the transmission of parasites to marine fish. *Parasitology*. *Parasitology*, 124(7), S83-S89. <https://doi.org/10.1017/S003118200200149X>

Miranda, D. (19 de Julio de 2013). Manejo de los desechos sólidos de la UNACHI. (S. J. Valdés, Entrevistador) David, Chiriquí, Panamá.

Muñoz, G., & Delorme, N. (2011). Variaciones temporales de las comunidades de parásitos en peces intermareales de Chile central: hospedadores residentes vs temporales. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46(3), 313-327. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572011000300003>

Nehring, R. B., & Walker, P. G. (1996). Whirling disease in the wild: the new reality in the Intermountain West. 21(6), 28-32 págs.

Palom-Izquierdo, F. (1991). *Círculos de Calidad, teoría y práctica* (Vol. 5). España: Marcombo-Boixareau, 144 págs.

Schmid Hempel, P. (2011). Evolutionary Parasitology: The integrated study of infections, immunology, ecology, and genetics. Oxford: Oxford University Press.

Valdés, N. R. (2022). Identificación de Endoparásitos y Ectoparásitos en peces (clase Pisces, subclase Osteichthyes) de la cuenca baja del río David, Chiriquí Panamá (Tesis para optar por el título de licenciatura de Biología).

van Dijk, J., & De Baets, K. (2021). Biodiversity and Host-Parasite (Co)Extinction. En K. De Baets, & J. Warren Huntley, *The Evolution and Fossil Record of Parasitism: Coevolution and Paleoparasitological Techniques* (págs. 75-97). Springer.

Wisnivesky, C. (2003). *Ecología y epidemiología de las infecciones parasitarias* (Primera ed.). Costa Rica: UCOL, 398 págs.

Yamashita, J. (1938). *Clinostomum complanatum*, un parásito trematodo nuevo para el hombre. *Annot. Zool. Jpn.*, 17, 563-566.

Ictiofauna de seis afluentes en la carretera San José-Pixvae, Veraguas, Panamá

Ichthyofauna of six tributaries along the San José–Pixvae road, Veraguas,
Panama

Rogemif Fuentes¹

<https://orcid.org/0000-0002-4389-2665>

Helio Quintero-Arrieta¹

<https://orcid.org/0000-0002-8398-7984>

Alexis Baules-Aguilar²

<https://orcid.org/0009-0009-8798-3807>

¹Universidad de Panamá. Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología. Departamento de Biología Marina y Limnología, Panamá

²Universidad Tecnológica de Panamá, Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas, campus Central UTP, Panama City, Panama.

Autor correspondiente: rogemif.fuentes@up.ac.pa

Enviado el: 16 de mayo de 2025.

Aceptado el: 9 de junio de 2025

<https://doi.org/10.59722/rcvn.v3i1.918>

Resumen

Documentamos la riqueza de peces en seis cuerpos de agua de la región Soná–Pixvae, provincia de Veraguas, en las cuencas hidrográficas 116, Cuenca Hidrográfica Ríos entre el Tabasará, una zona históricamente poco estudiada y 118, Cuenca Hidrográfica Río San Pablo. La información se obtuvo mediante una Evaluación Ecológica Rápida en el marco del monitoreo ambiental del proyecto de carretera San José–Pixvae, distrito de Soná, provincia de Veraguas, mediante tres giras a campo realizadas entre diciembre del 2022 y octubre del 2023. Se emplearon métodos estandarizados de captura y reubicación, utilizando atarrayas y chinchorros, registrando un total de 11 especies distribuidas en seis sitios no muestrados previamente, cinco en la cuenca 116 y uno en la cuenca 118. *Astyanax orstedii* fue la especie dominante, con presencia en todos los sitios, seguida por *Brycon behreae*, una especie periferal con amplia distribución en el océano Pacífico con importancia comercial y para la pesca artesanal. Ampliamos la distribución de una especie primaria cuya distribución conocida, compartida con Costa Rica culminaba en Río Chiriquí, provincia de Chiriquí.

Además, se documentaron otras especies con distribuciones restringidas y sin registros científicos previos en la región. La baja riqueza específica podría estar relacionada con el alto grado de perturbación ambiental, potreros, viviendas, plantaciones, y la escala espacial del muestreo. Los resultados evidencian la necesidad de ampliar los esfuerzos de muestreo en la región, estandarizar y mejorar los inventarios de riqueza de especies acuáticas y establecer estrategias de conservación diferenciadas, especialmente para especies con valor ecológico y económico.

Palabras clave

Biodiversidad, Conservación, Evaluación ecológica rápida, Peces, Perturbación ambiental

Abstract

We documented fish richness in six water bodies in the Soná–Pixvae region, Veraguas province, in watersheds 116, Ríos entre Tabasará Watershed, a historically understudied area, and 118, Río San Pablo Watershed. The information was obtained through a Rapid Ecological Assessment within the framework of environmental monitoring of the San José–Pixvae highway project, Soná district, Veraguas province, through three field trips carried out between December 2022 and October 2023. Standardized capture and relocation methods were used, using cast nets and seines, recording a total of 11 species distributed in six previously unsampled sites, five in basin 116 and one in basin 118. *Astyanax orstedii* was the dominant species, present in all sites, followed by *Brycon behreae*, a peripheral species with a wide distribution in the Pacific Ocean and of commercial importance for artisanal fisheries. We expanded the distribution of a primary species whose known distribution, shared with Costa Rica, culminated in Río Chiriquí, Chiriquí province. In addition, other species with restricted distributions and without previous scientific records in the region were documented. The low species richness could be related to the high degree of environmental disturbance, pastures, housing, plantations, and the spatial scale of the sampling. The results highlight the need to expand sampling efforts in the region, standardize and improve inventories of aquatic species richness, and establish differentiated conservation strategies, especially for species with ecological and economic value.

Key words

Biodiversity, Conservation, Environmental disturbance, Fishes, Rapid ecological assessment

Introducción

Los hábitats de agua dulce ocupan solo una fracción mínima del agua presente en la superficie terrestre, pero albergan una cantidad considerablemente elevada de las especies de peces a nivel mundial (Cala-Cala, 2019). La distribución y el desplazamiento de la mayoría de las especies de peces suelen estar limitados por factores ambientales, como la salinidad, temperatura, barreras geográficas, disponibilidad de hábitat o actividad humana (Moyle & Moyle, 1995; Helfman et al., 2009), por lo que, estudios de la ictiofauna en ríos abarcan desde peces estrictamente dulceacuícolas (primarios), hasta peces que pueden tolerar ciertos niveles de salinidad (secundarios) y otros que pueden habitar tanto agua dulce como salada (periferales o periféricos) (Myers, 1927).

En Panamá, la ictiofauna asociada al territorio continental fue objeto de diversos estudios e inventarios a lo largo del siglo XX, los cuales han permitido documentar un total de 146 especies válidas de peces de agua dulce, tanto primarios como secundarios, agrupadas en 13 familias de las cuales únicamente 41 especies han sido identificadas como exclusivas de los ríos ubicados en la vertiente del Pacífico del país (Garcés, 2016; Garcés y García, 2023).

Dentro de la zona occidental del Pacífico panameño, algunos ríos en las provincias de Chiriquí, Veraguas, Herrera y Los Santos han sido objeto de estudios ictiológicos en tópicos como taxonomía (López, 1972; Loftin, 1965; Vega et al., 2016) y parásitos de peces (Valdés, 2025). Sin embargo, Loftin (1965) menciona la península de Soná de Veraguas como área no estudiada, y mantuvo esa condición hasta finales del siglo XX e inicios del XXI cuando Vega et al. (2006) publica los muestreos realizados desde 1995 hasta 2004 donde incluye la zona oriental de la península de Soná y reporta 27 especies, 9 primarios, 12 secundarios y 6 periferales.

Este estudio muestra la riqueza de especies de seis afluentes en la carretera San José-Pixvae, ubicado en la región occidental de la península de Soná, provincia de Veraguas, Panamá.

Materiales y Métodos

El presente estudio está basado en los datos obtenidos durante el monitoreo de fauna acuática del proyecto “Construcción Camino San José-Calidonia-Platanares-Pixvae, provincia de Veraguas”

Área de estudio

El área del proyecto de carretera se caracteriza por estar en una zona rural altamente intervenida, donde es posible encontrar potreros, viviendas, comercios y algunos vestigios de un camino preexistente que cruza los ríos y quebradas de este estudio, se encuentra en la cuenca 116, Cuenca Hidrográfica Ríos entre el Tabasará y el San Pablo, excepto por el punto S1 que se encuentra en la cuenca 118, Cuenca Hidrográfica Río San Pablo (Instituto de Manejo de Hidrometeorología de Panamá, 2025), a continuación, se describe cada uno y sus respectivos puntos de muestreo.

Río Tribique (S1): Representa un tributario del río San Pablo, posee un cauce de aproximadamente 13 m y una profundidad de 0.50 a 1.10 m en el punto de muestreo 01 (50 m río arriba del punto cruce con la carretera 459612mE, 882756mN) (figura 1), 12 m de cauce y de 0.50 a 1.50 m de profundidad en el punto de muestreo 02 (60 m río abajo con respecto al mismo punto), dicho cauce está rodeado por un bosque de galería fragmentado debido a la presencia de fincas colindantes con

el río.

Río Lovaina (S2): Desemboca en los manglares previos a la Ensenada Pajarón, posee un cauce de aproximadamente 15 m y una profundidad de 0.50 a 1.30 m en el punto de muestreo 01 (70 m río arriba del punto de extracción 441505mE, 872159mN) (Fig. 1), 14 m de cauce y de 0.50 a 1.00 m de profundidad en el punto de muestreo 02 (60 m río abajo con respecto al mismo punto), dicho cauce está rodeado por un bosque de galería muy fragmentado y potreros, este río posee amplias zonas inundables.

Río Rosario (S3): Tributario del río Lovaina (S2), posee un cauce de aproximadamente 6 m y una profundidad de 0.30 a 0.60 m en el punto de muestreo 01 (50 m río arriba del punto cruce con la carretera 443723mE, 870570mN) (Fig. 1), 7 m de cauce y de 0.50 a 0.80 m de profundidad en el punto de muestreo 02 (30 m río abajo con respecto al mismo punto), dicho cauce está rodeado por un bosque de galería fragmentado.

Qbda. Limones (S4): Tributario del río Lovaina (S2), posee un cauce temporal por estación seca de aproximadamente 1.5 m y una profundidad de 0.50 a 0.80 m en el punto de muestreo (445405mE, 870176mN) (figura 1), dicho cauce está rodeado por un bosque de galería fragmentado.

Río Pixvae (S5): Desemboca en la Ensenada de Rosario, posee un cauce de aproximadamente 7 m y una profundidad de 0.50 a 1.00 m en el punto de muestreo (437511mE, 867188mN) (figura 1), dicho cauce está rodeado por potreros.

Río Los Índios (S6): Tributario del río Lovaina (S2), posee un cauce temporal por estación seca de aproximadamente 2 m y una profundidad de 0.80 m en el punto de muestreo (444890mE, 870449mN) (figura 1), dicho cauce está rodeado por un bosque de galería fragmentado.

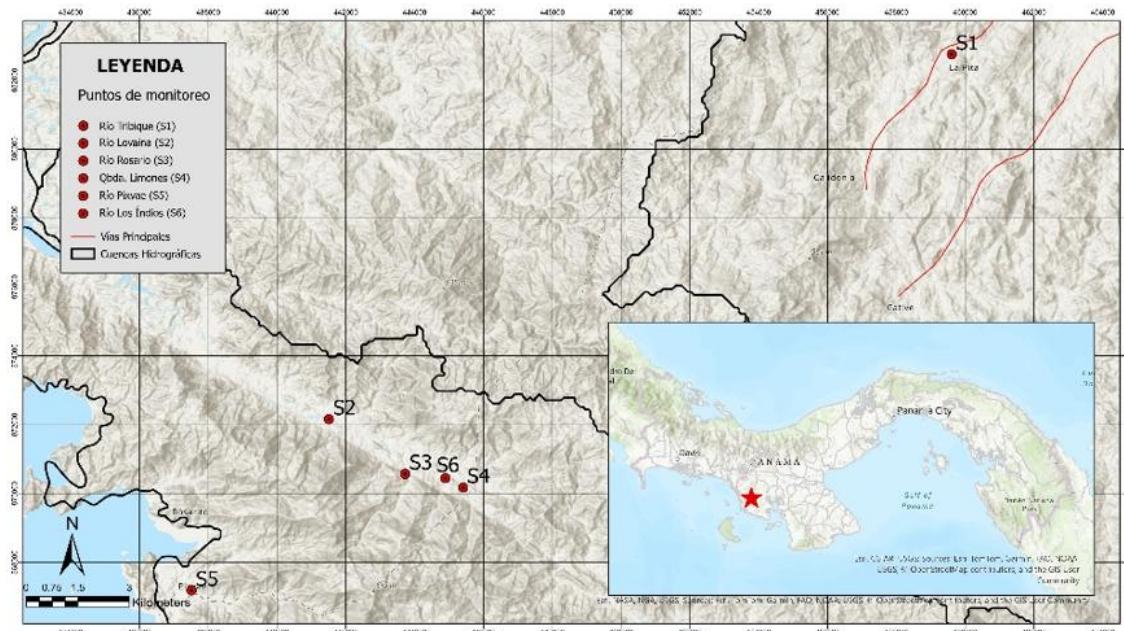


Figura 1. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo

Obtención de datos

La información aquí presentada corresponde a una Evaluación Ecológica Rápida (EER), la cual está diseñada para obtener información preliminar en un periodo corto de tiempo (Sayre, 2000), esta fue realizada con el fin de monitorear la fauna acuática presente en los puntos de muestreo, consistió en tres giras a campo, la primera en diciembre 2022, la segunda en junio 2023 y la tercera en octubre 2023 donde se utilizó atarrayas de seis pies con ojo de malla de 1 cm para la captura de peces en las partes con profundidad media de los puntos descritos y un chinchorro de 5 m de largo por 1.5 m de ancho con ojo de malla de 0.5 cm para captura de peces en las partes con menor profundidad. Para asegurar la replicabilidad del estudio se llevaron a cabo 10 lanzamientos de atarraya y cinco barridos con chinchorro en cada punto de muestreo utilizando los mismos ejecutores.

Los animales capturados fueron colocados en tanques de plástico de 5 galones, con bombas oxigenadoras de agua. Fueron identificados, en su mayoría, hasta el nivel de especie, de acuerdo con la clave de Angulo et al., (2021), Schmitter-Soto (2017) y FishBase (2025). Durante esta actividad

no se colectaron muestras, todos los individuos fueron medidos, fotografiados y luego trasladados a los puntos establecidos como áreas de reubicación donde fueron liberados.

Resultados

Se registraron un total de once especies de peces distribuidas en seis sitios de muestreo (S1 a S6), con marcadas diferencias en abundancia. *Astyanax orstedii* fue la especie más abundante y ampliamente distribuida, con una presencia constante en todos los sitios y un total de 132 individuos, alcanzando su mayor representatividad en el sitio S1 (66 individuos). *Brycon behreae* también fue reportada en todos los sitios, aunque en menor abundancia (59 individuos), con mayor representación en S1 (tabla 1).

Algunas especies mostraron distribuciones restringidas como *Astyanax panamensis* observada únicamente en el sitio S1, *Gephyrocharax intermedius* que se observó exclusivamente en el sitio S2, con una abundancia de 35 individuos. Por otro lado, *Roeboides bouchellei*, *Andinoacara coeruleopunctatus*, *Hoplias microlepis*, *Pimelodella chagresi* y *Centropomus nigrescens* se registraron en un único sitio y en bajas abundancias (1 a 2 individuos) (tabla 1).

La riqueza de especies fue mayor en el sitio S2, donde se reportaron siete especies, seguido por S1, S4 y S5 que mostraron una diversidad intermedia con cuatro especies cada uno, mientras que S3 y S6 presentaron la menor riqueza, con tres y dos especies respectivamente. A pesar de esta baja diversidad en S6, se observaron individuos de *Astyanax orstedii* y *Brycon behreae*, ambas con niveles moderados de abundancia (tabla 2).

Tabla 1. Diversidad de especies y su estado de conservación según UICN (2025) por gira y sitio de muestreo.

Clasificación	Familia	Especie	Nombre común	Diciembre 2022			Junio 2023			Octubre 2023			UICN	
				S1	S2	S3	S4	S5	S4	S5	S6	S2	S3	
Primario	Bryconidae	<i>Brycon behreae</i> Hildebrand, 1938	Sábalo	27	2	1	3	4	0	1	6	8	7	LC
		<i>Astyanax orstedii</i> (Lütken, 1875)	Costa Rican tetra, Timba	66	12	8	5	5	2	0	9	10	13	NE
	Characidae	<i>Astyanax panamensis</i> (Günther, 1864)	Panamanian tetra, Sardina	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
		<i>Gephyrocharax intermedius</i> Meek & Hildebrand, 1916	Sardina	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	NT
	Cichlidae	<i>Roebooides bouchellei</i>	Chobeta	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	DD
		<i>Andinoacara coeruleopunctatus</i> (Kner, 1863)	Chogorro	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
Secundario	Erythrinidae	<i>Hoplias microlepis</i> (Günther, 1864)	Pejeperro	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
	Heptapteridae	<i>Pimelodella chagresi</i> (Steindachner, 1876)	Doncella	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NE
	Eleotridae	<i>Gobiomorus maculatus</i> (Günther, 1859)	Pacific sleeper, Guabina	0	1	0	2	0	0	1	0	0	0	LC
Periferales	Centropomidae	<i>Centropomus nigrescens</i> Günther, 1864	Black snook, Robalo	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
	Mugilidae	<i>Dajaus monticola</i> (Bancroft, 1834)	Mountain mullet, Lisa de río	0	0	0	7	0	0	2	0	2	0	LC

Tabla 2. Cantidad de especies por sitio

Sitio	Especies
S1	5
S2	7
S3	3
S4	4
S5	4
S6	2

Discusión

La diversidad de peces de agua dulce en Panamá presenta notables discrepancias entre las fuentes consultadas, lo que evidencia una incertidumbre en la estimación precisa de la riqueza íctica nacional, Loftin (1965) reportó 207 especies, mientras que ANAM (2004) documentó 146 y Garcés y García (2023) registraron 196 especies. Estas diferencias podrían deberse a variaciones metodológicas, a la actualización taxonómica o a la cobertura geográfica de los estudios. En este contexto, el presente estudio identificó 11 especies, lo cual representa solo el 5.31 % del total señalado por Loftin (1965) y el 7.53 % del listado de ANAM (2004) y 5.6 % con respecto a Garcés y García (2023), lo que podría atribuirse tanto a la escala espacial limitada del muestreo como a factores ambientales específicos de los sitios evaluados, subrayando la necesidad de ampliar los esfuerzos de muestreo y estandarizar los criterios de registro en la elaboración de inventarios o monitoreos para mejorar el conocimiento sobre la biodiversidad acuática del país.

Se evidenció una aparente heterogeneidad en la composición de especies entre los sitios muestreados, lo cual sugiere la existencia de un gradiente ambiental o de diferencias estructurales locales que condicionan la distribución ictiológica, ya que la coexistencia de especies generalistas en todos los sitios, junto con la presencia exclusiva de especies más especializadas en puntos específicos, como fue el caso de S4 y S5, apunta a posibles zonas de transición ecológica o hábitats intermedios con condiciones fisicoquímicas variables, similar a lo planteado por Helfman et al. (2009) y Vasquez (2018), quienes destacan que la distribución espacial y la capacidad de dispersión de las especies están influenciadas por factores como la salinidad, la temperatura, las barreras geográficas, la disponibilidad de hábitat y las actividades antropogénicas.

Estudios en áreas con alta perturbación como Jones et al. (2025), plantean que la baja riqueza de especies observada, junto con la marcada dominancia de *Astyanax orstedii*, puede interpretarse como un indicio de perturbación del ecosistema y de un manejo inadecuado del recurso acuático. Enunciado que es corroborado con el estudio de Garcés et al. (2024) quienes muestrearon zonas altas del río Chucunaque con muy poca perturbación y áreas hacia la cuenca media del mismo río con mayor perturbación, incluso presencia de comunidades, demostrando que la abundancia de especies como *Astyanax panamensis* y *Brycon striatulus* disminuye a medida que disminuye la perturbación, en concordancia con los datos del presente estudio, donde existe una elevada abundancia y amplia distribución de *Astyanax orstedii* y *Brycon behreae* sugiriendo alta tolerancia a distintas condiciones ambientales o antropogénicas, induciendo condiciones de baja diversidad y alta abundancia asociada a estos hábitats con altos grados de perturbación, principalmente el género *Astyanax* que es conocido por ser generalista y oportunista, capaz de colonizar hábitats alterados con condiciones subóptimas para otras especies (Mise et al., 2013).

A pesar de ser especies comúnmente mencionadas por nuestros campesinos, no existen registros científicos para ninguna especie, ya que los ríos de este estudio no habían sido muestreados previamente. Se reportan especies periferales con amplia distribución en el océano Pacífico, desde el sur de Baja California y las partes suroeste y este central del Golfo de California hasta Ecuador (Vergara-Chen, 2014), *Centropomus nigrescens*, reportado previamente en la Zona occidental de la península de Azuero, Río Santa María, Río Parita, Río La Villa y Cuenca de Chiriquí: Ríos Chiriquí Viejo, Chico, Chiriquí, Fonseca, San Félix, Tabasará (Vega et al., 2006), el punto de muestreo se encuentra casi a 10 km del estero donde desemboca el río Lovaina y los dos individuos reportados estaban entre los 27 y 29 cm medidas que corresponden a etapas juveniles, alcanzando 123 cm en su etapa adulta (FishBase, 2025), esta información es valiosa para conocer el ciclo de vida y uso de hábitats de esta especie. De las especies reportadas esta es considerada de valor para la pesca artesanal, comercial y deportiva por La Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP) sin embargo, actualmente no se cuenta con un plan específico de manejo y conservación dirigido a estas especies (Vergara-Chen, 2014; Vasquez, 2018).

La estructura de los sitios muestreados en este estudio plantea la relación de especies principalmente secundarias y periferales con estudios previos en regiones cercanas, como *Dajaus*

montícola (antes *Agonostomus montícola*), *Centropomus nigrescens* y *Gobiomorus maculatus* reportados en la cuenca del río Tabasará (Vega et al., 2006) que desemboca en la ensenada contigua al sitio de desembocadura de S2 (Tributarios S3, S4, S6), en el caso particular del sitio S1 se presentó la condición simpátrica de *Astyanax orstedii* y *Astyanax panamensis* siendo este el único punto de muestreo perteneciente a la cuenca hidrográfica del río San Pablo, que desemboca en el golfo de Montijo, donde previamente han sido reportadas *A. panamensis* (antes *Astyanax ruberrimus*) y *Dajaus montícola* en la zona oriental de la península de Soná (Vega et al., 2006).

Extendemos la distribución de *Astyanax orstedii* (Timba) 122 Km al sureste de la distribución actual en río Chiriquí (Schmitter-Soto, 2017) cuenca 108 hasta la cuenca 118 punto de muestreo S4 y 126 Km en la misma dirección hasta la cuenca hidrográfica 116 sitio de muestreo S1, esta especie es estrictamente de agua dulce.

Conclusiones

Este estudio representa el primer muestreo ictiológico para los seis afluentes (S1 – S6) en la región Soná–Pixvae, que continúa siendo una zona submuestreada en este componente, lo que limita el conocimiento sobre su riqueza específica y refuerza la necesidad de realizar inventarios sistemáticos y comparativos con otras cuencas de la vertiente del Pacífico panameño.

La baja riqueza de especies observada, junto con la dominancia de especies generalistas como *Astyanax orstedii* y *Brycon behreae*, se debe a un ecosistema impactado por actividades antrópicas, donde las condiciones ambientales favorecen la persistencia de especies tolerantes a la perturbación.

El registro por primera vez en la zona de *Centropomus nigrescens* y *Astyanax orstedii* aporta datos valiosos para comprender los patrones de distribución y uso de hábitat de estas especies, y evidencia la presencia de componentes de valor pesquero sin planes específicos de manejo o conservación.

Las diferencias en composición específica entre sitios, particularmente la coexistencia de especies generalistas y otras de distribución restringida, indican la presencia de gradientes ambientales o

zonas de transición ecológica que merecen atención prioritaria para estudios más detallados sobre estructura comunitaria y dinámica ecológica.

Los resultados de este estudio respaldan la implementación de estrategias de conservación diferenciadas, integrando enfoques de manejo adaptativo que reconozcan la vulnerabilidad de especies especializadas y la importancia de conservar la integridad ecológica de sistemas fluviales medianos y pequeños en regiones rurales de Panamá.

Agradecimientos

A la empresa ININCO S.A. por la autorización para el uso de la información generada durante la ejecución del proyecto, en respaldo a su compromiso en gestión ambiental y apoyo a la investigación.

References

ANAM (2004). Informe del estado del ambiente GEO Panamá 2004. Novo Art S.A. 175p.
<https://miambiente.gob.pa/biblioteca-virtual/>

Angulo, A., Ramírez-Coghi, A. R., y López, M. (2021). Claves para la identificación de los peces de las aguas continentales e insulares de Costa Rica. Parte I: Familias. Cuadernos de Investigación UNED, 13(1). <http://dx.doi.org/10.22458/urj.v13i1.3145>

Cala-Cala, P. (2019). Medio ambiente y diversidad de los peces de agua dulce de Colombia.

FISHBASE (2025). Catálogo mundial de peces. Ver 02.25. <https://www.fishbase.us/search.php>

Garcés, H. A. (2016). Distribución de los peces de agua dulce del río Estí, provincia de Chiriquí, Panamá. Puente Biológico, 8(1), 1-12.

Garcés, H. A., y García, J. (2023). Distribución de los peces de agua dulce del Parque Nacional Darién y áreas de influencia. Revista Científica Guacamaya, 8(1), 53-67.
<https://doi.org/10.48204/j.guacamaya.v8n1.a4317>

Garcés, H. A., Valdés, S., García, J., & Valdivieso, L. G. (2024). Ictiofauna de la cuenca alta del río Chucunaque. Revista Científica Guacamaya, 9(1), 25-35.

Halfman, G. S., Collette, B. B., Facey, D. E., y Bowen, B. W. (2009). The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology. John Wiley & Sons.

Instituto de Manejo de Hidrometeorología de Panamá. (2025). Cuenca hidrográfica de Panamá: Panel interactivo. ArcGIS Dashboards.
<https://imhpasig.maps.arcgis.com/apps/dashboards/48b9b212546344128ecae5c229a54117>

IUCN (2025). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-1.
<https://www.iucnredlist.org>

Jones, B. E., Pinzón, M. E., de Von Chong, M., Goti, I., y Gómez, J. A. (2025). Peces de los ríos Aguas Blancas y Chorrerita, Coclé, Panamá y su relación con características ambientales.

Tecnociencia, 27(1), 70-87. <https://doi.org/10.48204/j.tecno.v27n1.a6637>

Loftin, H. G. (1965). The geographical distribution of freshwater fishes in Panama. The Florida State University.

López, M. I. (1972). Contribución al estudio de los peces Cheirodontinae (Familia Characidae) de Costa Rica y Panamá. Géneros *Compsura* y *Pseudocheirodon*. Revista de Biología Tropical, 20(1), 93-129.

Mise, F. T., Fugi, R., Pagotto, J. P. A., & Goulart, E. (2013). The coexistence of endemic species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) is propitiated by ecomorphological and trophic variations. Biota Neotropica, 13, 21-28.

Moyle, P. B., & Moyle, P. R. (1995). Endangered fishes and economics: intergenerational obligations. Environmental Biology of Fishes, 43(1), 29-37.

Myers, G. S. (1927). Salt-tolerance of fresh-water fish groups in relation to zoogeographical problems. Bijdragen tot de Dierkunde. 1949a, 28, 315-22.

Sayre, R., Roca, E., Sedaghatkish, G., Young, B., Keel, S., Roca, R., & Sheppard, S. (2000). Nature in focus: rapid ecological assessment. Island Press.

Schmitter-Soto, J.J., 2017. A revision of *Astyanax* (Characiformes: Characidae) in Central and North America, with the description of nine new species. J. Nat. Hist. 51(23/24):1-94.

Valdés, S. J. (2025). Determinación de la prevalencia endoparasitaria y ectoparasitaria de los peces del Río Gariché, Chiriquí, Panamá (Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Chiriquí.).

Vasquez Cedeño, O. M. (2018). Diversidad genética y estructurada poblacional del pez *Centropomus armatus* (Teleostei: Centropomidae) en el Pacífico de Panamá (Tesis de maestría, Universidad de Panamá). <http://up-rid.up.ac.pa/id/eprint/1370>

Vega, A. J., Robles, Y. A., Tuñón, O., y Barrera, C. (2006). Fauna acuática del área centro occidental de Panamá. Tecnociencia, 8(2), 87-100.

Vergara Chen, C. (2014). Los róbalos (Pisces, Centropomidae) del pacífico de Panamá: desafíos emergentes en investigación y conservación. Tecnociencia, 16(1), 15-40.



Notas de un primer registro fotográfico de *Ardea cocoi* (Ciconiiformes: Ardeidae) en un ecosistema acuático de la provincia de Chiriquí

Notes from a first photographic record of *Ardea cocoi* (Ciconiiformes: Ardeidae) in an aquatic ecosystem in the province of Chiriquí

Katiuska Y. Sicilia E.

Ministerio de Educación

<https://orcid.org/0009-0006-7696-1774>

Autor correspondiente: siciliakatiuska@hotmail.com

Enviado el 27 de febrero de 2025

Aceptado el 30 de mayo de 2025

<https://doi.org/10.59722/rcvn.v3i1.889>

Resumen

La documentación fotográfica de aves es una herramienta clave para registrar especies en regiones poco estudiadas. Durante una gira en un área adyacente al Refugio de Vida Silvestre Playa La Barqueta, en Chiriquí, se avistó un individuo de Garza Cocoi (*Ardea cocoi*) en un ecosistema acuático. El registro fotográfico permitió confirmar la presencia de la especie en esta provincia, lo que representó un nuevo reporte local. Esta validación fortalece las bases de datos sobre su distribución geográfica. Además, estos registros aportan a plataformas de ciencia ciudadana como eBird, promoviendo el intercambio de información entre científicos y observadores, y contribuyendo al conocimiento y conservación de la biodiversidad.

Palabras clave

Playa la Barqueta, ecosistemas, garza cocoi, registro fotográfico.

Abstract

Photographic documentation of birds is a key tool for recording species in understudied regions. During a field trip to an area adjacent to the Playa La Barqueta Wildlife Refuge in Chiriquí, a Cocoi Heron (*Ardea cocoi*) was observed in an aquatic ecosystem. The photographic record confirmed the species' presence in the province, representing a new locality report. This verification strengthens databases on its geographic distribution.

Furthermore, such records contribute to citizen science platforms like eBird, facilitating the exchange of information between scientists and birdwatchers and supporting efforts to enhance biodiversity knowledge and conservation.

Keywords

Barqueta Beach, cocoi heron, ecosystems, photographic record.

Introducción

La Garza Cocoi (*Ardea cocoi*) es una especie gregaria de Sudamérica que habita desde el este de Panamá hasta el centro de Argentina y Chile, excluyendo las regiones altas de los Andes. Aunque en la mayoría de su distribución se considera residente, algunos registros de individuos errantes, especialmente en Trinidad y las Islas Malvinas, sugieren que ciertas poblaciones presentan movimientos estacionales o dispersivos (Martínez-Vilalta et al., 2025). En gran parte de su rango, la Garza Cocoi es una de las especies de garza más comunes y fáciles de observar, ya que se alimenta en espacios abiertos y habita en diversos ecosistemas acuáticos (Martínez-Vilalta et al., 2025). Sin embargo, en Perú y el norte de Chile su presencia es más localizada (Haase, 2011). En Panamá, los registros muestran una amplia distribución, con numerosas observaciones y evidencias fotográficas, principalmente en el área central del país y en Darién. Los avistamientos más occidentales corresponden a la provincia de Coclé, específicamente en los Humedales de Juan Hombrón (eBird, 2025).

Su hábitat es variado e incluye manglares, pantanos, orillas de lagos, ríos, arroyos, pastizales inundados y estuarios. No obstante, está ausente en costas áridas y bosques densos, aunque puede encontrarse en zonas pantanosas rodeadas de vegetación boscosa (Kushlan & Hancock, 2005). Según Ridgely y Gwynne (1993), es poco común en ciénagas de agua dulce y a lo largo de ríos en la vertiente del Pacífico, donde se han registrado ejemplares fuera de su distribución habitual en la Península de Bohío, Lago Gatún, así como en las Ciénagas de Las Macanas y en Herrera.

Morfológicamente, la Garza Cocoi se distingue por su corona negra, cuello y pecho blancos con algunas rayas negras en el cuello ventral, partes inferiores mayormente negras y muslos



blancos. En vuelo, la superficie superior de sus alas es predominantemente blanca, con plumas de vuelo negruzcas. Los individuos juveniles presentan un plumaje más apagado, pero conservan el patrón blanco en el vientre y los muslos (Ridgely & Gwynne, 1993).

Este artículo tiene como objetivo contribuir al conocimiento y documentación de la distribución geográfica de esta especie en Panamá a través de una nota sobre una observación de campo con registro fotográfico. Asimismo, busca actualizar y complementar la lista de aves de la provincia de Chiriquí.

Materiales y Métodos

El 9 de noviembre de 2024, se llevó a cabo una gira de observación de aves con el propósito de registrar y fotografiar las especies presentes a lo largo de un tramo de 1.53 km en la carretera que conduce al Refugio de Vida Silvestre Playa La Barqueta, ubicado en el distrito de Alanje, provincia de Chiriquí. Esta actividad buscó documentar la diversidad de especies de aves que están presentes en la zona, considerando la variedad de hábitats.

Durante el recorrido, se realizaron paradas estratégicas de aproximadamente 15 minutos en puntos clave para la observación y fotografía. Estos sitios fueron seleccionados en función de su importancia ecológica, incluyendo canales de agua, potreros adyacentes y lagunas, donde se pudo apreciar una amplia variedad de especies. Se hizo uso de binoculares Nikon (10x32) y una cámara Canon con zoom óptico de 70x, lo que permitió capturar imágenes detalladas de los ejemplares observados. Además, para facilitar la identificación, se empleó la Guía de Aves de Panamá de Angher y Dean (2010), un recurso fundamental en la identificación de especies.

El registro de aves comenzó a las 9:06 a. m. y se extendió por 1 hora y 12 minutos. Durante la actividad, el clima fue favorable con un cielo despejado y soleado, proporcionando una visibilidad óptima para la observación. La jornada concluyó con un registro de otras especies, lo que resalta la importancia de este sector como un punto de interés para la

avifauna local y la investigación en biodiversidad (figura 1, <https://ebird.org/checklist/S201961273>). Sin embargo, en esta nota científica sólo se destaca la presencia de *Ardea cocoi*, al considerarse en ese entonces un nuevo registro para la provincia.



Figura 1. Localidad donde se realizó la observación de Garza Cocio (*Ardea cocoi*): Cornell Lab of Ornithology. Fuente: Google maps, eBird.org <https://ebird.org/map/cocher1>. (eBird, 2025).

Resultados

Se observó y fotografió un individuo adulto de *A. cocoi* en un ecosistema acuático ($8^{\circ}18'24.0"N$ $82^{\circ}34'41.1"W$), adyacente al Refugio de Vida Silvestre Playa la Barqueta en el distrito de Alanje. En el momento de la observación el individuo estaba cerca de la orilla en medio de algunos arbustos, plantas acuáticas y gramíneas, donde dejaba ver claramente su cabeza y cuello, no así las demás partes ventrales. El individuo observado presentaba una corona negra muy amplia y notoria que abarcaba hasta debajo del ojo, ojo amarillo con un borde pronunciado de color verde azuloso no observado en la Garza Azul Mayor (*Ardea herodias*). El pico era bicolor, más oscuro arriba y más pálido abajo, características morfológicas descritas en (Ridgley & Gwynne, 1993). En cuanto al comportamiento, al

acerarse alzo vuelo rápidamente, sin embargo, aun así, permitió notar los hombros negros que hacían contraste con su cuello blanco, flancos blancuzcos y su corona negra (figura 2).



Figura 2. Primer registro fotográfico de Garza Cocoi (*Ardea cocoi*) en la provincia de Chiriquí.
<https://ebird.org/checklist/S201961273>.

Discusión

Los registros sobre la distribución geográfica de las especies, en este caso de la Garza Cocoi (*Ardea cocoi*), son fundamentales para generar información relevante tanto para su conservación como para el monitoreo de los hábitats donde se encuentra. Documentar su presencia en nuevas localidades de Panamá permite comprender mejor los factores que influyen en su distribución y las dinámicas ecológicas que pueden afectarla. Según Huntley et al. (2006), las aves responden a los cambios ambientales mediante adaptaciones in situ o desplazándose hacia áreas con condiciones más favorables, factores como la modificación del hábitat, el cambio climático y la disponibilidad de recursos pueden alterar la distribución geográfica de muchas especies.

Durante la observación, de *A. cocoi*, este se encontraba solo, lo que coincide con lo señalado por Borrero y Milan (1982), aunque también señalan que es común encontrarlas en grupos mixtos con otras especies, especialmente en grandes ciénagas. Sin embargo, en visitas previas a la zona, particularmente al inicio de la estación seca (noviembre-diciembre), se ha registrado con mayor frecuencia la presencia de *Ardea herodias* (Garza Azul Mayor), una especie migratoria con características morfológicas muy similares a la Garza Cocoi. Este patrón de observaciones recurrentes hizo que el avistamiento de un individuo con un plumaje distintivo, caracterizado por una capucha negra conspicua, llamara la atención. Ante esta diferencia, se consideró relevante documentar el hallazgo mediante un registro fotográfico, asegurando la veracidad del reporte. Este registro no sólo confirmó la presencia de la especie, sino que también permitió un análisis detallado de sus características morfológicas, con el objetivo de validarla en plataformas científicas como eBird y contribuir al registro de su distribución geográfica.

En cuanto a su alimentación, se ha documentado que su dieta incluye ranas e insectos acuáticos desde larvas hasta especímenes adultos (Gonçalves et al., 2009). En la costa de Brasil, ocasionalmente se alimenta de animales muertos o moribundos, incluidos cangrejos (Kushlan & Hancock, 2005), mientras que en Perú captura principalmente peces de gran tamaño de 20-30 cm (Martínez et al., 2020). Durante la observación, la garza se encontraba inmóvil cerca de la orilla, mostrando un comportamiento de caza característico de otras especies especializadas en la captura de presas en ecosistemas acuáticos.

Esta nota científica representa un registro escrito muy valioso sobre la distribución y comportamiento de la Garza Cocoi en la provincia de Chiriquí, Panamá, contribuyendo al conocimiento de su presencia en nuevos hábitats. La observación del individuo es relevante y representa una oportunidad para el seguimiento de la especie en la región. Además, el uso de herramientas como la fotografía y plataformas científicas como eBird, valida la información, facilitando un monitoreo más preciso. La identificación detallada de sus características morfológicas y su comportamiento solitario refuerzan la importancia de

estos estudios para comprender los patrones ecológicos y de distribución de la especie.

Se recomienda realizar observaciones periódicas para verificar su presencia, así como otras especies asociadas, teniendo en cuenta el uso del hábitat donde fue avistada. Además, es fundamental fomentar la ciencia ciudadana y el uso de plataformas como eBird, para fortalecer las bases de datos sobre biodiversidad, lo que podría impulsar futuras acciones de conservación del sitio (Sullivan et al. 2009).

Referencias

Angehr, G. R., & Dean, R. (2010). **The birds of Panama: A field guide**. Cornell University Press.

Borrero H., J & Cruz Millán, C. (1982). *Notas sobre la historia de la garza morena Ardea cocoi (Aves) en Colombia*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología.

Cornell Lab of Ornithology. (2025). *eBird: An online database of bird distribution and abundance*. eBird. <https://ebird.org>.

eBird. (2025). *Garza cocoi (Ardea cocoi): Mapa de observaciones*. Cornell Lab of Ornithology. Recuperado el 22 de mayo de 2025, de <https://ebird.org/map/cocher1?env.minX=-83.050178&env.minY=7.85930400000001&env.maxX=-81.507393&env.maxY=8.91956100000004>

eBird. (2025). *eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]*. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <http://www.ebird.org>. (Accessed: [Mayo, 22, 2025]).

Gonçalves de Oliveira, T. C., & Araujo Monteiro Filho, E. L. (2009). *Comportamiento de inmersión parcial del cuerpo de Ardea cocoi (Ciconiiformes: Ardeidae) durante la estrategia de captura en la región de Cananéia, litoral sur de São Paulo*. *Atualidades Ornitológicas*, 149, 18-19.

Haase, B.J.M. (2011). *Las Aves Marinas de Ecuador Continental y Acuáticas de las Piscinas Artificiales de Ecuasal*, Gráficos Hernández.

Huntley, B., Collingham, Y. C., Green, R. E., Hilton, G. M., Rahbek, C., & Willis, S. G. (2006). *Impactos potenciales del cambio climático sobre la distribución geográfica de las aves*. *Ibis*, 148 (s1), 8-28. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00523.x>

Kushlan, J. A., and J. A. Hancock (2005). *The Herons*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Martínez Vilalta, A., Motis, A., & Kirwan, G. M. (2020). *Cocoi Heron (Ardea cocoi)*, version 1.0. En J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, & E. de Juana (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.cocher1.01>

Martínez Vilalta, A., Motis, A., Kirwan, G. M., Arias, S., Boesman, P. F. D., Bosarreyes, B., Galluppi, T., Marqués Ferri, C., Olsen, E. C., Pyle, P., Rodríguez, D., & Sheehan, K. L. (2025). *Cocoi Heron (Ardea cocoi)*, version 1.1. En F. Medrano, J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, & E. de Juana (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.cocher1.01.1>

Ridgely, R.S. y Gwynne, J.A. (1993). *Guía de Aves de Panamá, incluyendo Costa Rica, Nicaragua y*



Honduras. Princeton University Press. ANCON.

Sicilia, Katiuska. 2024. eBird Checklist: <https://ebird.org/checklist/S201961273> eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Ithaca, New York.

Available: <http://www.ebird.org>. (Accessed: [noviembre 9, 2024]).

Sullivan, B. L., Wood, C. L., Iliff, M. J., Bonney, R. E., Fink, D., & Kelling, S. (2009). eBird: A citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation*, 142(10), 2282–2292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.006>

Smithsonian Institution press.



Complejos de cobalto y cobre como mediadores redox para celdas solares sensibilizadas con tintes

Cobalt and Copper Complexes as Redox Mediators for Dye-Sensitized Solar Cells

Marisol Ledezma-Gairaud^{1,2}

<https://orcid.org/0000-0002-6815-0094>

Leslie W. Pineda^{1,2}

<https://orcid.org/0000-0003-3778-6185>

¹Centro de Electroquímica y Energía Química (CELEQ), Universidad de Costa Rica, 11501-2060, San José, Costa Rica.

²Escuela de Química, Universidad de Costa Rica, 11501-2060, San José, Costa Rica.

Autor correspondiente: leslie.pineda@ucr.ac.cr

Enviado el: 12 de mayo de 2025.

Aceptado el 27 de junio de 2025

<https://doi.org/10.59722/rvna.v3i1.914>

Resumen

Los mediadores redox son un componente fundamental en la composición química del electrolito en las celdas sensibilizadas con tintes (DSSCs, por sus siglas en inglés), ya que participan en la transferencia de carga entre los electrodos, regeneración del tinte y su propia regeneración; minimizando así la recombinación de carga. En ese contexto, los mediadores redox de complejos de cobalto (II/III) y cobre(I/II) han motivado mucho interés debido a la posibilidad de modulación de las propiedades químicas redox con cambios mínimos en la energía de reorganización entre las geometrías de los complejos durante los procesos de transferencia de carga. Como resultado, se obtienen potenciales redox a valores más positivos en el potencial de circuito abierto ($V_{OC} > 1$ V) y photocorrientes de corto circuito (J_{SC}) mejoradas. Mediante esta revisión de la literatura, se introducen los componentes y el funcionamiento electrónico, físico y químico de las DSSCs, además, de los mecanismos de transferencia de carga que ocurren. Adicionalmente, se analizan las características químicas de los mediadores redox en electrolitos líquidos en los complejos de cobalto y cobre a través de sus parámetros fotovoltaicos en los dispositivos DSSCs. Además, se proponen algunas perspectivas futuras sobre tópicos de interés en mediadores redox de Co y Cu.

Palabras clave

Cobalto, cobre, celdas solares sensibilizadas con tinte, mediadores redox, química de coordinación.

Abstract

Redox mediators, key components within an electrolyte of dye-sensitized cells (DSSCs), enable charge transfer between electrodes, dye regeneration, and its self regeneration, thus minimizing charge recombination. In this context, redox shuttles of cobalt (II/III) and copper(I/II) complexes have attracted much interest due to the possibility of modulating redox chemical properties and minor changes in the reorganization energy between the geometries of such complexes during charge transfer processes. As a result, more positive redox potentials of open-circuit voltaje ($V_{oc} > 1$ V) and improved short-circuit photocurrents (J_{sc}) are obtained. This review focuses on the electronic, physical, and chemical components, and functioning of DSSCs, along with the charge transfer mechanisms involved. Further, the chemical features of redox-shuttle-based liquid electrolytes in cobalt and copper complexes are analyzed through their photovoltaic parameters in DSSC devices. We also provide some forward-looking directions about Co- and Cu-based redox shuttles.

Keywords

Cobalt, copper, coordination chemistry, dye-sensitized solar cells, redox mediators.

Introducción

Tecnologías fotovoltaicas

En general, las tecnologías fotovoltaicas (PV, por sus siglas en inglés) se clasifican en tres generaciones; la primera se basa en las características semiconductoras del silicio cristalino (c-Si), las cuales alcanzan una eficiencia de conversión de energía (PCE, por sus siglas en inglés) mayores a 20 %, siendo ampliamente comercializadas, (Gibson & Hagfeldt, 2011). La segunda generación utiliza películas delgadas de semiconductores como GaAs, CdTe, Cu (In,Ga)(S,Se)₂ (CIGS), con PCE de 28.8, 21.2 y 22.6 %; respectivamente, (Polman et al., 2016).

En la tercera generación se incluyen las tecnologías emergentes como celdas solares sensibilizadas con tintes (DSSCs, por sus siglas en inglés), celdas de perovskitas (PSC, por sus siglas en inglés), celdas orgánicas (OPV, por sus siglas en inglés), puntos cuánticos (QD, por sus siglas en inglés) entre otras. Por ejemplo, en DSSCs se ha obtenido una PCE récord de 14.7 %, (Kakiage et al., 2015; Ji et al., 2020), mientras que para una PSC se ha certificado un

27 %, (NREL Best Research-Cell Efficiency Chart, 2025), demostrando el potencial de estas tecnologías asociado a un menor costo en su procesamiento. De modo interesante, las DSSCs suministran más electricidad que las tecnologías basadas en Si o películas delgadas cuando se exponen a condiciones de luz débil o difusa (Liu et al., 2018; Tsai et al., 2018; Yun et al., 2018), de modo que son potenciales candidatas para su empleo en PV integrado a edificaciones (BIPV, por sus siglas en inglés) (Di Carlo et al., 2018; Traverse et al., 2017), automóviles, tecnologías portables (Internet de las cosas, IoT, por sus siglas en inglés), (Lee et al., 2018). A modo de ejemplos como DSSC-BIPV, se destacan la fachada de vidrio del Swiss Tech Convention Center (Figura a) en Lausana, Suiza; el edificio Science Tower (Figura b) en Graz, Austria, y un arreglo de módulos (Figura c-d) en el Centro de Electroquímica y Energía Química (CELEQ), Universidad de Costa Rica (UCR), San José, Costa Rica.

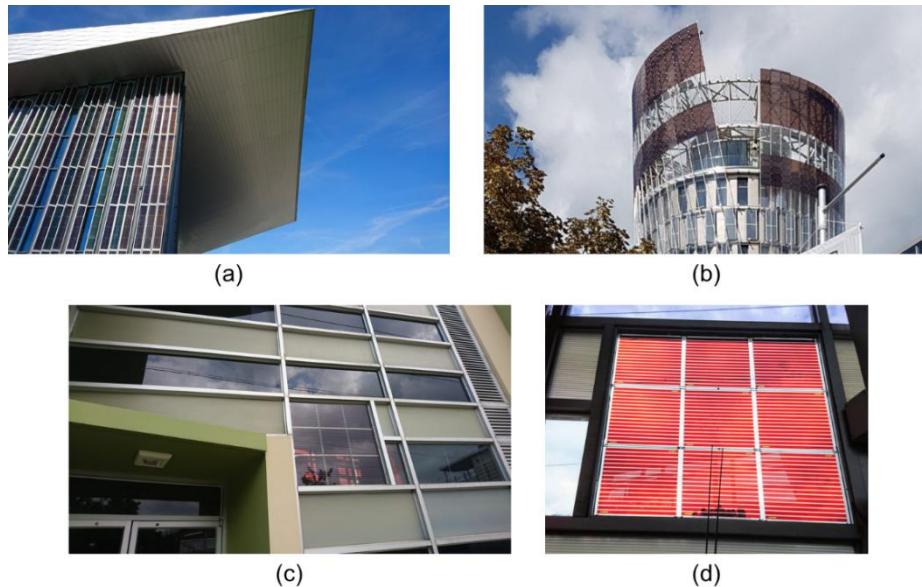


Figura 1. DSSCs integradas a edificaciones (a) Swiss Tech Convention Center, Lausana. (b) Science Tower, Graz. (c-d) Centro de Electroquímica y Energía Química (CELEQ-UCR), San José, Costa Rica.

Dentro del conjunto de dispositivos PV emergentes, las DSSCs sobresalen como una opción promisoria para diversas aplicaciones. Por tanto, el objetivo de la presente revisión de la literatura es destacar la función del mediador redox (par redox) en la composición química del electrolito, particularmente, los mediadores redox de los complejos de cobalto

(II/III) y cobre(I/II).

1. Celdas solares sensibilizadas con tintes (DSSCs)

Es importante tener en cuenta que, para las dos primeras generaciones de celdas solares, los procesos de absorción de luz, generación y separación de las cargas ocurren todos en un único material, es decir, en la unión p-n del semiconductor para la generación de photocorriente. En este contexto, Gerischer introdujo un concepto diferente al de la unión p-n, utilizando una celda fotoelectroquímica (PEC, por sus siglas en inglés) donde los procesos fotoquímicos y físicos se distribuyen en varios materiales. Para ello, las moléculas de un tinte se unen a un óxido metálico semiconductor (ZnO) y un electrolito líquido entre un cátodo y ánodo, (Gerischer, 1966, 1990). Posteriormente, Grätzel y O'Regan, implementaron una película mesoporosa nanoparticulada de TiO_2 como semiconductor, donde se colocó una monocapa de un tinte de moléculas de rutenio para capturar la luz solar. En este caso, la gran área superficial del semiconductor permitió un anclaje superior de moléculas de tintes, resultando en una mayor respuesta espectral que alcanzó una PCE = 7.1 – 7.9 %, utilizando yoduro-triyoduro mediador redox en el electrolito (I^-/I_3^-), (O'Regan & Grätzel, 1991).

2. Principio de funcionamiento de una DSSC

En la Figura se presenta el diagrama de una DSSC, la cual contiene las siguientes partes (Benesperi et al., 2018; Gong et al., 2017; Hagfeldt et al., 2010; Tian & Kloo, 2018; Wu et al., 2015): (1) Un vidrio con un óxido conductor transparente (TCO, por sus siglas en inglés), por ejemplo, óxido de indio dopado con estaño, $In_2O_3:Sn$ (ITO, por sus siglas en inglés) u óxido de estaño dopado con flúor, $SnO_2:F$ (FTO, por sus siglas en inglés) como sustrato para el fotoánodo que permite el paso de la luz y la transferencia de electrones; (2) una capa de un óxido semiconductor mesoporoso nanoparticulado depositado sobre el TCO para el transporte eficiente de electrones; generalmente, se utiliza TiO_2 ; el cual exhibe tres formas cristalinas: anatasa, rutilo y broquita, siendo la primera la empleada en dispositivos DSSCs por su mayor banda prohibida de 3.2 eV, (Solera-Rojas et al., 2015, 2018) y una mayor

energía de la banda de conducción E_{CB} , lo que resulta tanto en una mayor energía de Femi E_F como un potencial de circuito abierto (V_{OC}), (Hagfeldt et al., 2010); (3) una película monomolecular de la molécula de tinte quimiadsorbido en la superficie del semiconductor para la captura de la luz solar y generación de fotoelectrones; (4) también una mezcla de electrolito (mediador redox, aditivos y disolvente) para la regeneración de las cargas en las moléculas de tinte y, finalmente, (5) un contraelectrodo (CE) de ITO o FTO con una película de un catalizador (Pt, grafeno, grafito, poli(3,4-etilendioxitofeno PEDOT) para la regeneración del par redox y la recolección de los electrones procedentes del circuito externo, (Kakiage et al., 2015; Mathew et al., 2014; Yella et al., 2011) o (Ellis et al., 2013; Kavan, Saygili, et al., 2017). Las interfasas 1–3 corresponden al fotoánodo o electrodo de trabajo (WE, por sus siglas en inglés), la interfase 5 representa el fotocátodo, y entre ambas interfasas, la mezcla del electrolito líquido (interfase 4).

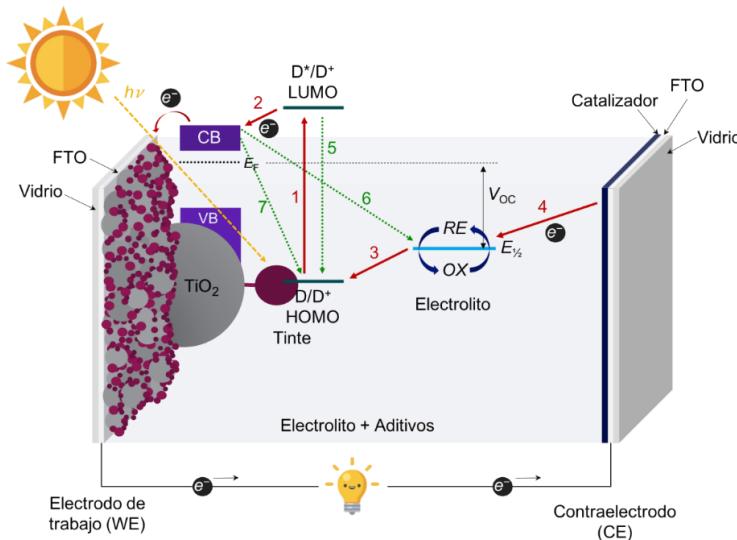
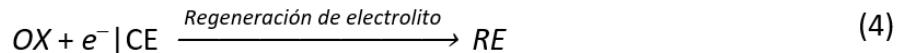


Figura 2. Diagrama de funcionamiento de una DSSC. Las líneas rojas representan los procesos sin recombinación y las líneas verdes punteadas indican los procesos de recombinación.

En condiciones de iluminación, la molécula de tinte (D) absorbe un fotón, lo que lleva a un estado excitado de electrones (D^*) desde el orbital molecular ocupado más alto (HOMO, por sus siglas en inglés) hasta el orbital molecular desocupado más bajo (LUMO, por sus siglas en inglés), como se muestra en la ecuación (1). La molécula de tinte inyecta el electrón excitado en la banda de conducción (CB, por sus siglas en inglés) de la capa de TiO_2 ,

lo que resulta en la oxidación del tinte (D^+) [ecuación (2)]; los electrones se difunden por la capa de nanopartículas, hasta que son recolectados por el electrodo del vidrio conductor transparente. Luego los electrones son conducidos por el circuito externo, se efectúa el trabajo y son recibidos por el CE. La forma oxidada de la molécula de tinte (D^+) recibe electrones del componente reducido del electrolito (RE), el tinte (D) se regenera y oxida al electrolito (OX) [ecuación (3)]. La forma oxidada del electrolito OX migra hacia el cátodo (CE) y se regenera (RE) con los electrones procedentes del circuito externo [ecuación (4)] (Tian & Kloo, 2018; Wu et al., 2015) (Figura).



Los procesos (1) a (4) representan un ciclo ideal en el funcionamiento de una DSSC, donde la eficiencia total depende únicamente de la capacidad de absorción de radiación solar por parte del tinte y la eficiencia cuántica de la inyección en la CB del TiO_2 ; sin embargo, también se manifiestan otros procesos no deseados que se presentan en diferente medida según los componentes involucrados, los principales son: el decaimiento no radiactivo del estado excitado al estado basal (5), la recaptura de los electrones en el semiconductor por el sistema redox (6) y la recombinación de los electrones en la CB del TiO_2 con el tinte oxidado D^+ (7).



Además, la separación de carga en las DSSCs está determinada por la cinética de cada uno de los procesos que suceden. En la Figura , se muestra un diagrama de las constantes de velocidad durante los procesos de transferencia electrónica en un dispositivo solar convencional de yoduro/triyoduro con un tinte de rutenio. Entonces, para tener una alta eficiencia en la inyección de los electrones a la CB, el tiempo de inyección debe ser más rápido que el tiempo de relajación del tinte. Según se reporta, se observan valores de tiempo de inyección entre 100 fs a 100 ps, los cuales dependen de las condiciones experimentales, estos son más rápidos que el tiempo de relajación del tinte, que ocurre en un ámbito de ns, (Boschloo & Hagfeldt, 2009; Listorti et al., 2011; Sun et al., 2015). La regeneración del tinte ocurre en el ámbito de μ s y compite con la recombinación de los electrones con el tinte oxidado [ecuación (6)] que presenta un ámbito entre μ s a ms, y el electrolito oxidado [ecuación (7)] que sucede en un espacio de ms a s, (Boschloo & Hagfeldt, 2009; Hagfeldt et al., 2010). Los electrones injectados se difunden a través de la capa mesoporosa del TiO_2 , en un orden de ms a s, la carga es recolectada y extraída en el CE y se utiliza para realizar trabajo eléctrico.

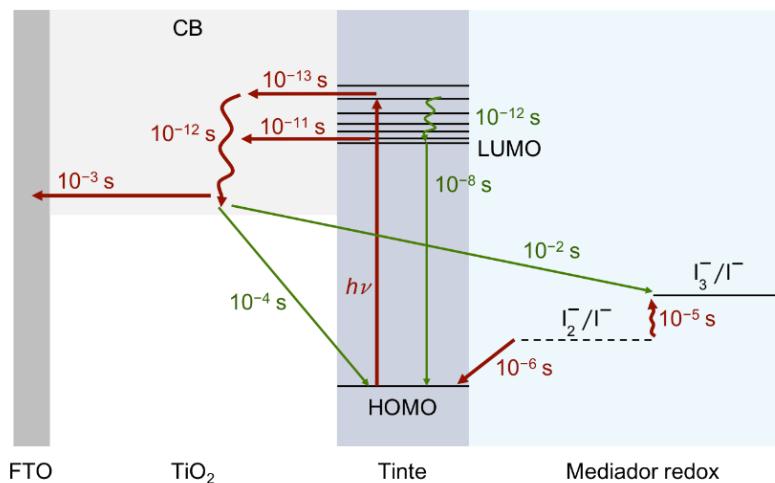


Figura 3. Diagrama de las constantes de tiempo en la transferencia de electrones en una celda DSSC con yoduro/triyoduro como par redox electrolito y rutenio como sensibilizante. Las líneas rojas representan los procesos deseados y las líneas verdes indican los procesos de recombinación, (Hagfeldt et al., 2010).

Por otro lado, es de suma importancia la posición de los niveles energéticos en la interfase semiconductor/tinte/electrolito para el buen funcionamiento de las DSSCs. La fuerza motriz del flujo de carga en el dispositivo solar es la diferencia entre el nivel de Fermi (E_F) y el potencial redox del electrolito; en un semiconductor no degenerado en equilibrio E_F se define según la ecuación (8): (Moser, 2010)

$$E_F = E_{CB} + k_B T \ln \left(\frac{n_{CB}}{N_{CB}} \right) \quad (8)$$

Donde E_{CB} es la energía de borde de la CB, k_B la constante de Boltzmann, T = temperatura, n_{CB} densidad de electrones en la CB y N_{CB} los estados de densidad efectivos de la CB. En condiciones experimentales en oscuridad el nivel de Fermi del TiO_2 es igual al potencial redox del electrolito y no hay un flujo neto de corriente; cuando se coloca bajo iluminación el dispositivo, el E_F sube, la concentración de electrones aumenta en el semiconductor y se obtiene trabajo eléctrico producto de la fuerza motriz de los electrones, (Feldt, 2013; Moser, 2010). Además, la posición del E_{CB} depende de la carga superficial del semiconductor y moléculas dipolares adsorbidas que causan desplazamiento en el E_F , (Hagfeldt et al., 2010).

El transporte de electrones dentro del semiconductor ocurre por un proceso de difusión, es decir, existe un gradiente en la concentración de electrones que genera el transporte (Cao et al., 1996; Könenkamp, 2000), el cual depende de la intensidad de la luz incidente, concentración de electrones y el E_F del TiO_2 . Este transporte se ha explicado según un modelo de trampas múltiples (MT, por sus siglas en inglés), en donde se considera que los electrones están atrapados en estados localizados debajo de la CB del cual solo pueden escapar por activación térmica, (van de Lagemaat & Frank, 2000). Estas trampas se localizan en el interior del óxido, fronteras de granos, interfase TiO_2 /electrolito, entre otros (Figura). El transporte electrónico va a estar influenciado por las características físicas de la película, por ejemplo, una mayor porosidad lleva a más puntos sin salida, es decir, se tienen partículas con menos vecinos donde los electrones podrían recombinarse, (Hagfeldt et al., 2010).

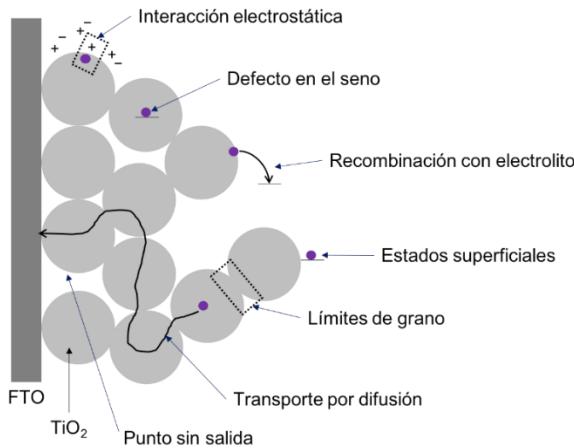


Figura 4. Diagrama de transporte electrónico en el electrodo de TiO_2 mesoporoso, mostrando posibles trampas que ralentizan la difusión, (Hagfeldt et al., 2010).

El transporte del mediador redox es impulsado por difusión debido a que los electrolitos típicos tienen altas conductividades y fuerzas iónicas, de modo que la influencia del campo eléctrico y transporte por migración es despreciable, (Wu et al., 2015). El potencial redox o $E_{\text{F,redox}}$ del electrolito está dado por la ecuación de Nernst (9) en escala de energía (eV) para un proceso de un electrón, (Feldt, 2013).

$$E_{\text{F,redox}} = E_{\text{F,redox}}^{\text{o}} - k_{\text{B}} T \ln \left(\frac{c_{\text{ox}}}{c_{\text{red}}} \right) \quad (9)$$

Donde $E_{\text{F,redox}}^{\text{o}}$ es el potencial formal del par redox y c_{ox} y c_{red} las concentraciones de las especies oxidadas y reducidas, respectivamente.

2.2 Teoría de Marcus para las reacciones de transferencia de carga

La cinética de las reacciones de transferencia de carga se ha explicado según la teoría de Marcus, desarrollada para reacciones de transferencia de electrones (ET, por sus siglas en inglés) de esfera externa, donde se asume que las especies químicas solo cambian su carga debido al salto de un electrón de una especie a otra sin cambios estructurales; posteriormente, se amplió la teoría a reacciones de esfera interna tomando en cuenta cambios en la geometría y distancias de las especies, (Feldt, Lohse, Kessler, Nazeeruddin,

Grätzel, et al., 2013). Según esta teoría, para que ocurra una reacción redox, las especies donadoras y aceptoras deben difundirse entre sí, llevando a la formación de un complejo precursor P, el cual se transforma en un complejo sucesor S después de la transferencia de electrones, (Feldt, 2013). Los estados S y P se describen por curvas de potencial parabólico, (Figura). La velocidad ET (k_{ET}) de acuerdo a la teoría de Marcus, se describe según la ecuación (10), donde H_{AB} es el acoplamiento electrónico; λ_{in} es la energía de reorganización que representa la energía necesaria para transformar la configuración nuclear del reactivo y disolvente en el producto, siendo λ_{in} una suma de dos procesos: el reordenamiento vibracional debido a la ET y la reorganización de la esfera de solvatación; y ΔG^0 la energía libre que acompaña el proceso, (Feldt, Lohse, Kessler, Nazeeruddin, Grätzel, et al., 2013).

$$k_{ET} = \frac{|H_{AB}|^2}{\sqrt{4\pi\lambda_{in}k_B T}} \cdot e^{-\left(\frac{(\Delta G^0 - \lambda_{in})^2}{4\lambda_{in}k_B T}\right)} \quad (10)$$

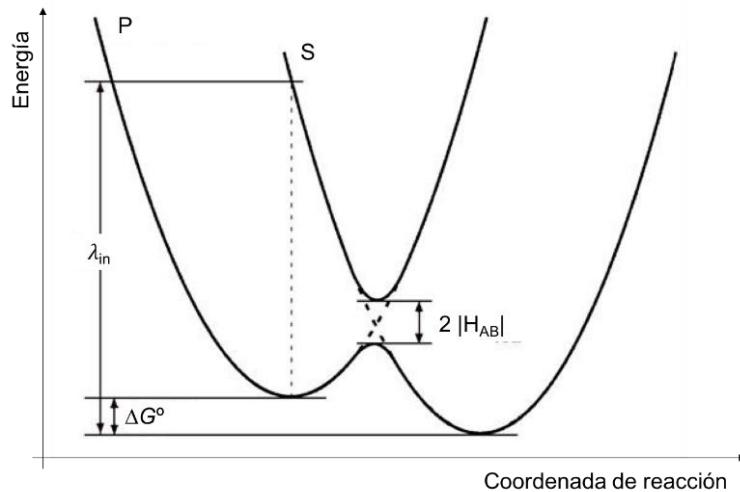


Figura 5. Diagrama de energía de la reacción de transferencia de electrones, según la teoría de Marcus.

De esta forma, se predicen tres regímenes cinéticos (Figura), dependiendo de la fuerza motriz de la reacción, ET (Feldt, 2013): (i) Régimen normal para fuerzas motriz pequeñas ($-\Delta G^0 < \lambda_{in}$) donde el proceso está activado térmicamente y favorecido por un aumento en la fuerza motriz (Figura a); (ii) régimen sin activación ($-\Delta G^0 = \lambda_{in}$) donde no se puede obtener ganancia en la velocidad cambiando la fuerza motriz (Figura b); (iii) régimen

invertido ($-\Delta G^\circ > \lambda_{in}$), donde el proceso se ralentiza al aumentar la fuerza motriz (Figura c). Por tanto, es una ventaja sintetizar complejos con energías de reorganización bajas y potenciales suficientemente positivos para mejorar las eficiencias en los dispositivos optoelectrónicos.

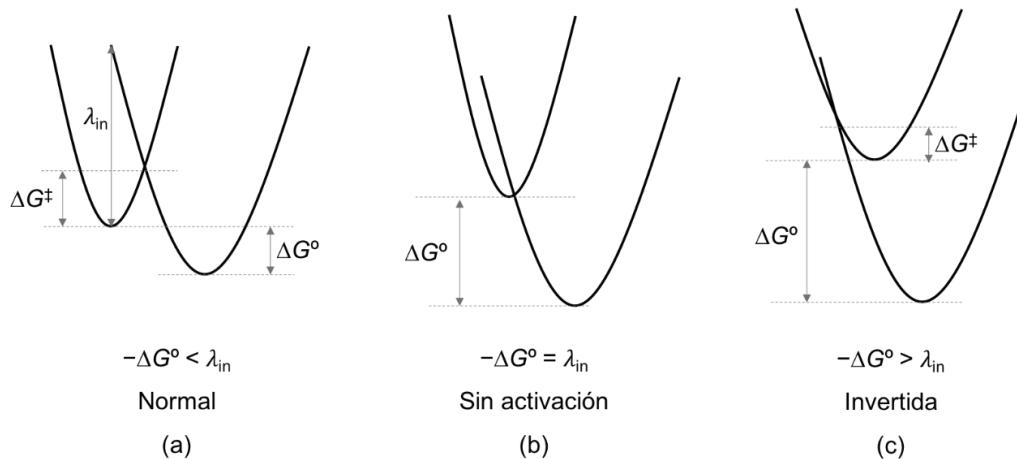


Figura 6. Regímenes de Marcus para reacciones redox, donde ΔG^\ddagger representa la energía de activación del proceso, (Feldt, 2013).

3. La función del electrolito en una DSSC

El electrolito se encarga del transporte de carga entre los electrodos, de la regeneración del tinte y de su auto regeneración durante el ciclo de operación, los cuales influyen en la PCE y la estabilidad a largo plazo de los dispositivos DSSCs, (Hamann & Ondersma, 2011). Las PCE se determinan por los siguientes parámetros fotovoltaicos: la densidad de corriente de corto circuito (J_{SC}), el potencial de circuito abierto (V_{OC}), y un factor de llenado (FF , por sus siglas en inglés). Por tanto, dichas magnitudes son afectadas significativamente según el electrolito a utilizar y, por las interacciones en las interfaces semiconductor/tinte/electrolito/CE, (Cong et al., 2012; Wu et al., 2015). La J_{SC} puede ser influenciada por el transporte del par redox en la celda solar; en cambio, el FF puede ser afectado por el transporte de carga en el electrolito y la habilidad catalizadora de transferir los electrones hacia el componente *OX* del sistema redox por el catalizador depositado en el CE [ver ecuación (4)]; y el V_{OC} se verá repercutido de modo significativo por el potencial redox del electrolito, (Wu et al., 2015). En este contexto, el V_{OC} se define como la diferencia

entre el quasi-nivel de Fermi del TiO_2 (E_F) y el potencial redox (E_{redox}) del electrolito [ecuación (11)] y estará influenciado por varios procesos: el nivel de irradiación, propiedades de la CB según el semiconductor, la eficiencia en la inyección de los electrones del tinte a la CB, la velocidad de pérdida de energía por la recombinación de los fotoelectrones y el potencial redox del electrolito, (Hamann, 2012; Tian & Sun, 2011).

$$V_{\text{OC}} = E_F - E_{\text{redox}} \quad (11)$$

A continuación, se especifican algunas de las características químicas y físicas en el electrolito y los mediadores redox para DSSCs (Hamann, 2012; Tian & Sun, 2011; Wu et al., 2008, 2015): (i) Potencial redox flexible que pueda ajustarse a los niveles energéticos del tinte y, así, minimizar pérdidas debido a la regeneración, (ii) coeficiente de difusión alto (alta conductividad) con buen contacto entre las fases de la capa del semiconductor/tinte y el CE, (iii) comportamiento dual que permita una rápida regeneración del tinte y, al mismo tiempo, una velocidad lenta de recombinación, (iv) no exhibir una absorción significativa en la región visible (coeficiente de extinción molar (ε) bajo) para evitar competitividad con la absorción del tinte, (v) estabilidad química, térmica, óptica, electroquímica e interfacial (que no cause la desorción o degradación del tinte). Los electrolitos para DSSCs se clasifican en tres categorías: líquidos, quasi-sólidos y sólidos, en esta revisión bibliográfica solo se discutirán los electrolitos líquidos, los cuales tienen tres componentes: El disolvente, el mediador redox y los aditivos (por ejemplo: bis(trifluorometanosulfonimida) de litio (LiTFSI) y 4-*tert*-butilpiridina, *t*-BP).

4. Mediadores redox en el electrolito

El par redox I^-/I_3^- ha sido ampliamente estudiado desde el inicio de las DSSCs, el cual muestra una rápida regeneración del tinte y una recombinación lenta, buena solubilidad, alta conductividad y una penetración favorable en los poros del semiconductor, (Boschloo & Hagfeldt, 2009). Con este sistema se ha alcanzado una PCE de hasta 12.4 % (Zeng et al., 2020; Zou et al., 2022). Sin embargo, el I^-/I_3^- ha mostrado ser corrosivo a los sellantes utilizados en las DSSCs, lo que dificulta el ensamblaje y sellado de dispositivos con mayores

áreas. Adicionalmente, dichas especies presentan una alta presión de vapor que provoca una rápida evaporación, y absorben en la región visible del espectro electromagnético. Como resultado, se tiene una disminución en la fotocorriente (Wu et al., 2015). Lo anterior limita la posibilidad de aumentar el V_{OC} , y genera un desajuste o pérdida de potencial (aproximadamente 0.8 V) entre el potencial redox de un tinte típico (~1.1 V vs. Electrodo Normal de Hidrógeno, NHE, por sus siglas en inglés) y el potencial del I^-/I_3^- (~0.3 V vs. NHE), (Cong et al., 2012; Hamann, 2012; Tian & Sun, 2011). También, el mecanismo de regeneración procede por procesos complejos de transferencia de cargas múltiples, en los cuales se pierde más potencial en el dispositivo fotovoltaico, (Boschloo & Hagfeldt, 2009). Según la teoría de Marcus, es posible requerir de una fuerza motriz para la regeneración rápida del tinte de 0.2 – 0.3 eV para reacciones de ET de un electrón. Por lo tanto, los pares redox de un electrón ofrece una vía de regeneración directa y menos energética, los cuales permiten obtener valores altos de V_{OC} , (Vlachopoulos et al., 2018). Lo anterior ha llevado al desarrollo de nuevos electrolitos, con potenciales redox más positivos que permitan obtener mayores V_{OC} y, por ende, mejores PCE. Se han investigado diversos mediadores redox, incluyendo parejas inorgánicas de halógenos como Br^-/Br_3^- , (Wang et al., 2005) pseudohalógenos $SeCN^-/[SeCN]_3^-$, (Wang et al., 2004) $SCN^-/[SCN]_3^-$, (Oskam et al., 2001) compuestos orgánicos como T_2/T^- (Figura a), (Wang et al., 2010), hidroquinonas/benzoquinonas ThymHQ/ThymBQ (Figura b), (Flores-Díaz et al., 2018) y complejos de metales de transición de un electrón como $Fe(bpy)_3^{3+/2+}$ ($bpy = 2,2'$ -bipiridina) (Figura c) el cual presenta el mayor potencial de circuito abierto reportado ($V_{OC} = 1.4$ V), (Rodrígues et al., 2018) y compuestos de $Co(II/III)$ y $Cu(I/II)$. Notablemente, los dos últimos complejos reportan las mejores eficiencias en DSSC y, por tanto, son los más aplicados en esta área de investigación.

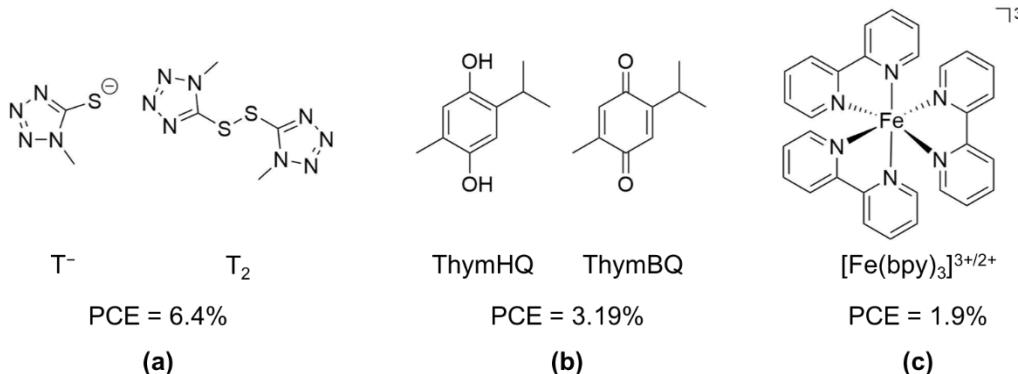


Figura 7. Compuestos como pares redox: orgánicos (a) T_2/T^- , (b) ThymHQ/ThymBQ y complejo de transición (c) $[\text{Fe}(\text{bpy})_3]^{3+/2+}$.

5. Mediadores redox de cobalto en DSSCs

Nusbaumer *et al.* (2001) reportaron el primer complejo de cobalto para DSSCs, utilizando $[\text{Co}(\text{dbbip})_2]^{3+/2+}$ (dbbip = 2,6-bis(1'-butilbenzimidazol-2'-il)piridina) (Figura a); PCE = 2.2 %; sin embargo, el complejo presenta problemas de difusión dentro de la celda DSSC, limitando así su funcionamiento. Posteriormente, el mayor avance se dio con la introducción de tintes orgánicos con valores altos de ε , Feldt *et al.* (2010), utilizando $[\text{Co}(\text{bpy})_3]^{3+/2+}$ (Figura b) como mediador redox y D35 (Figura a) como tinte, (PCE = 6.7 % y $V_{\text{OC}} = 0.92$ V). Con el uso de dicho tinte orgánico con grupos voluminosos, los procesos de recombinación disminuyen y favorecen el transporte de masa. Mientras que con el tinte orgánico Y123 (Figura b), Tsao *et al.* (2012) se obtiene una PCE = 8.8 % con el complejo $[\text{Co}(\text{bpy})_3]^{3+/2+}$. Posteriormente, Grätzel y colaboradores sintetizaron el tinte tipo D- π -A, YD2-*o*-C8 (Figura c) diseñado para retardar la velocidad de recombinación de los electrones en la CB del TiO_2 con el electrolito $[\text{Co}(\text{bpy})_3]^{3+/2+}$, y se obtuvo un fotovoltaico alto cercano a 1 V. De esta manera, la cosensibilización con Y123 (Figura b) amplia el ámbito de absorción del dispositivo DSSCs, con un notable PCE = 12.3 % (Yella *et al.*, 2011). Luego, Mathew *et al.* (2014) diseñaron un tinte porfirínico SM315 (Figura d), el cual maximiza la compatibilidad con el par redox $[\text{Co}(\text{bpy})_3]^{3+/2+}$ y mejora las propiedades de absorción de luz en el dispositivo, con lo que se alcanzó una PCE = 13 % y un $V_{\text{OC}} = 0.91$ V. Hanaya y colaboradores han reportado, hasta el presente, la mejor PCE en la literatura de 14.3 %, con un mediador redox $[\text{Co}(\text{phen})_3]^{3+/2+}$.

(phen = 1,10-fenantrolina, Figura c), (Kakiage et al., 2015). En este caso, se aprovechó la cosensibilización de las moléculas del tinte ADEKA-1 (Figura e) con grupos de anclaje alcoxisilil y LEG4 con grupos de anclaje con carboxilato. También se han preparado complejos de cobalto con ligandos polidentados hexacoordinantes que presentan una cavidad pre-organizada y rígida, con lo cual se restringen los cambios conformatacionales y disminuyen las energías de reorganización durante el proceso de oxidación de Co(II) a Co(III), (Feldt, Lohse, Kessler, Nazeeruddin, Gratzel, et al., 2013). Otros ejemplos relevantes han sido sintetizados por Bach y colaboradores (Kashif et al., 2013) con la composición química $\text{Co}(\text{bpyPY4})^{3+/2+}$ (bpyPY4 = 6,6'-bis(1,1-di(piridin-2-il)etil)-2,2'-bipiridina) (Figura d), y Freitag *et al.* (2016) con $[\text{Co}(\text{ttb})]^{3+/2+}$ (ttb = 5,5'',5''''-((2,4,6-trietilbenzeno-1,3,5-triil)tris(etano-2,1-diil))tri-2,2'-bipiridina) (8e); con valores de PCE de 8.3 y 6.9 %, respectivamente.

No obstante, los complejos de cobalto han presentado problemas de estabilidad a largo plazo (Gao et al., 2014), un transporte de masa lento en la disolución del electrolito debido a su tamaño voluminoso (Heiniger et al., 2014) y una alta energía de reorganización interna durante el cambio redox de $\text{Co}^{2+} d^7$ (espín alto) a $\text{Co}^{3+} d^6$ (espín bajo), como consecuencia, se limita la fuerza motriz para la regeneración del tinte por parte del electrolito, (Mosconi et al., 2012). Se ha reportado una fuerza motriz de 0.23 eV para complejos de cobalto con un rendimiento del 93 % en la regeneración del tinte (Yum et al., 2012), lo que conduce a pérdidas en el fotovoltaico y, por ende, en las eficiencias de los dispositivos PV, (Fagnani et al., 2024). Por otro lado, nuevos enfoques han llevado a investigar la goma de xantano (polisacárido) para la generación de un hidrogel para un electrolito acuoso de cobalto, $\text{Co}(\text{bpy-pz})^{3+/2+}$ (bpy = bipiridina; pz = pirazol), el valor de PCE supera el 4%; es importante resaltar que dicho dispositivo representa un ejemplo de una celda cuasi acuosa en estado sólido (a-DSSC), (Galliano et al., 2021).

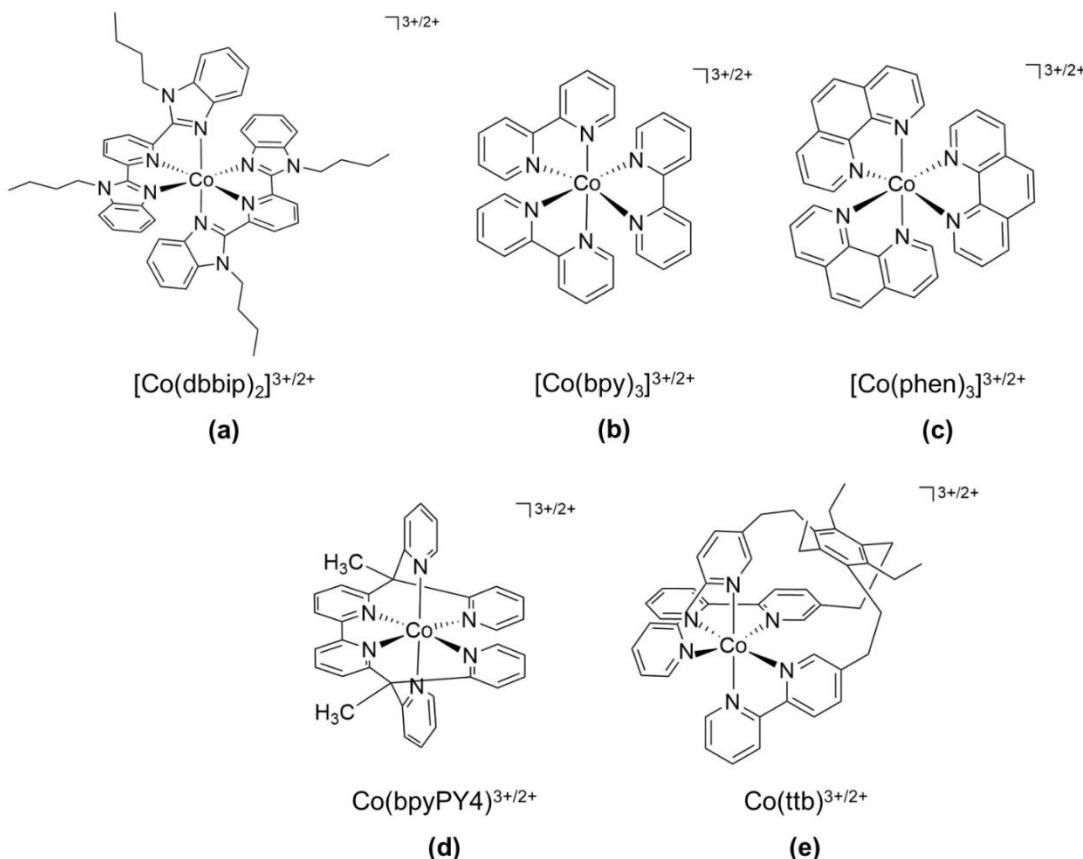


Figura 8. Compuestos de Co(II/III) como mediadores redox en DSSCs. (a) $[\text{Co}(\text{dbbip})_2]^{3+/2+}$. (b) $[\text{Co}(\text{bpy})_3]^{3+/2+}$. (c) $[\text{Co}(\text{phen})_3]^{3+/2+}$. (d) $[\text{Co}(\text{bpyPY4})]^{3+/2+}$. (e) $[\text{Co}(\text{ttb})]^{3+/2+}$.

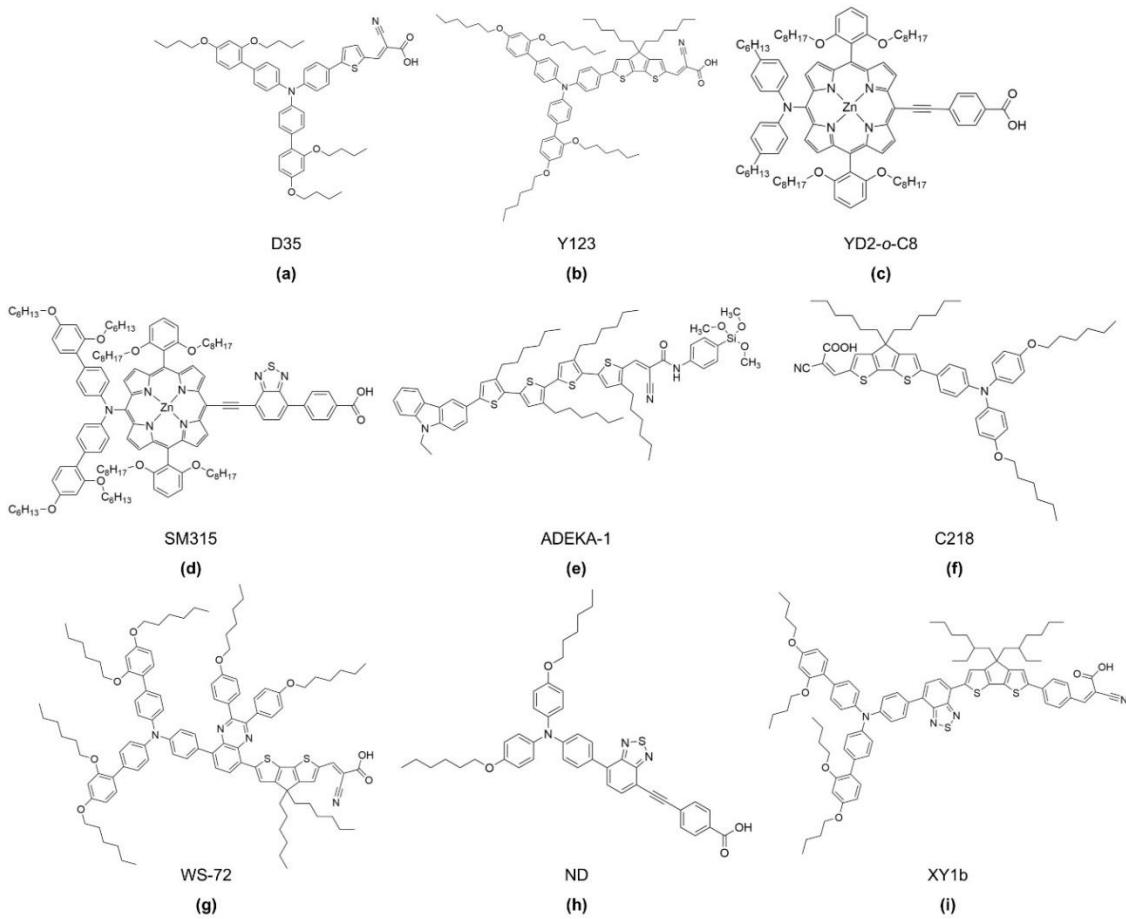


Figura 9. Estructuras de los tintes (a) D35, (b) Y123, (c) YD2-o-C8, (d) SM315, (e) ADEKA-1, (f) C218, (g) WS-72, (h) ND, (i) XY1b.

6. Mediadores redox de cobre en DSSCs

Los complejos de cobre(I/II) han mostrado resultados interesantes como mediadores redox en el electrolito para DSSCs. En ese sentido, se han alcanzado valores altos de fotovoltaje y buenos rendimientos totales en los dispositivos DSSCs. Dichos resultados se basan en la introducción de ligandos con impedimento estérico (contribución cinética) para la formación de complejos de Cu(I) y Cu(II) con geometrías relativamente similares (tetraédricas distorsionadas), que minimizan la energía interna de reorganización durante el proceso de oxidación Cu(I) a Cu(II). Como resultado, se han obtenido eficiencias altas en la regeneración del tinte, acompañado de altos potenciales de circuito abierto. Como se muestra en la Figura 1, los compuestos de cobre requieren una fuerza motriz baja

(aproximadamente 100 mV) para la regeneración de las moléculas de tintes orgánicos habituales, a diferencia de los sistemas redox $\text{Co}(\text{II}/\text{III})$ y I^-/I_3^- , en donde existe una pérdida de potencial que impacta la obtención de $V_{\text{OC}} > 1 \text{ V}$ y, como consecuencia, se afecta la eficiencia de los dispositivos, (Pradhan et al., 2018).

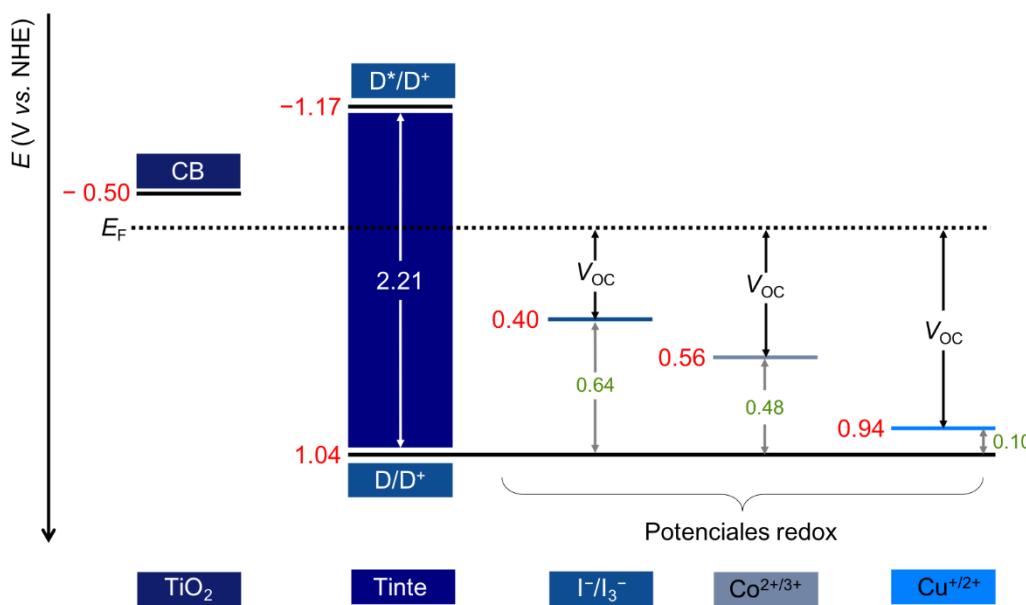


Figura 1. Representación de los niveles energéticos en el semiconductor TiO_2 , un tinte orgánico (LEG4) y tres mediadores redox diferentes (I^-/I_3^- , $\text{Co}^{2+}/\text{Co}^{3+}$, $\text{Cu}^{1+}/\text{Cu}^{2+}$). Los datos en color verde representan la fuerza motriz para la regeneración del tinte y los correspondientes en rojo los niveles energéticos o potenciales redox de los componentes, (Pradhan et al., 2018).

Los compuestos de cobre como pares redox fueron introducidos por Fukuzumi y colaboradores (Hattori et al., 2005), al reportar el complejo $[\text{Cu}(\text{dmp})_2]^{1+/\text{2}+}$ (dmp = 2,9-dimetil-1,10-fenantrolina) (Figura 2a), donde la estructura tetragonal distorsionada de ambas especies provee una baja energía de reorganización (PCE = 1.4 %, tinte N719). Dicho sistema fue mejorado por Bai et al. (2011), con la introducción del tinte C218 (Figura f) con lo que se alcanzó una PCE = 7.0 % y un $V_{\text{OC}} = 932 \text{ mV}$. Posteriormente, Freitag et al. (2016) utilizaron LEG4 como molécula de tinte y $[\text{Cu}(\text{dmp})_2]^{1+/\text{2}+}$ como mediador redox (PCE = 8.3 %, $V_{\text{OC}} = 1020 \text{ mV}$). Estos parámetros fotovoltaicos superan el mediador redox $[\text{Co}(\text{bpy})_3]^{3+/\text{2}+}$ utilizado como referencia. Los autores atribuyen su buen funcionamiento al

potencial de reducción más positivo (0.94 V vs. NHE), a la pequeña fuerza motriz (0.2 eV) y al tiempo de vida (1.3 μ s) para la regeneración del tinte por parte del Cu(I). Asimismo, Saygili *et al.* (2016) investigaron los complejos $[\text{Cu}(\text{dmp})_2]^{1+/2+}$, $[\text{Cu}(\text{dmby})_2]^{1+/2+}$ (dmby = 6,6'-dimetil-2,2'-bipiridina) (Figura 2b) y $[\text{Cu}(\text{tmby})_2]^{1+/2+}$ (tmby = 4,4',6,6'- tetrametil-2,2'-bipiridina) (Figura 2c) en combinación con el tinte Y123 (Figura b). Las posiciones 6, 6' y 2, 9 con grupos metilo en los derivados de las moléculas bipiridina y fenantrolina, respectivamente, previenen una geometría plano-cuadrada en la especie Cu^{2+} que induce a una geometría tetagonal distorsionada, mientras que con los iones Cu^+ , los ligandos se ubican en forma casi perpendicular en una geometría tetraédrica distorsionada. Lo anterior permite mantener la geometría de coordinación en los centros metálicos durante los cambios de oxidación, minimizando así la energía de reorganización y generando una rápida regeneración del tinte y baja fuerza motriz. Los valores de PCE son 10.3, 10.0 y 10.3 % para los complejos $[\text{Cu}(\text{tmby})_2]^{1+/2+}$, $[\text{Cu}(\text{dmby})_2]^{1+/2+}$ y $[\text{Cu}(\text{dmp})_2]^{1+/2+}$; respectivamente, con $V_{\text{OC}} > 1$ V, siendo $[\text{Cu}(\text{tmby})_2]^{1+/2+}$ el que mostró la mayor fotocorriente ($J_{\text{SC}} = 15.53$ mA cm $^{-2}$), (Saygili *et al.*, 2016).

Por otro lado, una característica interesante en estos dispositivos se presenta cuando se evapora lentamente el disolvente del electrolito que contiene el par redox $[\text{Cu}(\text{dmp})_2]^{1+/2+}$, dando como resultado un dispositivo DSSC que continúa funcionando con una PCE = 8.2 % y mantiene un alto $V_{\text{OC}} = 1010$ mV, de modo que se transforma en una DSSC en estado sólido (ssDSSC, por sus siglas en inglés). La mezcla sólida anterior funciona como un material conductor de huecos (HTM, por sus siglas en inglés). Estos dispositivos ssDSSC de cobre se conocen coloquialmente como tipo zombi, ya que vuelven a funcionar después de estar inactivas, (Freitag *et al.*, 2015). Siguiendo este mismo concepto, Cao *et al.* (2017), utilizaron $[\text{Cu}(\text{tmby})_2]^{1+/2+}$ como HTM (a partir de la evaporación lenta del disolvente en el dispositivo) y Y123 como tinte en una celda DSSC tipo zombi (PCE = 11.0 % y $V_{\text{OC}} = 1080$ mV).

Debido a los resultados llamativos del par redox $[\text{Cu}(\text{tmby})_2]^{1+/2+}$, se ha empleado con distintos tintes y/o configuraciones de dispositivos que buscan mejorar los parámetros

fotovoltaicos. Por ejemplo, con el tinte WS-72 (Figura g), Zhang *et al.* (2018) se reportó un aumento en el V_{OC} hasta 1.10 V con una PCE = 11.6 %; Hagfeldt y colaboradores (Ferdowsi *et al.*, 2018) emplearon ND (Figura h) como sensibilizante y alcanzaron una PCE de 7.15 %; Kavan y colaboradores emplearon como CE una mezcla de platino y grafeno, superando el rendimiento de otros catalizadores para cobre, como PEDOT o Pt, con lo que se alcanzó una PCE = 9.5 %, (Kavan, Krysova, *et al.*, 2017).

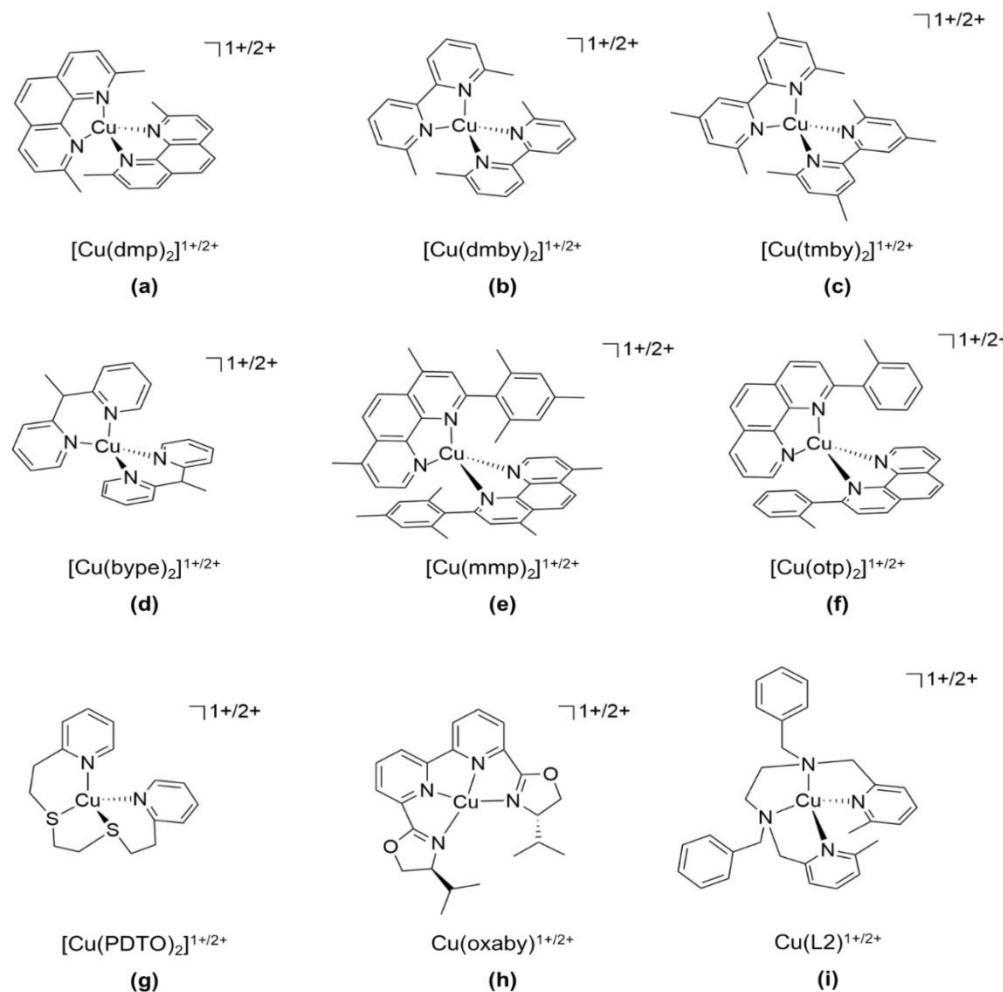


Figura 2. Complejos de cobre(I/II) como mediadores redox. (a) $[\text{Cu(dmp)}_2]^{1+/2+}$. (b) $[\text{Cu(dmby)}_2]^{1+/2+}$. (c) $[\text{Cu(tmby)}_2]^{1+/2+}$. (d) $[\text{Cu(bpye)}_2]^{1+/2+}$. (e) $[\text{Cu(mmp)}_2]^{1+/2+}$. (f) $[\text{Cu(otp)}_2]^{1+/2+}$. (g) $\text{Cu(PDTO)}^{2+/1+}$. (h) $\text{Cu(oxabpy)}^{2+/1+}$. (i) $\text{Cu(L2)}^{2+/1+}$

Es relevante destacar el trabajo realizado por Freitag *et al.* (2017), quienes emplearon las

moléculas de tintes D35 (Figura a) y XY1 y $[\text{Cu(tmby)}_2]^{1+/2+}$ como mediador redox en el electrolito en condiciones de luz interior (intensidad de 1000 lux), alcanzando una PCE = 28.9 %, y una potencia de $P = 88.5 \mu\text{W cm}^{-2}$, el cual podría proporcionar la energía suficiente para mantener equipos de bajo consumo con la electricidad que provee un bombillo de uso interior. Cao et al. (2018), diseñaron una nueva arquitectura en los dispositivos DSSC utilizando $[\text{Cu(tmby)}_2]^{1+/2+}$ como mediador redox, de modo que, para disminuir los problemas asociados con la difusión en el seno de la disolución, no se empleó un espaciador entre el WE y el CE, es decir, el dispositivo presentó contacto directo entre el TiO_2 (WE) y el PEDOT (CE), de forma que el transporte de carga ocurra dentro de la estructura mesoporosa del semiconductor. Con la cosensibilización con los tintes Y123 (Figura b) y XY1b (Figura i) se obtuvo una PCE récord de 13.1 % para sistemas con cobre. Además, en condiciones de luz interior se consiguió un notable PCE = 31.8 %, que supera en dichas condiciones a otros tipos de dispositivos PV, (Pradhan et al., 2018). Kloo y colaboradores estudiaron como pareja redox $[\text{Cu(bpye)}_2]^{1+/2+}$ ($\text{bpye} = 1,1\text{-bis}(2\text{-piridil})\text{ etano}$) (Figura 2d), donde su menor tamaño molecular llevó a una mayor difusión y un mejor transporte de carga, la rápida regeneración del tinte LEG4 por parte del mediador redox permitió alcanzar valores altos de photocorrientes y PCE = 9.0 %, (Cong et al., 2016).

Por otro lado, los complejos con ligandos fenantrolina con distintos grupos voluminosos en las posiciones 2 y/o 9 favorecen la disminución de la energía de reorganización, con lo cual se mantiene una geometría similar entre los centros metálicos de Cu(I) y Cu(II). Así, Magni et al. (2016), sintetizaron el par redox $[\text{Cu(mmp)}_2]^{1+/2+}$ ($\text{mmp} = 2\text{-mesitil-4,7-dimetil-1,10-fenantrolina}$) (Figura 2e), el cual se utilizó en dispositivos DSSCs en conjunto con el tinte G3 (Figura 3a); valor de PCE = 4.4 %. En este caso, la alta eficiencia en la colección de electrones permitió una cinética rápida de regeneración del tinte asociado con la transferencia de carga por el Cu(I), mientras que con el uso de un tinte porfirínico Zn-D1 (Figura 3b) se obtuvo un menor PCE de 3.7 %, lo cual se atribuye a una posible agregación del tinte dentro de la celda solar, (Colombo et al., 2017). Con el uso de $[\text{Cu(otp)}_2]^{1+/2+}$ ($\text{otp} = 2\text{-(}o\text{-tolil)\text{-1,10-}$

fenantrolina) (Figura 2f) en el electrolito y G3 como tinte se llegó a una PCE = 6.0%, dicho resultado se asocia nuevamente con la menor energía de reorganización durante el proceso redox Cu(I) a Cu(II), (Benazzi et al., 2018). Sin embargo, estos derivados de fenantrolina tienen el inconveniente de una baja solubilidad en acetonitrilo, lo que limita el ámbito de concentraciones, también un gran tamaño molecular que puede generar coeficientes de difusión bajos.

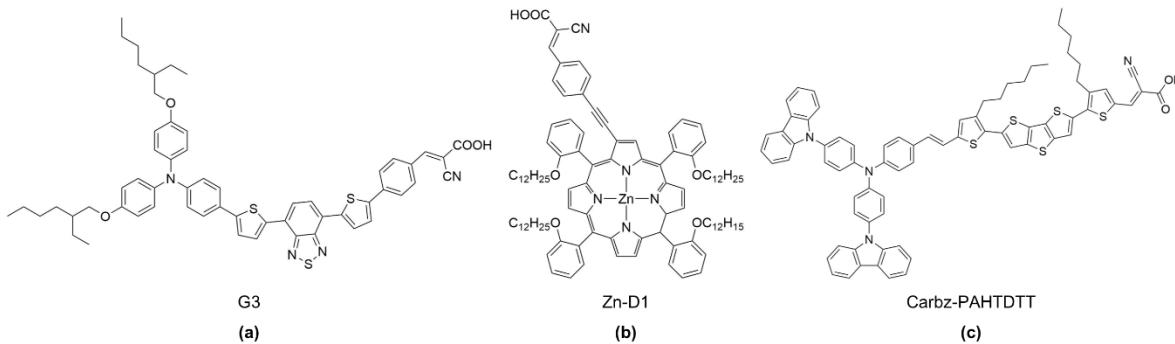


Figura 3. Tintes utilizados en combinación con mediadores redox de cobre(I/II) en el electrolito. (a) G3, (b) Zn-D1, (c) Carbz-PAHTDTT.

Consecuentemente, los compuestos de cobre(II) tienen la preferencia a coordinarse con bases de Lewis (*e. g.* *t*-BP) (Saygili et al., 2018) o contraiones fuertemente coordinantes (*e. g.* iones cloruro (Kavan, Saygili, et al., 2017; Magni et al., 2014), generando complejos pentacoordinados que alteran la cinética de transferencia de carga como consecuencia del aumento en la energía interna de reorganización. Hupp *et al.* (2016) demostraron la formación de complejos del tipo $[\text{Cu}(\text{TBP})_{4+x}(\text{CH}_3\text{CN})_y]^{2+}$, al emplear Cu(PDTO)^{2+/1+} (PDTO = 1,8-bis(2-piridil)3,6-ditiooctano) (Figura 2g) como electrolito, Carbz-PAHTDTT (Figura 3c) como tinte y *t*-BP como aditivo, lo que influyó negativamente en la regeneración del tinte, debido a pérdidas en el potencial por la transferencia de electrones entre una estructura de Cu(I) tetracoordinada hacia una estructura penta o hexacoordinada en el Cu(II), (Hoffeditz et al., 2016). Igualmente, se han sintetizado complejos con ligandos tetradentados que restringen los arreglos geométricos entre los estados de oxidación que impiden el intercambio o inserción de nuevos ligandos. Para los sistemas redox

$[\text{Cu}(\text{oxabpy})]^{2+/1+}$ (oxabpy = 6,6'-bis(4-(S)-isopropil-2-oxazolinil)-2,2'-bipiridina), (Michaels et al., 2018) (Figura 2h) y $\text{Cu}(\text{L2})^{2+/1+}$ (L2 = N,N'-dibencil-N,N'-bis(6-metilpiridin-2-ilmetil)etilendiamina) (Hu et al., 2018) (Figura 2i) con el tinte Y123 se obtuvo una PCE de 6.2 y 9.2 %, respectivamente. Ambos compuestos presentan potenciales de reducción menos positivos que limitan el fotovoltaico y afectan la eficiencia de conversión de energía. Recientemente, los complejos de Cu han registrado una PCE de 15,2% con un V_{OC} más alto de 1 V obtenido bajo la irradiación simulada de 1 sol utilizando un par redox $[\text{Cu}(\text{tmby})^{2+}]^+ / [\text{Cu}(\text{tmby})_2]^{2+}$ con colorantes orgánicos cosensibilizados, (Ren et al., 2023). Se ha reportado el estudio de complejos de cobre con ligandos bipiridina modificados con grupos alcóxidos: $[\text{Cu}(\text{moby})_2]^{2+/+}$ (moby = 6,6'-bis(metoximetil)-2,2'-bipiridina) y $[\text{Cu}(\text{eoby})_2]^{2+/+}$ (eoby = 6,6'-bis(etoximetil)-2,2'-bipiridina). Tales modificaciones estructurales incrementan la solubilidad y suprimen la recombinación de carga, dando como resultado para ambos complejos valores de PCE por arriba del 10%, (Yang et al., 2021). Avances recientes han explorado también los complejos de cobre con bipiridinas modificadas con la composición química $[\text{Cu}(\text{dmodmbp})_2]^{+/2+}$ (dmodmbp = 4,4'-dimetoxi-6,6'-dimetil-2,2'-bipiridina) con una molécula tinte DA2 con características donador- π -aceptor (D- π -A) con los objetivos de evitar la coordinación y los efectos de degradación del aditivo *t*-BP en el electrolito, así como minimizar las pérdidas en el factor de llenado en los dispositivos DSSCs. En efecto, se alcanzaron valores de PCE de 10.2% y FF = 76.4%, además de una notable fotoestabilidad, donde ensayos por más de 95 días demostraron que se conserva 88% del valor inicial de PCE, (Chen et al., 2024). También, la introducción de ligandos pentacoordinados polipiridínicos han producido complejos de cobre como $[\text{Cu}(\text{PY4PZMe}_2)]^{2+/+}$ (PY4PZMe₂ = 2,6-bis(1,1'-di(piridin-2-il)etil)pirazina) y $[\text{Cu}(\text{PY5Me}_2)]^{2+/+}$ (2,6-bis(1,1-bis(2-piridil)-etil)piridina) que se ensayaron con los tintes orgánicos XY1b y Y123, dando como resultado PCE bajo iluminación de baja intensidad de potencia (4.7 W/m²) de 11.4 y 21.2%, respectivamente, (Devdass et al., 2025). Asimismo, la incorporación de láminas micro nano de MXenes de Ti₃C₂ (compuestos bidimensionales) para duplas redox de cobre $[\text{Cu}^{I/II}(\text{dmp})_2](\text{TFSI})_{1/2}$ en DSSCs son novedosos ya que mejoran

significativamente el transporte de carga y decrecen la recombinación (PCE = 7.45%), (Khazraei et al., 2025).

Conclusiones

Mediante esta revisión de la literatura, se ha demostrado la importancia que tienen los mediadores redox de $\text{Co}^{\text{II/III}}$ y $\text{Cu}^{\text{I/II}}$ a través del electrolito en los procesos de transferencia de carga entre los electrodos, regeneración del tinte y propia regeneración en los dispositivos DSSCs. En dichos complejos, además de la energía de reorganización que modula el potencial redox, la interacción de todos los componentes dentro de un dispositivo DSSCs influyen en su funcionamiento. También, la selección cuidadosa de los ligandos puede conservar una geometría similar entre los complejos, de modo que disminuya la energía de reorganización durante el proceso de transferencia de carga, lo que permite una mayor rapidez en la regeneración del tinte y fuerza motriz menor. Por ejemplo, los ligandos mostrados en los complejos de Cu pueden ajustar el potencial redox a valores más positivos ($V_{\text{OC}} > 1 \text{ V}$), además, su tamaño molecular más pequeño (en comparación con los de cobalto) resulta en constantes de difusión más altas en condiciones de simulación del espectro solar (1 sol) y luz difusa o luz interior de menor intensidad. En cuanto a los complejos de cobalto como mediadores redox, presentan reacciones ET de esfera externa de un electrón y potenciales redox más positivos y ajustables a partir de los ligandos que mejoran el V_{OC} y el rendimiento de los dispositivos DSSCs. Asimismo, el centro metálico de cobalto exhibe geometrías octaédricas con absorciones despreciables en la región visible del espectro electromagnético debido a transiciones $d-d$ con coeficientes de extinción molar bajos ($1-10 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$). De esa manera, se mejoran las photocorrientes en comparación con I^-/I_3^- .

Por ende, el diseño y síntesis de mediadores redox con diversos ligandos para el electrolito son de suma relevancia para la modulación de la esfera de coordinación y los potenciales de oxidación. También, el desarrollo de mediadores redox para la generación de electrolitos en estado sólido abre una nueva ventana de investigación. Lo anterior pone de manifiesto la capacidad de estos mediadores redox como componentes claves en los

electrolitos en celdas sensibilizadas con tintes. A manera de tendencias futuras, es posible expandir la investigación de pares redox tanto de Co como de Cu con un análisis más sistemático preparando otros complejos que representen un compromiso entre la implementación atípica de ligandos iónicos (por ej. ligandos monoaniónicos como β -dicetiminatos y β -cetoiminatos) con estructuras más tradicionales similares a la bipiridina o sistemas polipiridínicos. Igualmente se podría realizar una serie de pares redox con diferente carga neta y, así, determinar si la mejor ruta es continuar con el arquetipo tradicional o si modificaciones en esta propiedad funciona como estrategia viable para disminuir la recombinación con los electrones en el semiconductor, siendo provechoso para el futuro diseño de este tipo de electrolitos. Finalmente, la síntesis de polímeros de coordinación que contengan cobalto o cobre también podrían ser de interés, ya que resultarían en compuestos de baja dimensionalidad con potenciales propiedades mejoradas de conductividad eléctrica.

Agradecimiento

Los autores agradecen al Centro de Investigación en Electroquímica y Energía Química (CELEQ-UCR), a la Escuela de Química (UCR) y a la Vicerrectoría de Investigación (UCR) por el generoso apoyo a la investigación. También estamos en deuda con nuestros compañeros de trabajo, cuyos nombres se citan en las referencias, por sus contribuciones intelectuales y experimentales, especialmente, a Jose A. Solera Rojas y Felipe A. Vinocour Pacheco por la preparación de los esquemas y figuras.

Referencias

Bai, Y., Yu, Q., Cai, N., Wang, Y., Zhang, M., & Wang, P. (2011). High-efficiency organic dye-sensitized mesoscopic solar cells with a copper redox shuttle. *Chemical Communications*, 47(15), 4376–4378.
<https://doi.org/10.1039/c1cc10454c>

Benazzi, E., Magni, M., Colombo, A., Dragonetti, C., Caramori, S., Bignozzi, C. A., Grisorio, R., Suranna, G. P., Cipolla, M. P., Manca, M., & Roberto, D. (2018). Bis(1,10-phenanthroline) copper complexes with tailored molecular architecture: from electrochemical features to application as redox mediators in dye-sensitized solar cells. *Electrochimica Acta*, 271, 180–189.
<https://doi.org/10.1016/j.electacta.2018.03.103>

Benesperi, I., Michaels, H., & Freitag, M. (2018). The researcher's guide to solid-state dye-sensitized solar

cells. *Journal of Materials Chemistry C*, 6(44), 11903–11942. <https://doi.org/10.1039/c8tc03542c>

Boschloo, G., & Hagfeldt, A. (2009). Characteristics of the iodide/triiodide redox mediator in dye-sensitized solar cells. *Accounts of Chemical Research*, 42(11), 1819–1826. <https://doi.org/10.1021/ar900138m>

Cao, F., Oskam, G., Meyer, G. J., & Searson, P. C. (1996). Electron Transport in Porous Nanocrystalline TiO₂ Photoelectrochemical Cells. *The Journal of Physical Chemistry*, 100(42), 17021–17027. <https://doi.org/10.1021/jp9616573>

Cao, Y., Liu, Y., Zakeeruddin, S. M., Hagfeldt, A., & Grätzel, M. (2018). Direct Contact of Selective Charge Extraction Layers Enables High-Efficiency Molecular Photovoltaics. *Joule*, 2(6), 1108–1117. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2018.03.017>

Cao, Y., Saygili, Y., Ummadisingu, A., Teuscher, J., Luo, J., Pellet, N., Giordano, F., Zakeeruddin, S. M., Moser, J. E., Freitag, M., Hagfeldt, A., & Grätzel, M. (2017). 11% efficiency solid-state dye-sensitized solar cells with copper(II/I) hole transport materials. *Nature Communications*, 8, 15390. <https://doi.org/10.1038/ncomms15390>

Chen, Y-H., Chen, Ch-Ch., Nguyen, V. S., Jiang, X-T., Chen, Y-D., Li, M-Y., Chen, S-Y., Wei, T-C., & Yeh, C-Y. A stable copper-modified bipyridine mediator for highly efficient dye-sensitized solar cells. *Cell Reports Physical Science*, 5, 102159. <https://doi.org/10.1016/j.xcrp.2024.102159>

Colombo, A., Di Carlo, G., Dragonetti, C., Magni, M., Orbelli Biroli, A., Pizzotti, M., Roberto, D., Tessore, F., Benazzi, E., Bignozzi, C. A., Casarin, L., & Caramori, S. (2017). Coupling of Zinc Porphyrin Dyes and Copper Electrolytes: A Springboard for Novel Sustainable Dye-Sensitized Solar Cells. *Inorganic Chemistry*, 56(22), 14189–14197. <https://doi.org/10.1021/acs.inorgchem.7b02323>

Cong, J., Kinschel, D., Daniel, Q., Safdari, M., Gabrielsson, E., Zou, H., Svensson, P. H., Sun, L., & Kloo, L. (2016). Bis(1,1-bis(2-pyridyl)ethane)copper(I/II) as an efficient redox couple for liquid dye-sensitized solar cells. *Journal of Materials Chemistry A*, 4(38), 14550–14554. <https://doi.org/10.1039/c6ta06782d>

Cong, J., Yang, X., Kloo, L., & Sun, L. (2012). Iodine/iodide-free redox shuttles for liquid electrolyte-based dye-sensitized solar cells. *Energy and Environmental Science*, 5(11), 9180–9194. <https://doi.org/10.1039/c2ee22095d>

Devdass, A., Watson, J., Zeller, M., Delcamp, J. H., & Jurss, J. W. (2025). Copper-Based Redox Shuttles Supported by Pentadentate Ligands for Dye-Sensitized Solar Cells with Enhanced Efficiencies under Low-Light Conditions. *ACS Appl. Energy Mater. ASAP*. <https://doi.org/10.1021/acsaelm.5c00998>

Di Carlo, G., Biroli, A. O., Tessore, F., Caramori, S., & Pizzotti, M. (2018). 8-Substituted ZnII porphyrins as dyes for DSSC: A possible approach to photovoltaic windows. *Coordination Chemistry Reviews*, 358, 153–177. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2017.12.012>

Ellis, H., Vlachopoulos, N., Häggman, L., Perruchot, C., Jouini, M., Boschloo, G., & Hagfeldt, A. (2013). PEDOT counter electrodes for dye-sensitized solar cells prepared by aqueous micellar electrodeposition. *Electrochimica Acta*, 107, 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2013.06.005>

Fagnani, F., Colombo, A., Dragonetti, C. & Roberto, R. (2024). Recent Investigations on the Use of Copper Complexes as Molecular Materials for Dye-Sensitized Solar Cells. *Molecules*, 29, 6. <https://doi.org/10.3390/molecules29010006>

Feldt, S. (2013). Alternative Redox Couples for Dye-Sensitized Solar Cells. *Uppsala Universitet*.

Feldt, S. M., Gibson, E. A., Gabrielsson, E., Sun, L., Boschloo, G., & Hagfeldt, A. (2010). Design of Organic Dyes and Cobalt Polypyridine Redox Mediators for High Efficiency Dye-Sensitized Solar Cells. *Journal of the American Chemical Society*, 132, 16714–16724. <https://doi.org/10.1002/smll>

Feldt, S. M., Lohse, P. W., Kessler, F., Nazeeruddin, M. K., Grätzel, M., Boschloo, G., & Hagfeldt, A. (2013). Regeneration and recombination kinetics in cobalt polypyridine based dye-sensitized solar cells, explained using Marcus theory. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 15(19), 7087–7097. <https://doi.org/10.1039/c3cp50997d>

Ferdowsi, P., Saygili, Y., Zhang, W., Edvinson, T., Kavan, L., Mokhtari, J., Zakeeruddin, S. M., Grätzel, M., &

Hagfeldt, A. (2018). Molecular design of efficient organic D-A-*pi*-A dye featuring triphenylamine as donor fragment for application in dye-sensitized solar cells. *ChemSusChem*, 11(2), 494–502. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2012.01785.x>

Flores-Díaz, N., Soto-Navarro, A., Freitag, M., Lamoureux, G., & Pineda, L. W. (2018). Neutral organic redox pairs based on sterically hindered hydroquinone/benzoquinone derivatives for dye-sensitized solar cells. *Solar Energy*, 167, 76–83. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2018.03.084>

Freitag, M., Daniel, Q., Pazoki, M., Sveinbjörnsson, K., Zhang, J., Sun, L., Hagfeldt, A., & Boschloo, G. (2015). High-efficiency dye-sensitized solar cells with molecular copper phenanthroline as solid hole conductor. *Energy and Environmental Science*, 8(9), 2634–2637. <https://doi.org/10.1039/c5ee01204j>

Freitag, M., Giordano, F., Yang, W., Pazoki, M., Hao, Y., Zietz, B., Grätzel, M., Hagfeldt, A., & Boschloo, G. (2016). Copper phenanthroline as a fast and high-performance redox mediator for dye-sensitized solar cells. *Journal of Physical Chemistry C*, 120(18), 9595–9603. <https://doi.org/10.1021/acs.jpcc.6b01658>

Freitag, M., Teuscher, J., Saygili, Y., Zhang, X., Giordano, F., Liska, P., Hua, J., Zakeeruddin, S. M., Moser, J. E., Grätzel, M., & Hagfeldt, A. (2017). Dye-sensitized solar cells for efficient power generation under ambient lighting. *Nature Photonics*, 11(6), 372–378. <https://doi.org/10.1038/nphoton.2017.60>

Freitag, M., Yang, W., Fredin, L. A., D'Amario, L., Karlsson, K. M., Hagfeldt, A., & Boschloo, G. (2016). Supramolecular Hemicage Cobalt Mediators for Dye-Sensitized Solar Cells. *ChemPhysChem*, 17(23), 3845–3852. <https://doi.org/10.1002/cphc.201600985>

Galliano, S., Bella, F., Bonomo, M., Giordano, F., Grätzel, M., Viscardi, G., Hagfeldt, A., Gerbaldi, C., & Barolo, C. (2021). Xanthan-Based Hydrogel for Stable and Efficient Quasi-Solid Truly Aqueous Dye-Sensitized Solar Cell with Cobalt Mediator. *Sol. RRL.*, 5, 2000823 <https://doi.org/10.1002/solr.202000823>.

Gao, J., Bhagavathi Achari, M., & Kloo, L. (2014). Long-term stability for cobalt-based dye-sensitized solar cells obtained by electrolyte optimization. *Chemical Communications*, 50(47), 6249–6251. <https://doi.org/10.1039/c4cc00698d>

Gerischer, H. (1966). Electrochemical Behavior of Semiconductors under Illumination. *Journal of The Electrochemical Society*, 113(11), 1174–1182.

Gerischer, H. (1990). The impact of semiconductors on the concepts of electrochemistry. *Electrochimica Acta*, 35(11/12), 1677–1699.

Gibson, E. A., & Hagfeldt, A. (2011). Solar Energy Materials. In D. W. Bruce, D. O'Hare, & R. I. Walton (Eds.), *Energy Materials* (pp. 95–243). John Wiley & Sons.

Gong, J., Sumathy, K., Qiao, Q., & Zhou, Z. (2017). Review on dye-sensitized solar cells (DSSCs): Advanced techniques and research trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68, 234–246. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.097>

Hagfeldt, A., Boschloo, G., Sun, L., Kloo, L., & Pettersson, H. (2010). Dye-sensitized solar cells. *Chemical Reviews*, 110, 6595–6663. [https://doi.org/10.1016/S1389-5567\(03\)00026-1](https://doi.org/10.1016/S1389-5567(03)00026-1)

Hamann, T. W. (2012). The end of iodide? Cobalt complex redox shuttles in DSSCs. *Dalton Transactions*, 41(11), 3111–3115. <https://doi.org/10.1039/c2dt12362b>

Hamann, T. W., & Ondersma, J. W. (2011). Dye-sensitized solar cell redox shuttles. *Energy & Environmental Science*, 4(2), 370–381. <https://doi.org/10.1039/C0EE00251H>

Hattori, S., Wada, Y., Yanagida, S., & Fukuzumi, S. (2005). Blue copper model complexes with distorted tetragonal geometry as effective electron-transfer mediators in dye-sensitized solar cells. *Journal of the American Chemical Society*, 127, 9648–9654.

Heiniger, L. P., Giordano, F., Moehl, T., & Grätzel, M. (2014). Mesoporous TiO₂ beads offer improved mass transport for cobalt-based redox couples leading to high efficiency dye-sensitized solar cells. *Advanced Energy Materials*, 4(12), 1400168. <https://doi.org/10.1002/aenm.201400168>

Hoffeditz, W. L., Katz, M. J., Deria, P., Cutsail, G. E., Pellin, M. J., Farha, O. K., & Hupp, J. T. (2016). One Electron Changes Everything. A Multispecies Copper Redox Shuttle for Dye-Sensitized Solar Cells. *Journal of Physical Chemistry C*, 120(7), 3731–3740. <https://doi.org/10.1021/acs.jpcc.6b01020>

Hu, M., Shen, J., Yu, Z., Liao, R. Z., Gurzadyan, G. G., Yang, X., Hagfeldt, A., Wang, M., & Sun, L. (2018). Efficient and Stable Dye-Sensitized Solar Cells Based on a Tetradentate Copper(II/I) Redox Mediator. *ACS Applied Materials and Interfaces*, 10(36), 30409–30416. <https://doi.org/10.1021/acsmi.8b10182>

Ji, J. M.; Zhou, H.; Eom, Y. K.; Kim, C. H.; Kim, H. K. (2020). 14.2% Efficiency Dye-Sensitized Solar Cells by Co-Sensitizing Novel Thieno[3,2-b]Indole-Based Organic Dyes with a Promising Porphyrin Sensitizer. *Adv. Energy Mater.* 10 (15), 2000124. <https://doi.org/10.1002/aenm.20200012>

Kakiage, K., Aoyama, Y., Yano, T., Oya, K., Fujisawa, J. I., & Hanaya, M. (2015). Highly-efficient dye-sensitized solar cells with collaborative sensitization by silyl-anchor and carboxy-anchor dyes. *Chemical Communications*, 51(88), 15894–15897. <https://doi.org/10.1039/c5cc06759f>

Kashif, M. K., Nippe, M., Duffy, N. W., Forsyth, C. M., Chang, C. J., Long, J. R., Spiccia, L., & Bach, U. (2013). Stable dye-sensitized solar cell electrolytes based on cobalt(II)/(III) complexes of a hexadentate pyridyl ligand. *Angewandte Chemie - International Edition*, 52(21), 5527–5531. <https://doi.org/10.1002/anie.201300070>

Kavan, L., Krysova, H., Janda, P., Tarabkova, H., Saygili, Y., Freitag, M., Zakeeruddin, S. M., Hagfeldt, A., & Grätzel, M. (2017). Novel highly active Pt/graphene catalyst for cathodes of Cu(II/I)-mediated dye-sensitized solar cells. *Electrochimica Acta*, 251, 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2017.08.080>

Kavan, L., Saygili, Y., Freitag, M., Zakeeruddin, S. M., Hagfeldt, A., & Grätzel, M. (2017). Electrochemical Properties of Cu(II/I)-Based Redox Mediators for Dye-Sensitized Solar Cells. *Electrochimica Acta*, 227, 194–202. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2016.12.185>

Khazraei, S., Palosaari, J., Peräntie, J., Selent, A., Freitag, M., Hannu, J. (2025). Synergistic enhancement of DSSC performance via Ti_3C_2 MXene-modified copper redox electrolytes: Mechanistic insights into charge transfer and recombination. *Journal of Power Sources*, 642, 237019 <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2025.237019>

Könenkamp, R. (2000). Carrier transport in nanoporous TiO_2 films. *Physical Review B*, 61(16), 11057–11064. <https://doi.org/10.1103/PhysRevB.61.11057>

Lee, H. K. H., Barbé, J., Meroni, S. M. P., Du, T., Lin, C.-T., Pockett, A., Troughton, J., Jain, S. M., De Rossi, F., Baker, J., Carnie, M. J., McLachlan, M. A., Watson, T. M., Durrant, J. R., & Tsoi, W. C. (2018). Outstanding Indoor Performance of Perovskite Photovoltaic Cells - Effect of Device Architectures and Interlayers. *Solar RRL*, 1800207, 1800207. <https://doi.org/10.1002/solr.201800207>

Listorti, A., O'Regan, B., & Durrant, J. R. (2011). Electron transfer dynamics in dye-sensitized solar cells. *Chemistry of Materials*, 23, 3381–3399. <https://doi.org/10.1021/cm200651e>

Liu, I.-P., Lin, W.-H., Tseng-Shan, C.-M., & Lee, Y.-L. (2018). Importance of compact blocking layers to the performance of dye-sensitized solar cells under ambient light conditions. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 10, 38900–38905. <https://doi.org/10.1021/acsami.8b13181>

Magni, M., Colombo, A., Dragonetti, C., & Mussini, P. (2014). Steric vs electronic effects and solvent coordination in the electrochemistry of phenanthroline-based copper complexes. *Electrochimica Acta*, 141, 324–330. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.07.086>

Magni, M., Giannuzzi, R., Colombo, A., Cipolla, M. P., Dragonetti, C., Caramori, S., Carli, S., Grisorio, R., Suranna, G. P., Bignozzi, C. A., Roberto, D., & Manca, M. (2016). Tetracoordinated Bis phenanthroline Copper-Complex Couple as Efficient Redox Mediators for Dye Solar Cells. *Inorganic Chemistry*, 55(11), 5245–5253. <https://doi.org/10.1021/acs.inorgchem.6b00204>

Mathew, S., Yella, A., Gao, P., Humphry-Baker, R., Curchod, B. F. E., Ashari-Astani, N., Tavernelli, I., Rothlisberger, U., Nazeeruddin, M. K., & Grätzel, M. (2014). Dye-sensitized solar cells with 13% efficiency achieved through the molecular engineering of porphyrin sensitizers. *Nature Chemistry*, 6(3), 242–247. <https://doi.org/10.1038/nchem.1861>

Michaels, H., Benesperi, I., Edvinsson, T., Muñoz-Garcia, A. B., Pavone, M., Boschloo, G., & Freitag, M. (2018). Copper Complexes with Tetradentate Ligands for Enhanced Charge Transport in Dye-Sensitized Solar

Cells. Inorganics, 6(53), 1–17. <https://doi.org/10.3390/inorganics6020053>

Mosconi, E., Yum, J. H., Kessler, F., Gómez García, C. J., Zuccaccia, C., Cinti, A., Nazeeruddin, M. K., Grätzel, M., & De Angelis, F. (2012). Cobalt electrolyte/dye interactions in dye-sensitized solar cells: A combined computational and experimental study. *Journal of the American Chemical Society*, 134(47), 19438–19453. <https://doi.org/10.1021/ja3079016>

Moser, J.-E. (2010). Dynamics of interfacial and surface electron transfer processes. In K. Kalyanasundaram (Ed.), *Dye-Sensitized Solar Cells* (pp. 403–429). EPFL Press.

National Renewable Energy Laboratory, NREL Best Research-Cell Efficiency Chart, Boulder, Colorado, USA, 2025.

Nusbaumer, H., Moser, J.-E., Zakeeruddin, S. M., Nazeeruddin, M. K., & Grätzel, M. (2001). *[Coll(dbip)2]2+* Complex Rivals Tri-iodide/Iodide Redox Mediator in Dye-Sensitized Photovoltaic Cells. *Journal of Physical Chemistry B*, 105, 10461–10464. <https://doi.org/10.1021/jp012075a>

O'Regan, B., & Grätzel, M. (1991). A low-cost, high-efficiency solar cell based on dye-sensitized colloidal TiO₂ films. *Nature*, 353, 737–740.

Oskam, G., Bergeron, B. V., Meyer, G. J., & Searson, P. C. (2001). Pseudohalogens for dye-sensitized TiO₂ photoelectrochemical cells. *Journal of Physical Chemistry B*, 105(29), 6867–6873. <https://doi.org/10.1021/jp004411d>

Polman, A., Knight, M., Garnett, E. C., Ehrler, B., & Sinke, W. C. (2016). Photovoltaic materials: Present efficiencies and future challenges. *Science*, 352(6283), aad4424. <https://doi.org/10.1126/science.aad4424>

Pradhan, S. C., Hagfeldt, A., & Soman, S. (2018). Resurgence of DSCs with copper electrolyte: a detailed investigation of interfacial charge dynamics with cobalt and iodine based electrolytes. *Journal of Materials Chemistry A*, 6(44), 22204–22214. <https://doi.org/10.1039/C8TA06948D>

Ren, Y.; Zhang, D.; Suo, J.; Cao, Y.; Eickemeyer, F. T.; Vlachopoulos, N.; Zakeeruddin, S. M.; Hagfeldt, A.; Grätzel, M. (2023). Hydroxamic Acid Preadsorption Raises Efficiency of Co-sensitized Solar Cells. *Nature*, 613, 60. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05460-z>

Rodrigues, R. R., Cheema, H., & Delcamp, J. H. (2018). A High-Voltage Molecular-Engineered Organic Sensitizer–Iron Redox Shuttle Pair: 1.4 V DSSC and 3.3 V SSM-DSSC Devices. *Angewandte Chemie*, 130, 5570–5574. <https://doi.org/10.1002/anie.201712894>

Saygili, Y., Söderberg, M., Pellet, N., Giordano, F., Cao, Y., Muñoz-García, A. B., Zakeeruddin, S. M., Vlachopoulos, N., Pavone, M., Boschloo, G., Kavan, L., Moser, J. E., Grätzel, M., Hagfeldt, A., & Freitag, M. (2016). Copper Bipyridyl Redox Mediators for Dye-Sensitized Solar Cells with High Photovoltage. *Journal of the American Chemical Society*, 138(45), 15087–15096. <https://doi.org/10.1021/jacs.6b10721>

Saygili, Y., Stojanovic, M., Michaels, H., Tiepelt, J., Teuscher, J., Massaro, A., Pavone, M., Giordano, F., Zakeeruddin, S. M., Boschloo, G., Moser, J.-E., Grätzel, M., Muñoz-García, A. B., Hagfeldt, A., & Freitag, M. (2018). Effect of Coordination Sphere Geometry of Copper Redox Mediators on Regeneration and Recombination Behavior in Dye-sensitized Solar Cell Applications. *ACS Applied Energy Materials*, 1, 4950–4962. <https://doi.org/10.1021/acsaem.8b00957>

Solera-Rojas, J. A., Ledezma-Gairaud, M., & Pineda, L. W. (2018). Dye-sensitized devices: Photovoltaic and Photoelectrolytic Applications. In D. Levy & E. Castellón (Eds.), *Transparent Conductive Materials: From Materials via Synthesis and Characterization to Applications* (pp. 317–355). Wiley-VCH.

Solera-Rojas, J. A., Rapp, C. K., Rivera-Martínez, M. C., & Pineda, L. W. (2015). Harnessing titanium dioxide surface toward novel functional materials. *Revista de Ciencia y Tecnología*, 31(2), 1–20.

Sun, Z., Liang, M., & Chen, J. (2015). Kinetics of Iodine-Free Redox Shuttles in Dye-Sensitized Solar Cells: Interfacial Recombination and Dye Regeneration. *Accounts of Chemical Research*, 48, 1541–1550. <https://doi.org/10.1021/ar500337g>

Tian, H., & Kloo, L. (2018). Liquid Dye-Sensitized Solar Cells. In H. Tian, G. Boschloo, & A. Hagfeldt (Eds.),

Molecular Devices for Solar Energy Conversion (pp. 109–147). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-5924-7>

*Tian, H., & Sun, L. (2011). Iodine-free redox couples for dye-sensitized solar cells. *Journal of Materials Chemistry*, 21(29), 10592–10601. <https://doi.org/10.1039/c1jm10598a>*

*Traverse, C. J., Pandey, R., Barr, M. C., & Lunt, R. R. (2017). Emergence of highly transparent photovoltaics for distributed applications. *Nature Energy*, 2(11), 849–860. <https://doi.org/10.1038/s41560-017-0016-9>*

*Tsai, M. C., Wang, C. L., Chang, C. W., Hsu, C. W., Hsiao, Y. H., Liu, C. L., Wang, C. C., Lin, S. Y., & Lin, C. Y. (2018). A large, ultra-black, efficient and cost-effective dye-sensitized solar module approaching 12% overall efficiency under 1000 lux indoor light. *Journal of Materials Chemistry A*, 6(5), 1995–2003. <https://doi.org/10.1039/c7ta09322e>*

*Tsao, H. N., Comte, P., Yi, C., & Grätzel, M. (2012). Avoiding diffusion limitations in cobalt(III/II)-tris(2,2'-bipyridine)-based dye-sensitized solar cells by tuning the mesoporous TiO₂ film properties. *ChemPhysChem*, 13(12), 2976–2981. <https://doi.org/10.1002/cphc.201200435>*

*van de Lagemaat, J., & Frank, A. J. (2000). Effect of the Surface-State Distribution on Electron Transport in Dye-Sensitized TiO₂ Solar Cells: Nonlinear Electron-Transport Kinetics. *The Journal of Physical Chemistry B*, 104(18), 4292–4294. <https://doi.org/10.1021/jp0008360>*

*Vlachopoulos, N., Freitag, M., & Hagfeldt, A. (2018). Cu Complex Redox Couples Open Up New Possibilities for Dye-Sensitized Solar Cells. In S. Yun & A. Hagfeldt (Eds.), *Counter Electrodes for Dye-Sensitized and Perovskite Solar Cells* (pp. 349–365). Wiley-VCH. <https://doi.org/doi:10.1002/9783527813636.ch14>*

*Wang, M., Chamberland, N., Breau, L., Moser, J.-E., Humphry-Baker, R., Marsan, B., Zakeeruddin, S. M., & Grätzel, M. (2010). An organic redox electrolyte to rival triiodide/iodide in dye-sensitized solar cells. *Nature Chemistry*, 2, 385–389. <https://doi.org/10.1038/nchem.610>*

*Wang, P., Zakeeruddin, S. M., Moser, J.-E., Humphry-Baker, R., & Grätzel, M. (2004). A solvent-free, SeCN-/[SeCN]3- based ionic liquid electrolyte for high-efficiency dye-sensitized nanocrystalline solar cells. *Journal of the American Chemical Society*, 126(23), 7164–7165.*

*Wang, Z. S., Sayama, K., & Sugihara, H. (2005). Efficient eosin Y dye-sensitized solar cell containing Br-/[Br]3- electrolyte. *Journal of Physical Chemistry B*, 109(47), 22449–22455. <https://doi.org/10.1021/jp053260h>*

*Wu, J., Lan, Z., Hao, S., Li, P., Lin, J., Huang, M., Fang, L., & Huang, Y. (2008). Progress on the electrolytes for dye-sensitized solar cells. *Pure and Applied Chemistry*, 80(11), 2241–2258. <https://doi.org/10.1351/pac200880112241>*

*Wu, J., Lan, Z., Lin, J., Huang, M., Huang, Y., Fan, L., & Luo, G. (2015). Electrolytes in dye-sensitized solar cells. *Chemical Reviews*, 115(5), 2136–2173. <https://doi.org/10.1021/cr400675m>*

*Yang, K., Yang, X., Zhang, L., An, J., Wang, H., Deng, Z. (2021). Copper redox mediators with alkoxy groups suppressing recombination for dye-sensitized solar cells. *Electrochimica Acta*, 368 137564. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2020.137564>*

*Yella, A., Lee, H.-W., Tsao, H. N., Yi, C., Chandiran, A. K., Nazeeruddin, M. K., Diau, E. W.-G., Yeh, C.-Y., Zakeeruddin, S. M., & Grätzel, M. (2011). Porphyrin-sensitized solar cells with cobalt (II/III)-based redox electrolyte exceed 12 percent efficiency. *Science*, 334(6056), 629–634.*

*Yum, J., Baranoff, E., Kessler, F., Moehl, T., Ahmad, S., Bessho, T., Marchioro, A., Ghadiri, E., Moser, J.-E., Yi, C., Nazeeruddin, M. K., & Grätzel, M. (2012). A cobalt complex redox shuttle for dye-sensitized solar cells with high open circuit potentials. *Nature Communications*, 3, 631. <https://doi.org/10.1038/ncomms1655>*

*Yun, S., Qin, Y., Uhl, A. R., Vlachopoulos, N., Yin, M., Li, D., Han, X., & Hagfeldt, A. (2018). New-generation integrated devices based on dye-sensitized and perovskite solar cells. *Energy and Environmental Science*, 11(3), 476–526. <https://doi.org/10.1039/c7ee03165c>*

Zhang, W., Wu, Y., Bahng, H. W., Cao, Y., Yi, C., Saygili, Y., Luo, J., Liu, Y., Kavan, L., Moser, J. E., Hagfeldt, A.,



Tian, H., Zakeeruddin, S. M., Zhu, W., & Grätzel, M. (2018). Comprehensive control of voltage loss enables 11.7% efficient solid-state dye-sensitized solar cells. *Energy & Environmental Science*, 11, 1779–1787. <https://doi.org/10.1039/C8EE00661J>

Zhang, W., Wu, Y., Bahng, H. W., Cao, Y., Yi, C., Saygili, Y., Luo, J., Liu, Y., Kavan, L., Moser, J. E., Hagfeldt, A., Tian, H., Zakeeruddin, S. M., Zhu, W., & Grätzel, M. (2018). Comprehensive control of voltage loss enables 11.7% efficient solid-state dye-sensitized solar cells. *Energy & Environmental Science*, 11, 1779–1787. <https://doi.org/10.1039/C8EE00661J>

Zeng, K.; Chen, Y.; Zhu, W. H.; Tian, H.; Xie, Y. (2020). Efficient Solar Cells Based on Concerted Companion Dyes Containing Two Complementary Components: An Alternative Approach for Cossensitization. *J. Am. Chem. Soc.* 142 (11), 5154–5161. DOI: 10.1021/jacs.9b12675

Zou, J.; Wang, Y.; Baryshnikov, G.; Luo, J.; Wang, X.; Ågren, H.; Li, C.; Xie, Y. (2022). Efficient Dye Sensitized Solar Cells Based on a New Class of Doubly Concerted Companion Dyes. *ACS Appl. Mater. Interfaces*, 14 (29), 33274–33284. <https://doi.org/10.1021/acsami.2c07950>

Exposición al bisfenol A (BPA) por consumo de alimentos y su impacto en la salud humana

Exposure to bisphenol A (BPA) through food consumption and its impact on human health

Nathalie Marie Donderis Castillo¹

<https://orcid.org/0009-0006-5170-2522>

Luis German Montero Saldaña²

<https://orcid.org/0009-0004-2606-0789>

¹Universidad Autónoma de Chiriquí. Facultad de Ciencias Naturales y Exactas. Escuela de Ciencias y Tecnología de Alimentos.

²Universidad Autónoma de Chiriquí. Facultad de Ciencias Naturales y Exactas. Centro de Investigación de Ciencias Médicas y Bioquímicas.

Autor correspondiente: nathalie.donderis@unachi.ac.pa

Enviado el: 7 de julio de 2025.

Aceptado el 24 de julio de 2025.

<https://doi.org/10.59722/rcvn.v3i1.945>

Resumen

El bisfenol A (BPA) es un compuesto químico empleado extensamente en la producción de materiales plásticos como el policarbonato y las resinas epóxicas. Su impacto sobre la salud es significativo, ya que puede provocar alteraciones hormonales, cardiovasculares y neurológicas, entre otras. Esta revisión busca analizar la exposición al BPA a través del consumo de alimentos y evaluar sus efectos en el organismo humano. Su estudio ha adquirido importancia debido a los riesgos asociados con la ingesta de productos contaminados y la capacidad del BPA para transferirse desde los envases al contenido. Aunque el BPA puede ingresar al organismo por diversas rutas, la principal vía de absorción es la oral. No obstante, la exposición cutánea, como ocurre con el contacto con papel térmico, también representa una fuente relevante. Cabe destacar que los productos etiquetados como libres de BPA no están necesariamente exentos de otros bisfenoles. Su mecanismo de acción varía según la dosis, el tejido afectado y la etapa de exposición, mientras que la composición de los alimentos puede influir en la velocidad de su migración. Además, la presencia de BPA en el ambiente responde a múltiples factores, lo que ha impulsado la creación de métodos analíticos confiables para cuantificar su concentración en distintas matrices biológicas humanas. Los datos de biomonitoring humano evidencian una exposición generalizada en la población, por lo que autoridades y científicos continúan trabajando en estrategias para reducir su presencia en productos alimenticios. Dada la

amenaza que representa para la salud, resulta esencial fortalecer las normativas vigentes e implementar medidas más eficaces que permitan minimizar su exposición.

Palabras clave

bisfenol A, biomonitoring humano, disruptor endocrino, efectos adversos, plásticos.

Abstract

Bisphenol A (BPA) is a chemical compound widely used in the production of plastic materials such as polycarbonate and epoxy resins. Its impact on health is significant, as it can cause hormonal, cardiovascular, and neurological disorders, among others. This review seeks to analyze exposure to BPA through food consumption and evaluate its effects on the human body. Its study has gained importance due to the risks associated with the ingestion of contaminated products and BPA's ability to transfer from packaging to the contents. Although BPA can enter the body through various routes, the primary route of absorption is oral. However, dermal exposure, such as through contact with thermal paper, also represents a significant source. It should be noted that products labeled as BPA-free are not necessarily free of other bisphenols. Their mechanism of action varies depending on the dose, the affected tissue, and the stage of exposure, while the composition of the food can influence the rate of their migration. Furthermore, the presence of BPA in the environment is due to multiple factors, which has prompted the development of reliable analytical methods to quantify its concentration in various human biological matrices. Human biomonitoring data demonstrate widespread exposure in the population, so authorities and scientists continue to work on strategies to reduce its presence in food products. Given the threat it poses to health, it is essential to strengthen current regulations and implement more effective measures to minimize exposure.

Keywords

Bisphenol A, human biomonitoring, endocrine disruptor, adverse effects, plastics.

Introducción

El bisfenol A (BPA) es un compuesto derivado del petróleo empleado extensamente en la fabricación de plásticos de policarbonato y recubrimientos epóxicos (Geens et al., 2012; Rodríguez, 2023). Reconocido por sus efectos disruptores endocrinos, el BPA puede ingresar al organismo a través de diversas vías (Geens et al., 2012). Su liberación en los alimentos, particularmente en envases metálicos, está determinada por factores como la temperatura y el pH (Goodson et al., 2002; Wang et al., 2018). Aunque se han impulsado iniciativas para eliminar el BPA de ciertos productos, las alternativas también presentan posibles riesgos (National Geographic, 2024). Diversos estudios en humanos y en modelos

in vivo e in vitro, han evidenciado una relación entre la exposición al BPA y la aparición de efectos perjudiciales para la salud, esto ha intensificado la preocupación sobre su impacto en el ambiente y los ecosistemas (Rochester, 2013; Vandenberg et al., 2013; Liang et al., 2015). Desde 2006, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) ha llevado a cabo evaluaciones de riesgo del BPA con el propósito de definir una ingesta diaria tolerable (IDT) que garantice la seguridad de los consumidores (EFSA, 2018; Lambré et al., 2022). En este contexto, esta revisión tiene como finalidad examinar el nivel de exposición al BPA derivado del consumo de alimentos y analizar sus repercusiones en la salud humana.

Definición y generalidades del BPA

El bisfenol A (BPA, por sus siglas en inglés) es un compuesto orgánico de origen petroquímico que se obtiene mediante la condensación de dos moléculas de fenol con una de acetona en presencia de ácido clorhídrico (Rodríguez, 2023; Vandenberg et al., 2009). Si bien Aleksandr Dianin lo sintetizó inicialmente en 1891, sus propiedades con actividad estrogénica no fueron identificadas hasta la década de 1930 (Dodds & Lawson, 1936).

Esta sustancia química se produce en grandes cantidades y es reconocida por su potencial de alterar el sistema endocrino (Michałowicz, 2014; Rubin, 2011). En 2007, la producción en Estados Unidos alcanzó los 1.2 millones de toneladas, reflejando su amplia utilización en diversas industrias (U.S. Environmental Protection Agency, 2010). A nivel global, la producción ascendió de 3.8 millones de toneladas en 2006 Fitzgerald et al. (2014), a 5.5 millones de toneladas en 2011 (Rodríguez-Jorquera et al., 2015). Asia lideró la producción con un 46 %, seguida de Europa con el 28 % y América con el 24 % (Geens et al., 2012).

Los disruptores endocrinos (EDC, por sus siglas en inglés) son compuestos químicos que afectan la regulación hormonal. Según la Organización Mundial de la Salud, se definen como “sustancias exógenas o mezclas que alteran las funciones del sistema endocrino causando problemas adversos en el organismo o en la descendencia” (OMS, 2013). Estas sustancias tienen la capacidad de influir en diversos procesos hormonales, incluyendo la producción, secreción, circulación, biotransformación, acción molecular y excreción de las hormonas

endógenas en el organismo. Estas hormonas desempeñan un papel fundamental en la regulación de funciones esenciales, como la reproducción, la homeostasis, el desarrollo y el comportamiento.

La exposición a estos disruptores durante etapas claves y sensibles del desarrollo puede aumentar la probabilidad de presentar fibromas uterinos en etapas posteriores de la vida. Su capacidad para imitar la función de las hormonas naturales y bloquear su interacción con los receptores hormonales contribuye a la disrupción endocrina (Katz et al., 2016).

Además, la exposición a estas sustancias puede estar relacionada con un mayor riesgo de desarrollar cánceres dependientes de estrógenos. Estos compuestos actúan como xenoestrógenos, uniéndose a los receptores de estrógeno y modificando la señalización estrogénica natural, lo que altera la regulación normal del crecimiento celular. Esta situación ha generado una creciente preocupación debido a su posible implicación en enfermedades como el cáncer de mama, endometrio y ovario (Rutkowska et al., 2016).

El BPA y otros disruptores endocrinos exhiben curvas de dosis-respuesta no lineales, donde los efectos más significativos pueden presentarse a concentraciones reducidas. Por esta razón, es fundamental evaluar los impactos de esta sustancia incluso en dosis mínimas (Vandenberg et al., 2012).

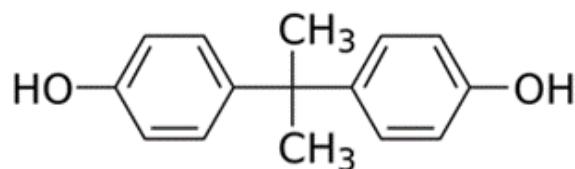


Figura 1. Estructura química del Bisfenol A (Sarria Villa, 2019).

En la figura 2, se exponen propiedades físicas y químicas del BPA, que explican su utilidad en envases y su resistencia térmica como aditivo (Torres Sánchez et al., 2018).

Perfil fisicoquímico del BPA	
Número CAS	80-05-7
Formula Molecular	C ₁₅ H ₁₆ O ₂
Masa molar	228.287 g/mol
Densidad	1.14-1.195 g/ml 20°-25°C en agua
Constante de disociación pK_a	10.29± 0,69
Solubilidad	120-300 mg/L a 25 °C agua
Punto de ebullición	360.5 °C A760 mm Hg
Punto de fusión	153 °C
Temperatura y presión critica	Temperatura 849 K; Presión: 2.93*10 ⁶ Pa
Calor de combustión	-7.465 j/kmol
Presión de vapor	40*10 ⁻⁸ mm Hg a 25 °C

Figura 2. Propiedades físicas y químicas del BPA (Ochoa Ortega, 2016).

Aplicaciones y usos del BPA

A escala global, el bisfenol A se emplea principalmente en la producción de plásticos, materiales ampliamente utilizados en la fabricación de productos diseñados para el contacto con alimentos y bebidas, como botellas plásticas, envases, utensilios de cocina, recubrimientos internos de latas y recipientes aptos para microondas (Geens et al., 2012; Vandenberg et al., 2007).

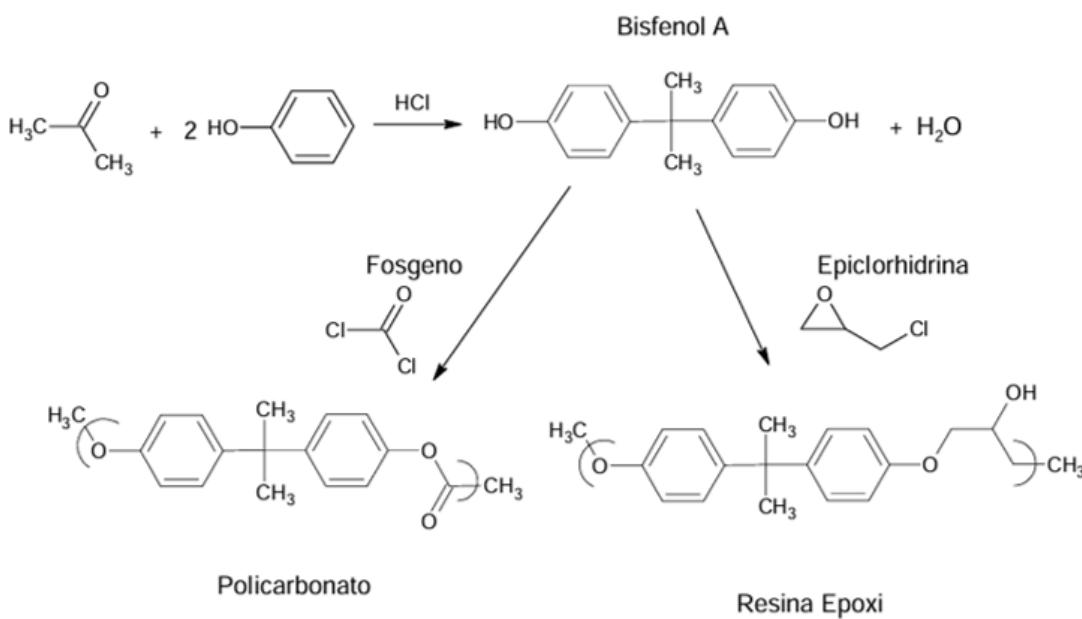


Figura 3. Producción de polícarbonato y resina epoxi a partir del BPA como intermediario (Ritter, 2011).

En la fabricación de resinas epóxicas, el BPA aporta resistencia térmica, química y eléctrica, lo que las hace ideales para aplicaciones en la industria electrónica. También, se utilizan como recubrimientos protectores frente a la corrosión en sistemas de tuberías y sus componentes. Asimismo, el BPA está presente en la producción de equipos de seguridad y protección personal, como cascos para bicicletas y motocicletas, caretas y protectores, además de dispositivos médicos esenciales, entre ellos incubadoras y equipos de diálisis renal. Estos materiales también se aplican en productos resistentes a impactos, explosiones o balas. En el sector marítimo e industrial, las resinas epóxicas derivadas del BPA son empleadas para proteger cascos de embarcaciones, plataformas de perforación en alta mar, tanques de lastre y compartimentos de carga. También se aplican en el recubrimiento de componentes electrónicos, placas de circuitos impresos, pisos industriales y herramientas de jardinería (American Chemistry Council, The Polycarbonate/BPA Global Group, 2009).

Exposición humana al BPA y principales fuentes en los alimentos

El bisfenol A se encuentra en distintos componentes del entorno, incluidos el agua, el suelo y el aire, además de ciertas especies marinas destinadas al consumo humano. Se han registrado concentraciones que oscilan entre 2 y 208 ng/m³ en el aire y entre 8 y 21 ng/mL en medios acuáticos y terrestres (Kang et al., 2007). Si bien estas vías ambientales representan fuentes potenciales de exposición, la literatura científica señala que la alimentación constituye el principal medio de ingreso del BPA al organismo humano (Kang et al., 2006).

La existencia del bisfenol A en el ambiente se atribuye a diversos factores, entre ellos: a) la degradación de productos de uso doméstico que contienen BPA, como envases para alimentos, recipientes de bebidas y cosméticos; b) la liberación de aguas residuales procedentes de procesos industriales; y c) la combustión de materiales plásticos mediante incineración (Michałowicz, 2014).

Esta sustancia química puede ingresar al organismo a través de diversas vías, incluyendo la absorción dérmica, la ingestión oral y la vía respiratoria. Las fuentes principales de

exposición incluyen el consumo de alimentos, agua potable, polvo doméstico, papel térmico, materiales dentales y dispositivos médicos (Geens et al., 2012). En cuanto al agua potable y las bebidas, estas presentan menores concentraciones de BPA debido a la menor presencia de recubrimientos plásticos en comparación con otros envases (Russo et al., 2019). Además, los tratamientos de potabilización pueden reducir entre un 76 % y un 99 % la concentración de bisfenol A presente en el agua (Arnold et al., 2013).

El papel térmico representa una de las principales vías de contacto con el BPA. Debido al contacto diario de la mayoría de las personas con este material, su manejo puede contribuir significativamente a la exposición general, ya sea por absorción dérmica o ingestión oral. Este riesgo se incrementa particularmente cuando se manipulan alimentos o se toca la boca sin haber lavado las manos previamente (Zalko et al., 2011).

La incorporación del BPA en los ecosistemas se debe, principalmente, a su producción, uso, degradación progresiva y eliminación en el medio ambiente (Liang et al., 2015).

Diversas investigaciones han permitido establecer procedimientos analíticos confiables para medir las concentraciones de bisfenol A en matrices biológicas humanas, tales como la orina, el suero y el plasma (Dekant & Völkel, 2008). Los estudios de biomonitoring a gran escala han evidenciado que más del 90 % de los individuos evaluados en Estados Unidos y Canadá presentan concentraciones medibles de BPA en sus muestras de orina (Calafat et al., 2008; Bushnik et al., 2010).

Además, un estudio comparativo realizado en niñas de zonas rurales y urbanas de Egipto no evidenció diferencias significativas en los niveles urinarios de bisfenol A, hallazgo que fue atribuido al uso generalizado de envases plásticos para el almacenamiento de alimentos en ambas regiones. Este resultado también indica una creciente homogeneización en los hábitos de vida entre áreas rurales y urbanas, lo que refleja una amplia distribución del BPA en distintos contextos geográficos (Nahar et al., 2012).

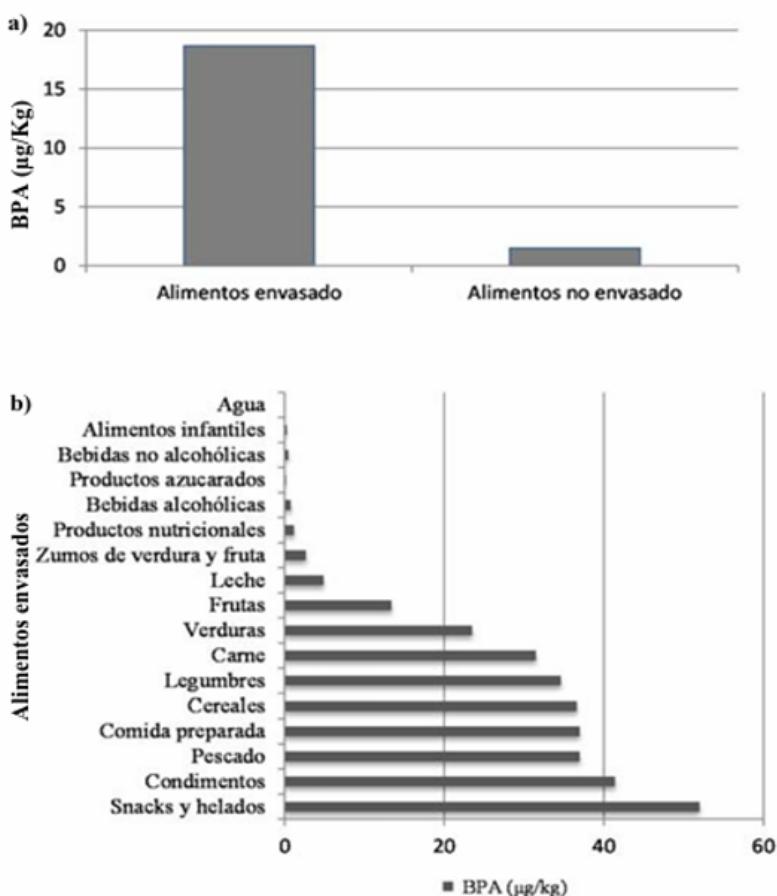


Figura 4. Presencia de BPA en productos envasados y no envasados (a); Grupos de alimentos envasados donde se observan las concentraciones más relevantes de BPA (b) (EFSA, 2015).

Finalmente, un análisis realizado en los Estados Unidos sobre 267 productos alimenticios, incluidos lácteos, aceites y grasas, cereales, pescados y mariscos, frutas, verduras, bebidas y otros alimentos diversos, reveló que el 75 % contenía concentraciones cuantificables de bisfenol A (BPA) o de sus compuestos similares como bisfenol S (BPS) y bisfenol F (BPF) (Liao & Kannan, 2013).

Metabolismo y mecanismo de acción

Tras la ingestión de alimentos contaminados con bisfenol A, este compuesto es absorbido rápidamente en un período de entre 5 y 20 minutos, luego se distribuye en el torrente sanguíneo, alcanzando una tasa de absorción del 70 %. Tal como ocurre con otros fenoles originados en el intestino, el BPA sufre un proceso de conjugación con ácido glucurónico a nivel intestinal y hepático, siendo finalmente excretado completamente en la orina (Mas et

al., 2017). Debido a la eficiencia del metabolismo hepático de primer paso, la biodisponibilidad del BPA libre tras la exposición oral es extremadamente baja (García et al., 2015).

Para profundizar en lo mencionado anteriormente, una vez administrado por vía oral, el BPA experimenta un metabolismo rápido en el intestino y el hígado, siendo completamente absorbido en el tracto gastrointestinal. En la Fase I, experimenta un metabolismo limitado, mientras que en la Fase II se une de manera rápida al ácido glucurónico, dando lugar a BPA-glucurónico, un compuesto inactivo, en el hígado y en la pared intestinal. Este compuesto conjugado puede ser excretado a través de la orina, aunque el BPA-glucurónico puede ser desconjugado por la enzima β -glucuronidasa, presente en altas concentraciones en los riñones, el hígado, la placenta y el intestino. La desconjugación del BPA-glucurónico puede reactivar los efectos biológicos del BPA, lo que representa un riesgo potencial (Jalal et al., 2018). Además, el BPA puede reaccionar con sulfato en pequeñas cantidades, formando sulfato de BPA (Geens et al., 2012).

Debido a su naturaleza liposoluble, el bisfenol A presenta una elevada afinidad por el tejido adiposo, desde donde se libera de manera progresiva hacia otras estructuras histológicas tanto en seres humanos como en roedores (Fernández et al., 2007; Doerge et al., 2011). Un estudio orientado a estimar la distribución del BPA en el organismo humano evidenció su presencia en una amplia gama de tejidos evaluados. En el tejido adiposo, las concentraciones oscilaron entre 1,13 y 12,27 ng/g; en el hígado, entre 0,78 y 3,34 ng/g; y en el cerebro, entre 1 y 2,35 ng/g. Asimismo, en muestras de leche materna se detectó un total de 1,09 ng/mL de BPA, de los cuales 0,41 ng/mL correspondían a su forma no conjugada (Wang et al., 2019).

El bisfenol A en su forma conjugada carece de actividad estrogénica; por esta razón, una vez metabolizado, únicamente una fracción reducida del BPA no conjugado puede interactuar con los receptores estrogénicos (ER), lo que puede desencadenar trastornos en el equilibrio hormonal y provocar efectos adversos en la salud (Mileva et al., 2014).

Esta sustancia posee una configuración química comparable a la del dietilestilbestrol (DES),

un conocido agonista de los receptores estrogénicos. Esta similitud estructural le permite unirse a receptores celulares e inducir respuestas biológicas semejantes a las de compuestos endógenos. En consecuencia, el BPA puede interactuar con los receptores estrogénicos nucleares alfa y beta, así como con el receptor de membrana GPR30, contribuyendo a la modulación de las respuestas hormonales, aunque su afinidad por estos receptores es relativamente baja. La amplia presencia del BPA en el entorno, junto con el incremento en la frecuencia de determinadas formas de cáncer vinculados a disruptores endocrinos, ha motivado una cantidad considerable de investigaciones destinadas a analizar su posible implicación en los procesos de carcinogénesis (Seachrist et al., 2016).

Migración del compuesto al alimento

De manera similar a otros compuestos químicos, la migración del bisfenol A (BPA) a los alimentos está influenciada por factores como la temperatura y el pH. En alimentos empaquetados, se han observado niveles significativos de bisfenol A como consecuencia de las variaciones en estos parámetros durante el procesamiento y almacenamiento (Wang et al., 2018). La hidrólisis del policarbonato, inducida por el envejecimiento del material plástico, incrementa la porosidad y la capacidad de absorción de humedad en las paredes del envase, facilitando así una mayor interacción entre el agua y la superficie interna del recipiente. Además, el estudio de Michałowicz (2014) evidenció que incluso en botellas nuevas, como los biberones, el BPA puede liberarse en concentraciones promedio de 0.03 y 0.13 µg/dm³ cuando se someten a temperaturas de 40 °C y 95 °C, respectivamente.

En lo que respecta al pH de los alimentos, se ha observado que una reducción en este parámetro puede favorecer una mayor transferencia de BPA desde los materiales de policarbonato al medio acuoso. Por otro lado, la presencia de cationes en una solución a temperatura ambiente no parece influir de manera significativa en la hidrólisis del policarbonato (Mercea, 2009). Además, la cantidad de BPA que se transfiere desde las botellas de policarbonato varía según las características químicas del alimento que contienen (Michałowicz, 2014).

La composición del alimento almacenado en envases de policarbonato influye significativamente en la tasa de migración del bisfenol A (BPA). Diversos estudios han evidenciado que esta migración tiende a incrementarse con el aumento de componentes como la glucosa y el cloruro de sodio en el producto alimenticio (Fischnaller, 2016). Asimismo, factores como la acidez, la temperatura durante el almacenamiento, el tiempo de exposición y la naturaleza del alimento también inciden en dicho proceso (Ochoa Ortega, 2016). En particular, se ha identificado que los alimentos cárnicos sólidos, especialmente aquellos con alto contenido de grasa, presentan concentraciones más elevadas de migración de BPA en comparación con sus fracciones líquidas (Siddique et al., 2021).

Una investigación ha demostrado que los alimentos sólidos enlatados presentan concentraciones de BPA que son 40 veces más elevadas que las que se encuentran en las bebidas enlatadas, y aproximadamente siete veces superiores a las registradas en la fase líquida de esos mismos alimentos sólidos enlatados (Geens et al., 2010). Esta diferencia podría atribuirse a variables como el tipo de envase, las características del recubrimiento interno, la composición del alimento, la presencia de lípidos y los distintos procesos de esterilización empleados en la producción de latas para alimentos y bebidas (Noonan et al., 2011).

Los envases enlatados representan una de las fuentes más relevantes de transferencia de bisfenol A. La aplicación de calor durante los procesos de esterilización o preparación de alimentos favorece la liberación del compuesto desde el revestimiento epoxi presente en las capas internas de las latas hacia el contenido alimenticio, lo que incrementa el riesgo de absorción de BPA mediante el consumo (Goodson et al., 2002).

En 2015, la Agencia Francesa de Seguridad y Salud Alimentaria, Ambiental y Ocupacional (ANSES) llevó a cabo un muestreo de diversos productos cárnicos, como jamones y salchichas. El análisis reveló que la mayoría de las muestras contenían BPA de forma positiva (ANSES, 2017).

También, se ha observado la migración de BPA desde envases plásticos hacia otros productos. Un ejemplo de esto es que se registraron concentraciones de BPA

significativamente menores en aceite de oliva almacenado en recipientes de acero inoxidable ($150 \mu\text{g kg}^{-1}$) en comparación con aquellos almacenados en envases plásticos ($333 \mu\text{g kg}^{-1}$) (Abou Omar et al., 2017).

Según Muncke (2011), los materiales en contacto con alimentos (MCA) representan una fuente poco valorada de contaminantes químicos en los alimentos y constituyen una vía significativa de exposición humana a sustancias disruptoras endocrinas (EDC). La evaluación del nivel de exposición en la población general a estas sustancias se realiza a partir del análisis del consumo alimentario y de la migración de compuestos desde los MCA hacia los alimentos. Investigaciones recientes con plásticos de policarbonato han evidenciado que los simulantes alimentarios no siempre predicen la migración más desfavorable de bisfenol A, un compuesto común en los MCA.

Sustitutos del BPA

Frente a la creciente inquietud sobre las repercusiones del BPA en la salud, se han empleado compuestos químicos alternativos como el bisfenol F (BPF) y el bisfenol S (BPS). Este último comparte varios de los usos del BPA, incluyendo su aplicación en plásticos, materiales destinados al contacto con alimentos y papel térmico. En la actualidad, se está reemplazando al BPA en el papel térmico en toda Europa (ECHA, 2020). De acuerdo con Pivenko et al. (2018), se estima que los materiales de papel en Europa contienen alrededor de 200 toneladas de BPS.

A pesar de la eliminación del bisfenol A en algunos productos, las alternativas empleadas no están exentas de riesgos potenciales. De acuerdo con National Geographic (2024), muchos de los artículos etiquetados como "libres de BPA" contienen compuestos químicos estrechamente relacionados con el BPA, tanto en su estructura molecular como en sus posibles efectos sobre la salud. Investigadores como Patricia Hunt, bióloga reproductiva de la Universidad Estatal de Washington, advierten que estas sustancias podrían representar "sustituciones lamentables", dado que comparten propiedades preocupantes con el compuesto original.

Según HBM4EU (proyecto europeo), se detectaron los sustitutos BPS y BPF en la orina del 67 % y el 62 % de los participantes adultos, respectivamente, de 10 países europeos diferentes (HBM4EU, 2022a). Con respecto al BPS, los niveles de exposición variaron significativamente según el país, con entre el 0,5 % y el 19,2 % de las poblaciones de muestra nacionales que superaron el valor de referencia de biomonitoring humano (HBM-GV) basado en la salud establecido según HBM4EU (Ougier et al., 2021; European Environment Agency, 2022).

En una investigación realizada en China se evaluó la exposición alimentaria a los bisfenoles A (BPA), F (BPF) y S (BPS) a partir del análisis de 151 muestras de alimentos y bebidas enlatadas obtenidas en supermercados de ciudades principales del país. Los compuestos fueron detectados en un 92,1 % de los casos para el BPA, 45,0 % para el BPF y 49,5 % para el BPS, lo que evidencia la presencia generalizada de estos químicos en productos de consumo diario (Cao et al., 2021). Estos hallazgos respaldan la conclusión de que la exposición humana a los bisfenoles es prácticamente ineludible y puede producirse por múltiples vías, tanto dietéticas como no dietéticas (Russo et al., 2019).

Efectos en la salud humana

Diversas investigaciones en modelos animales han evidenciado una asociación entre el bisfenol A (BPA) y efectos adversos significativos para la salud. Asimismo, numerosos estudios epidemiológicos y observacionales en humanos han reportado hallazgos similares. La presencia de este compuesto se ha identificado en fluidos corporales como sangre, orina, placenta, líquido amniótico, sangre del cordón umbilical y leche materna, lo que indica una exposición prácticamente generalizada en poblaciones del mundo desarrollado (Kasper-Sonnenberg et al., 2012; Vandenberg et al., 2007).

1. Trastornos del sistema reproductivo y endocrino

La evidencia científica ha confirmado los efectos negativos del bisfenol A sobre la salud masculina y femenina (García et al., 2015). Este compuesto influye en la salud reproductiva,

afectando la fertilidad en ambos sexos. En los hombres, reduce la calidad del esperma y en las mujeres incrementa la prevalencia de infertilidad (Jambor et al., 2021). El bisfenol A pertenece a la clase de sustancias químicas disruptoras endocrinas (EDC), debido a su capacidad para inducir actividad estrogénica, incluso en concentraciones inferiores a 1 ng/L. Se ha comprobado que tanto el BPA como sus compuestos análogos interactúan con una variedad de receptores endógenos, incluidos los de hormonas tiroideas, glucocorticoides, andrógenos y estrógenos. Además, se ha demostrado que el BPA modula la expresión de genes vinculados a los sistemas de serotonina y dopamina (Castro et al., 2015).

2. Obesidad

El tejido adiposo es un órgano que resulta especialmente vulnerable a los efectos del bisfenol A, porque actúa como un órgano endocrino funcional (Valls-Llobet, 2010). Esta sustancia afecta la formación de adipocitos, facilitando la acumulación de energía en el tejido graso y genera alteraciones en los mecanismos neuroendocrinos que controlan el hambre y la sensación de plenitud. Según el Instituto Médico Europeo de Obesidad, la población está expuesta de forma significativa a estos compuestos, dado que están presentes en la mayoría de los envases de alimentos, lo que fomenta la proliferación de adipocitos en el organismo. Los llamados obesógenos, como el bisfenol A, contribuyen al incremento de la obesidad al facilitar la acumulación de grasa y, al mismo tiempo, dificultan la capacidad del cuerpo para mantener el peso tras haberlo perdido (Ardura Rodríguez, 2019).

3. Problemas renales

Según diversos estudios epidemiológicos llevados a cabo en Nueva York, Shanghái y Seúl, han asociado la exposición al bisfenol A con un incremento en la hipertensión arterial y la eliminación urinaria de proteínas (Bosch et al., 2016). El consumo de bebidas enlatadas aumenta significativamente la excreción de BPA en la orina, superando el 1.000 % (sobre 20 ng/mL) en pocos días. Además, la exposición a este compuesto se ha vinculado con la

presencia de albuminuria en adultos, quienes presentan niveles de BPA en orina cercanos a 1 ng/mL. Estos hallazgos refuerzan la conexión entre el contacto con el BPA y la proteinuria e hipertensión, especialmente en países desarrollados (Bosch et al., 2016).

4. Efectos neurológicos

La exposición prenatal al BPA ha sido asociada con un incremento en los comportamientos de hiperactividad y agresividad en ciertos subgrupos de niños pequeños (Mas et al., 2017). Diversas investigaciones han registrado los impactos del BPA en el sistema nervioso central, evidenciando que la interacción con agentes estrogénicos puede modificar la regulación de la tirosina hidroxilasa (TH) en células neuronales, además de alterar la regulación de receptores dopaminérgicos (Landolfi et al., 2017).

REPRODUCCIÓN	<ul style="list-style-type: none">➤ Fertilidad➤ Función sexual masculina➤ Reducción calidad espermatozoides➤ Concentración de hormonas sexuales➤ Síndrome de ovario poliquístico➤ Alteraciones del endometrio➤ Cáncer de mama➤ Aborto involuntario➤ Nacimiento prematuro
DESARROLLO	<ul style="list-style-type: none">➤ Peso de nacimiento➤ Anormalidades en los genitales masculinos➤ Anormalidades en comportamiento/neurodesarrollo en la infancia➤ Asma y problemas respiratorios en la infancia
METABOLISMO	<ul style="list-style-type: none">➤ Diabetes tipo 2➤ Alteraciones cardiovasculares, hipertensión y niveles de colesterol.➤ Función del hígado➤ Obesidad
OTROS	<ul style="list-style-type: none">➤ Función tiroidea➤ Función inmunológica➤ Albuminuria➤ Estrés oxidativo e inflamación➤ Expresión genética

Figura 5. Efectos tóxicos relacionados con BPA (García et al., 2015).

Biomonitorización y evaluación del riesgo

El proyecto Human Biomonitoring for Europe (HBM4EU), identificó la presencia de bisfenol A en el 92 % de los adultos evaluados en 11 países europeos (Govarts et al., 2023). A pesar de las medidas regulatorias introducidas desde el 2015, los niveles siguen siendo altos. La biomonitorización humana proporciona mediciones reales de la exposición interna total derivada de múltiples fuentes de exposición. Además, los grupos más vulnerables son lactantes y niños, debido a su mayor ingesta proporcional de alimentos y bebidas (EFSA, 2018).

Toxicidad del BPA

En los últimos años, investigaciones tanto *in vitro* como *in vivo* han analizado los efectos del bisfenol A en relación con procesos oncogénicos. Se ha demostrado que este compuesto puede inducir la formación de carcinomas a través de diversos mecanismos moleculares. Entre ellos, se incluye la modificación de la regulación de determinados genes y proteínas implicadas en la apoptosis (muerte celular) y el control del crecimiento celular, lo que favorece la proliferación tumoral y el desarrollo de cáncer (Bhan et al., 2014; Hussain et al., 2015; Ptak et al., 2013, 2015).

Se ha identificado una asociación entre el BPA y el incremento en la expresión del gen HOXC6 en líneas celulares sensibles a la activación de receptores de estrógenos. Por el contrario, en cultivos de células de adenocarcinoma mamario que carecen de receptores de estrógenos (MDA-MB-231), la influencia del BPA varía. Por su actividad estrogénica, esto demuestra que el BPA parece tener actividad carcinógena (Hussain et al., 2015). También, el BPA ha mostrado capacidad para facilitar el desplazamiento y penetración de células tumorales, contribuyendo al avance de la metástasis (Ma et al., 2015).

Legislación y situación actual

La Ingesta Diaria Tolerable (IDT) representa la dosis de un compuesto químico que puede ser consumida a diario sin generar un peligro considerable para la salud del individuo que la ingiere (AESAN, 2021). Este parámetro constituye un elemento fundamental para

salvaguardar la salud pública. A partir de esto, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria ha realizado desde 2006 diversas evaluaciones del riesgo asociado al bisfenol A (BPA), con el propósito de establecer una IDT que garantice la seguridad de los consumidores (EFSA, 2018; Lambré et al., 2022).

En enero de 2011, la Comisión Europea implementó una medida regulatoria que prohibió el uso de bisfenol A (BPA) en la fabricación de biberones de policarbonato (Comisión Europea, 2011). De manera similar, Brasil implementó en 2012 una prohibición del uso de este compuesto en biberones destinados a lactantes, como estrategia preventiva orientada a salvaguardar el bienestar de los infantes menores de un año (ANVISA, 2013).

En 2015, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) estableció una Ingesta Diaria Tolerable (IDT) provisional de 4 µg/kg de peso corporal por día, con el objetivo de continuar evaluando el riesgo asociado al bisfenol A (BPA) debido a la limitada disponibilidad de evidencia científica en ese periodo (ACSA, 2024). En abril del año 2023, la EFSA publicó la revisión de los riesgos del BPA en los alimentos, en la que determinó una nueva Ingesta Diaria Tolerable (IDT) de 0,2 ng/kg de peso corporal por día, un valor 20,000 veces menor que el previamente determinado. Esta evaluación también reveló que la exposición al BPA en todos los grupos poblacionales es de dos a tres veces superior a la nueva IDT, lo que debe ser considerado al desarrollar futuras normativas dentro de la Unión Europea (Lambré et al., 2022).

En España, desde abril de 2022, se ha implementado una prohibición total del bisfenol A (BPA) en la producción de embalajes para alimentos, destacándose junto a Francia como uno de los países de la Unión Europea que ha implementado las regulaciones más rigurosas para abordar este problema (España, 2022). No obstante, como se mencionó previamente, la legislación europea aún autoriza su uso, aunque con ciertas limitaciones. La Comisión Europea respalda la prohibición de su utilización en envases diseñados para alimentos dentro de la Unión Europea y contempla la posibilidad de una modificación normativa en esta área (OCU, 2024).

La Unión Europea ha revisado recientemente su regulación sobre el bisfenol A (BPA) a través

del Reglamento (UE) 2024/3190, emitido por la Comisión el 19 de diciembre de 2024. Esta normativa introduce nuevas limitaciones al empleo del BPA y otros bisfenoles en materiales susceptibles de entrar en contacto con productos alimenticios, modificando el Reglamento (UE) n.º 10/2011 y anulando el Reglamento (UE) 2018/213 (Comisión Europea, 2024).

Conclusiones

- La exposición a sustancias químicas tóxicas, como el bisfenol A (BPA), es cada vez más común en la rutina diaria, principalmente a través de los alimentos.
- La transferencia de BPA a los alimentos está determinada por múltiples factores, lo que aumenta el peligro para la salud de quienes los consumen.
- Aun con los peligros conocidos, eliminar completamente el uso del BPA resulta complejo debido a sus propiedades fisicoquímicas y su amplia aplicación en diversas industrias.
- Numerosos estudios han demostrado la toxicidad del BPA, confirmando que representa una amenaza seria y persistente para la salud pública.
- El impacto del BPA sobre el organismo, aunque no siempre visible, es significativo y potencialmente devastador.
- Es urgente fortalecer las medidas regulatorias y adoptar estrategias más eficaces para reducir la exposición al BPA en la población.

Referencias

Abou Omar, T. F., Sukhn, C., Fares, S. A., Abiad, M. G., Habib, R. R., & Dhaini, H. R. (2017). Bisphenol A exposure assessment from olive oil consumption. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(7), 341. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6048-6>

ACSA. (2024). Agència Catalana de Seguretat Alimentària. Exposició alimentària al bisfenol A. In Exposició alimentària al bisfenol A.

AESAN. (2021). Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición. Preguntas y respuestas sobre el bisfenol A.

American Chemistry Council, Polycarbonate/BPA Global Group. (2009). *¿Qué nos dice la investigación sobre el BPA? Datos sobre el BPA*. <http://factsaboutbpa.org/>

ANSES. (2017). *Dictamen de la Agencia Francesa de Seguridad Alimentaria, Medioambiental y Laboral sobre la evaluación de los resultados de la contaminación por bisfenol A en*

alimentos no enlatados de origen animal.

<https://www.anses.fr/fr/system/files/ERCA2015SA0256EN.pdf>

ANVISA. (2013). Manual de microbiología clínica para o controle de infecção relacionada à assistência à saúde (D. e identificação de bactérias de importância médica, Ed.; Vol. 9). Ministério da Saúde.

Ardura Rodríguez, P. (2019). Relación entre obesidad y disruptores endocrinos. *NPunto*, 11(18), 44–71. <https://www.npunto.es/revista/18/relacion-entre-obesidad-y-disruptores-endocrinos>

Arnold, S. M., Clark, K. E., Staples, C. A., Klecka, G. M., Dimond, S. S., Caspers, N., & Hentges, S. G. (2013). Relevance of drinking water as a source of human exposure to bisphenol A. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 23(2), 137–144. <https://doi.org/10.1038/jes.2012.66>

Bazaco Puerta, P. (2020). *Toxicidad del bisfenol A sobre la salud de las mujeres: Una visión enfermera* [Trabajo de Fin de Grado, Universidad de Valladolid]. UVaDOC. <https://uvadoc.uva.es/handle/10324/41912>

Bhan, A., Hussain, I., Ansari, K. I., Bobzean, S. A. M., Perrotti, L. I., & Mandal, S. S. (2014). Bisphenol-A and diethylstilbestrol exposure induces the expression of breast cancer associated long noncoding RNA HOTAIR in vitro and in vivo. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 141, 160–170. <https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2014.02.002>

Björnsdotter, M. K., de Boer, J., & Ballesteros-Gómez, A. (2017). Bisphenol A and replacements in thermal paper: A review. *Chemosphere*, 182, 691–706. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.070>

Bosch, R. J., Quiroga, B., Muñoz-Moreno, C., Olea-Herrero, N., Arenas, M. I., González-Santander, M., Reventún, P., Zaragoza, C., de Arriba, G., & Saura, M. (2016). El bisfenol A: un factor ambiental implicado en el daño nefrovascular. *Nefrologia: Publicación Oficial de La Sociedad Espanola Nefrologia*, 36(1), 5–9. <https://doi.org/10.1016/j.nefro.2015.08.007>

Bushnik, T., Haines, D., Levallois, P., Levesque, J., Van Oostdam, J., & Viau, C. (2010). Lead and bisphenol A concentrations in the Canadian population. *Rapports Sur La Sante [Health Reports]*, 21(3), 7–18.

Calafat, A. M., Ye, X., Wong, L.-Y., Reidy, J. A., & Needham, L. L. (2008). Exposure of the U.S. population to bisphenol A and 4-tertiary-octylphenol: 2003-2004. *Environmental Health Perspectives*, 116(1), 39–44. <https://doi.org/10.1289/ehp.10753>

Cao, P., Zhong, H.-N., Qiu, K., Li, D., Wu, G., Sui, H.-X., & Song, Y. (2021). Exposure to bisphenol A and its substitutes, bisphenol F and bisphenol S from canned foods and beverages on Chinese market. *Food Control*, 120, 107502. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2020.107502>

Castro, B., Sánchez, P., Torres, J. M., & Ortega, E. (2015). Bisphenol A, bisphenol F and bisphenol S affect differently 5 α -reductase expression and dopamine-serotonin systems in the prefrontal cortex of juvenile female rats. *Environmental Research*, 142, 281–287. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.001>

Chemical Weekly. (2009). *Bisphenol-A: A techno-commercial profile*. Chemical Weekly.

Comisión Europea. (2011). *Reglamento (UE) 10/2011 de la Comisión, de 14 de enero de 2011, sobre materiales y objetos plásticos destinados a entrar en contacto con alimentos. Diario Oficial de la Unión Europea, L 12, 1-89.* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R0010>

Comisión Europea. (2024). *Reglamento (UE) 2024/3190 de la Comisión, de 19 de diciembre de 2024, sobre el uso de bisfenol A (BPA) y otros bisfenoles y derivados de bisfenoles con clasificación armonizada para propiedades peligrosas específicas en determinados materiales y objetos destinados a entrar en contacto con alimentos, por el que se modifica el Reglamento (UE) n.º 10/2011 y se deroga el Reglamento (UE) 2018/213 (Texto pertinente a efectos del EEE).* Diario Oficial de la Unión Europea, L 202403190. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202403190

Dekant, W., & Völkel, W. (2008). Human exposure to bisphenol A by biomonitoring: methods, results and assessment of environmental exposures. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 228(1), 114–134. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2007.12.008>

Dodds, E., & Lawson, W. (1936). Synthetic estrogenic agents without the phenanthrene nucleus. *Nature*, 137, 996.

Doerge, D. R., Twaddle, N. C., Vanlandingham, M., Brown, R. P., & Fisher, J. W. (2011). Distribution of bisphenol A into tissues of adult, neonatal, and fetal Sprague-Dawley rats. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 255(3), 261–270. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2011.07.009>

EFSA. (2018). European food safety authority.

España. (2022). Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular". Boletín Oficial del Estado, 10 de abril de 2022, no. 85, 1-136. <https://www.boe.es/buscar/pdf/2022/BOE-A-2022-5809-consolidado.pdf>

European Chemicals Agency. (2020). *Bisphenol S has replaced bisphenol A in thermal paper.* <https://echa.europa.eu/-/bisphenol-s-has-replaced-bisphenol-a-in-thermal-paper>

European Chemicals Agency. (2020). *Bisphenol S has replaced bisphenol A in thermal paper.* <https://echa.europa.eu/-/bisphenol-s-has-replaced-bisphenol-a-in-thermal-paper>

European Environment Agency. (2022). *Chemicals and health.*

<https://www.eea.europa.eu/publications/zero-pollution/health/chemicals>

European Food Safety Authority (EFSA). (2015). *Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs.* EFSA Journal, 13(1), 3978.

Fernández, M. F., Arrebola, J. P., Taoufiki, J., Navalón, A., Ballesteros, O., Pulgar, R., Vilchez, J. L., & Olea, N. (2007). Bisphenol-A and chlorinated derivatives in adipose tissue of women. *Reproductive Toxicology (Elmsford, N.Y.)*, 24(2), 259–264. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2007.06.007>

Fischnaller, M., Bakry, R., & Bonn, G. K. (2016). A simple method for the enrichment of bisphenols using boron nitride. *Food Chemistry*, 194, 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.07.117>

FitzGerald, R. E., & Wilks, M. F. (2014). Bisphenol A--Why an adverse outcome pathway framework needs to be applied. *Toxicology Letters*, 230(2), 368–374. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2014.05.002>

Geens, T., Aerts, D., Berthot, C., Bourguignon, J.-P., Goeyens, L., Lecomte, P., Maghuin-Rogister, G., Pironnet, A.-M., Pussemier, L., Scippo, M.-L., Van Loco, J., & Covaci, A. (2012). A review of dietary and non-dietary exposure to bisphenol-A. *Food and Chemical Toxicology: An International Journal Published for the British Industrial Biological Research Association*, 50(10), 3725–3740. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2012.07.059>

Geens, T., Apelbaum, TZ, Goeyens, L., Neels, H. y Covaci, A. (2010). Ingesta de bisfenol A en bebidas y alimentos enlatados en el mercado belga. *Aditivos y contaminantes alimentarios: Parte A*, 27 (11), 1627-1637.
<https://doi.org/10.1080/19440049.2010.508183>

Geens, T., Goeyens, L., Sa, K., Neels, H., & Covaci, A. (2012). Levels of bisphenol-A in thermal paper receipts from Belgium and estimation of human exposure. *The Science of the Total Environment*, 435–436, 30–33. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.001>

Gómez, L. F., & Sarria, V. M. (2009). Fotodegradación heterogénea de bisfenol A en agua con dióxido de titanio. *Química nova*, 32(5), 1164–1169. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000500015>

Goodson, A., Summerfield, W., & Cooper, I. (2002). Survey of bisphenol A and bisphenol F in canned foods. *Food Additives and Contaminants*, 19(8), 796–802.
<https://doi.org/10.1080/02652030210146837>

Govarts, E., Vogel, N., Vogel, M., Kolossa-Gehring, M., Apel, P., Bessems, J., Angerer, J., Aerts, D., Amzal, B., Barbone, F., Bervoets, L., Bessems, J., Biot, P., Coertjens, D., Casteleyn, L., Castaño, A., Den Hond, E., Dzhedzheia, V., ... & Schoeters, G. (2023). Bisphenol A in Europe: Human biomonitoring data reveal high exposure and potential health risk. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 248, 114119.
<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2023.114119>

HBM4EU. (2022a). *Bisphenols*. <https://www.hbm4eu.eu/hbm4eu-substances/bisphenols/>
Human exposure to Bisphenol A in Europe. (2023). European Environment Agency.
<https://www.eea.europa.eu/publications/peoples-exposure-to-bisphenol-a>

Hussain, I., Bhan, A., Ansari, K. I., Deb, P., Bobzean, S. A. M., Perrotti, L. I., & Mandal, S. S. (2015). Bisphenol-A induces expression of HOXC6, an estrogen-regulated homeobox-containing gene associated with breast cancer. *Biochimica et Biophysica Acta - Gene Regulatory Mechanisms*, 1849(6), 697–708. <https://doi.org/10.1016/j.bbagrm.2015.02.003>

Jalal, N., Surendranath, A. R., Pathak, J. L., Yu, S., & Chung, C. Y. (2018). Bisphenol A (BPA) the mighty and the mutagenic. *Toxicology Reports*, 5, 76–84.
<https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.013>

Jambor, T., Knížatová, N., & Lukáč, N. (2021). Men's reproductive alterations caused by bisphenol A and its analogues: a review. *Physiological Research*, 70(Suppl4), S643–S656.
<https://doi.org/10.33549/physiolres.934742>

García, A., Gallego, C., & Font, G. (2015). Toxicidad del Bisfenol A: Revisión. *Revista de toxicología*, 32(2), 144–160. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91942717014>

Kang, J., Aasi, D., & Katayama, Y. (2007). Bisphenol A in the Aquatic Environment and Its Endocrine-Disruptive Effects on Aquatic Organisms. *Critical Reviews In Toxicology*, 37(7), 607-625. <https://doi.org/10.1080/10408440701493103>

Kang, J.-H., Kondo, F., & Katayama, Y. (2006). Human exposure to bisphenol A. *Toxicology*, 226(2–3), 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2006.06.009>

Kasper-Sonnenberg, M., Wittsiepe, J., Koch, H. M., Fromme, H., & Wilhelm, M. (2012). Determination of bisphenol a in urine from mother-child pairs-results from the duisburg birth cohort study, Germany. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A*, 75(8–10), 429–437. <https://doi.org/10.1080/15287394.2012.674907>

Katz, T. A., Yang, Q., Treviño, L. S., Walker, C. L., & Al-Hendy, A. (2016). Sustancias químicas disruptoras endocrinas y fibromas uterinos. *Fertilidad y Esterilidad*, 106(4), 967–977. <https://doi.org/10.1016/j.fertnstert.2016.08.023>

Lambré, C., Barat Baviera, J. M., Bolognesi, C., Chesson, A., Cocconcelli, P. S., Crebelli, R., Gott, D. M., Grob, K., Mengelers, M., Mortensen, A., Rivière, G., Steffensen, I. L., Tlustos, C., Van Loveren, H., Vernis, L., Zorn, H., Dudler, V., Milana, M. R., Papaspyrides, C., ... Lampi, E. (2022). Safety assessment of the process Cajas y Palets en una Economía Circular (CAPEC), used to recycle high density polyethylene and polypropylene crates for use as food contact materials. *EFSA Journal*, 20(6), e07384. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2022.7384>

Landolfi, A., Troisi, J., Savanelli, M. C., Vitale, C., Barone, P., & Amboni, M. (2017). Bisphenol A glucuronidation in patients with Parkinson's disease. *Neurotoxicology*, 63, 90–96. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2017.09.008>

Liang, L., Zhang, J., Feng, P., Li, C., Huang, Y., Dong, B., Li, L., & Guan, X. (2015). Occurrence of bisphenol A in surface and drinking waters and its physicochemical removal technologies. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 9(1), 16–38. <https://doi.org/10.1007/s11783-014-0697-2>

Liao, C., & Kannan, K. (2013). Concentrations and profiles of bisphenol A and other bisphenol analogues in foodstuffs from the United States and their implications for human exposure. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61(19), 4655–4662. <https://doi.org/10.1021/jf400445n>

Ma, X.-F., Zhang, J., Shuai, H.-L., Guan, B.-Z., Luo, X., & Yan, R.-L. (2015). IKK β /NF- κ B mediated the low doses of bisphenol A induced migration of cervical cancer cells. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 573, 52–58. <https://doi.org/10.1016/j.abb.2015.03.010>

Manzoor, M. F., Tariq, T., Fatima, B., Sahar, A., Tariq, F., Munir, S., Khan, S., Nawaz Ranjha, M. M. A., Sameen, A., Zeng, X.-A., & Ibrahim, S. A. (2022). An insight into bisphenol A, food exposure and its adverse effects on health: A review. *Frontiers in Nutrition*, 9, 1047827. <https://doi.org/10.3389/fnut.2022.1047827>

Mas, S., Egido, J., González-Parra, E. (2017). Importancia del bisfenol A, una toxina urémica de origen exógeno, en el paciente en hemodiálisis. *Nefrología: Publicación Oficial de La Sociedad Espanola Nefrología*, 37(3), 229–234. <https://doi.org/10.1016/j.nefro.2017.01.011>

Mercea, P. (2009). Physicochemical processes involved in migration of bisphenol A from polycarbonate. *Journal of Applied Polymer Science*, 112(2), 579–593. <https://doi.org/10.1002/app.29421>

Metz, C. M. (2016). Bisphenol A: Understanding the Controversy. *Global Advances in Health and Medicine*, 5(1), 6–8. <https://doi.org/10.1177/2165079915623790>

Michałowicz, J. (2014). Bisphenol A-sources, toxicity and biotransformation. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 37(2), 738–758.
<https://doi.org/10.1016/j.etap.2014.02.003>

Mileva, G., Baker, S. L., Konkle, A. T. M., & Bielajew, C. (2014). Bisphenol-A: epigenetic reprogramming and effects on reproduction and behavior. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(7), 7537–7561.
<https://doi.org/10.3390/ijerph110707537>

Muncke, J. (2011). Endocrine disrupting chemicals and other substances of concern in food contact materials: an updated review of exposure, effect and risk assessment. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 127(1–2), 118–127.
<https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2010.10.004>

Nahar, M. S., Soliman, A. S., Colacino, J. A., Calafat, A. M., Battige, K., Hablas, A., Seifeldin, I. A., Dolinoy, D. C., & Rozek, L. S. (2012). Urinary bisphenol A concentrations in girls from rural and urban Egypt: a pilot study. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 11(1), 20. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-11-20>

National Geographic. (2024, marzo). ¿Son los sustitutos del BPA realmente más seguros? <https://www.nationalgeographic.es/ciencia/2024/03/son-los-sustitutos-del-bpa-realmente-mas-seguros>

Noonan, G. O., Ackerman, L. K., & Begley, T. H. (2011). Concentration of bisphenol A in highly consumed canned foods on the U.S. market. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 59(13), 7178–7185. <https://doi.org/10.1021/jf201076f>

Ochoa Ortega, P. (2016). *Estudio comparativo de métodos de tratamiento de muestra para la determinación de bisfenol A en alimentos / bebidas*. Universidad de Jaén.

OCU. Organización de Consumidores y Usuarios. (2024). Bisfenol A en alimentos: un riesgo real para todos. <https://www.ocu.org/alimentacion/seguridad-alimentaria/noticias/riesgo-bisfenol-a>

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2013). *State of the science of endocrine disrupting chemicals – 2012* (ed. T. Damstra, S. Barlow, A. Bergman, R. Kavlock, & G. Van Der Kraak). <https://www.who.int/publications/i/item/9789241505031>

Ougier, E., Zeman, F., Antignac, J.-P., Rousselle, C., Lange, R., Kolossa-Gehring, M., & Apel, P. (2021). Human biomonitoring initiative (HBM4EU): Human biomonitoring guidance values (HBM-GVs) derived for bisphenol A. *Environment International*, 154(106563), 106563. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106563>

Pivnenko, K., Laner, D., & Astrup, T. F. (2018). Dynamics of bisphenol A (BPA) and bisphenol S (BPS) in the European paper cycle: Need for concern? *Resources, Conservation, and Recycling*, 133, 278–287. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.021>

Pivnenko, K., Laner, D., & Astrup, T. F. (2018). Dynamics of bisphenol A (BPA) and bisphenol S (BPS) in the European paper cycle: Need for concern? *Resources, Conservation, and Recycling*, 133, 278–287. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.021>

Ptak, A., & Gregoraszczuk, E. L. (2015). Effects of bisphenol A and 17 β -estradiol on vascular endothelial growth factor A and its receptor expression in the non-cancer and cancer ovarian cell lines. *Cell Biology and Toxicology*, 31(3), 187–197.

<https://doi.org/10.1007/s10565-015-9303-z>

Ptak, A., Rak-Murdyła, A., & Gregoraszczuk, E. L. (2013). Cooperation of bisphenol A and leptin in inhibition of caspase-3 expression and activity in OVCAR-3 ovarian cancer cells. *Toxicology in Vitro*, 27(6), 1937–1943. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2013.06.017>

Ramos Buil, A., Fernández Pastor, S., & Guerrero Barrado, A. (2024). *Bisfenol A en la industria alimentaria: Análisis comparativo entre carne y productos cárnicos enlatados y no enlatados*. Revisión. PUBVET, 18(9), e1655, 1–14.

<https://ojs.pubvet.com.br/index.php/revista/article/download/3832/3739/2106>

Richter, C. A., Taylor, J. A., Ruhlen, R. L., Welshons, W. V., & vom Saal, F. S. (2007). Estradiol and Bisphenol A stimulate androgen receptor and estrogen receptor gene expression in fetal mouse prostate mesenchyme cells. *Environmental Health Perspectives*, 115(6), 902–908. <https://doi.org/10.1289/ehp.9804>

Ritter, S. K. (2011). Debating BPA's toxicity. *Chemical & Engineering News*, 89(23), 14–19.

Rochester, J. R. (2013). Bisphenol A and human health: a review of the literature. *Reproductive Toxicology (Elmsford, N.Y.)*, 42, 132–155. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2013.08.008>

Rodríguez Carballo, E. (2023). *Degradación de bisfenol A utilizando ceniza del árbol de chalahuite (inga vera willd) en Chicontla en el Estado de Puebla, soportado en TIO2*. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

<https://hdl.handle.net/20.500.12371/18623>

Rodríguez-Jorquera, I. A., Yang, Y.-Y., & Toor, G. S. (2015). *Contaminants in the Urban Environment: Bisphenol-A*. *Soil and Water Science Department, SL434*, 1–7.

Rubin, B. S. (2011). Bisphenol A: an endocrine disruptor with widespread exposure and multiple effects. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 127(1–2), 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2011.05.002>

Russo, G., Barbato, F., Mita, D. G., & Grumetto, L. (2019). Occurrence of Bisphenol A and its analogues in some foodstuff marketed in Europe. *Food and Chemical Toxicology: An International Journal Published for the British Industrial Biological Research Association*, 131(110575), 110575. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.110575>

Rutkowska, A., Szybiak, A., Serkies, K., & Rachoń, D. (2016). Endocrine disrupting chemicals as potential risk factor for estrogen-dependent cancers. *Postępy Higieny i Medycyny Doświadczalnej*, 126(7–8), 562–569. <https://www.mp.pl/paim/issue/article/3481>

Sarria Villa, R. A., Gallo Corredor, J. A., & Pérez, E. H. (2019). *Bisfenol-A: Un contaminante presente en los envases plásticos*. ResearchGate.

[https://www.researchgate.net/publication/332082978 Bisfenol-A Un contaminante presente en los envases plasticos](https://www.researchgate.net/publication/332082978_Bisfenol-A_Un_contaminante_presente_en_los_envases_plasticos)

Seachrist, D. D., Bonk, K. W., Ho, S.-M., Prins, G. S., Soto, A. M., & Keri, R. A. (2016). A review of the carcinogenic potential of bisphenol A. *Reproductive Toxicology (Elmsford, N.Y.)*, 59, 167–182. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2015.09.006>

Siddique, M. A. B., Harrison, S. M., Monahan, F. J., Cummins, E., & Brunton, N. P. (2021). Bisphenol A and metabolites in meat and meat products: Occurrence, toxicity, and recent development in analytical methods. *Foods (Basel, Switzerland)*, 10(4), 714. <https://doi.org/10.3390/foods10040714>

Torres Sánchez, M., Rendón Rojas, C. M., & Santacruz Guerra, M. (2018). *Análisis de la toxicidad del Bisfenol A en la salud humana: Una aproximación conceptual* [Trabajo de grado, Corporación Universitaria Lasallista]. Repositorio Institucional Unilasallista.

<https://repository.unilasallista.edu.co/server/api/core/bitstreams/da17e869-0580-47c8-ae92-1cc555898f5c/content>

U.S. Environmental Protection Agency. (2010). *Bisphenol A action plan*.

https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/bpa_action_plan.pdf

Valls-Llobet, C. (2010). Contaminación ambiental y salud de las mujeres. *Investigaciones feministas*, 1, 149–159. https://doi.org/10.5209/REV_INFE.2010.V1.8550

Vandenberg, L. N., Ehrlich, S., Belcher, S. M., Ben-Jonathan, N., Dolinoy, D. C., Hugo, E. R., Hunt, P. A., Newbold, R. R., Rubin, B. S., Saili, K. S., Soto, A. M., Wang, H.-S., & vom Saal, F. S. (2013). Low dose effects of bisphenol A: An integrated review of in vitro, laboratory animal, and epidemiology studies. *Endocrine Disruptors (Austin, Tex.)*, 1(1), e26490. <https://doi.org/10.4161/endo.26490>

Vandenberg, L. N., Hauser, R., Marcus, M., Olea, N., & Welshons, W. V. (2007). Human exposure to bisphenol A (BPA). *Reproductive Toxicology (Elmsford, N.Y.)*, 24(2), 139–177.

<https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2007.07.010>

Vandenberg, L. N., Maffini, M. V., Sonnenschein, C., Rubin, B. S., & Soto, A. M. (2009). Bisphenol-A and the great divide: A review of controversies in the field of endocrine disruption. *Endocrine Reviews*, 30(1), 75–95. <https://doi.org/10.1210/er.2008-0021>

Vandenberg, LN, Colborn, T., Hayes, TB, Heindel, JJ, Jacobs, DR, Lee, D.-H., Shioda, T., Soto, AM, vom Saal, FS, Welshons, W.V., Zoeller, RT y Myers, JP (2012). Hormonas y disruptores endocrinos: Efectos de dosis bajas y respuestas a dosis no monotónicas. *Endocrine Reviews*, 33 (3), 378. <https://doi.org/10.1210/er.2011-1050>

Wang, B., Zhou, W., Zhu, W., Chen, L., Wang, W., Tian, Y., ... Zhang, J. (2018). Associations of female exposure to bisphenol A with fecundability: Evidence from a preconception cohort study. *Environment International*, 117, 139–145. JOUR. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.05.003>

Wang, H., Liu, Z.-H., Zhang, J., Huang, R.-P., Yin, H., Dang, Z., Wu, P.-X., & Liu, Y. (2019). Insights into removal mechanisms of bisphenol A and its analogues in municipal wastewater treatment plants. *The Science of the Total Environment*, 692, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.134>

Wang, X., Nag, R., Brunton, N. P., Siddique, M. A. B., Harrison, S. M., Monahan, F. J., & Cummins, E. (2023). A probabilistic approach to model bisphenol A (BPA) migration from packaging to meat products. *The Science of the Total Environment*, 854(158815), 158815. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158815>

Zalko, D., Jacques, C., Duplan, H., Bruel, S., & Perdu, E. (2011). Viable skin efficiently absorbs and metabolizes bisphenol A. *Chemosphere*, 82(3), 424–430. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.058>