

Uso de *Acanthobothrium spp.* (parásitos de batoideos) como posibles bioindicadores de contaminación en México

Use of *Acanthobothrium spp.* (batooid parasites) as a possible bioindicators of contamination in México

Erick Rodríguez-Ibarra^{1,2}, Pablo Octavio-Aguilar¹, Scott Monks¹, Juan Violante-González² y Griselda Pulido-Flores¹

¹Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Apartado Postal 1-10, C.P. 42001, Pachuca de Soto, Hidalgo, México. ²Unidad Académica de Ecología Marina, Universidad Autónoma de Guerrero, Acapulco, Guerrero, México

NOTA SOBRE LOS AUTORES

Rodríguez-Ibarra Erick: erickrodrigueziba@gmail.com  <https://orcid.org/0000-0002-2930-8709>

Octavio-Aguilar Pablo: pablo_aguilar9900@uaeh.edu.mx

 <https://orcid.org/0000-0002-4636-9773>

Monks Scott: smonks@uaeh.edu.mx  <https://orcid.org/0000-0002-5041-8582>

Violante-González Juan: viojuang@yahoo.com.mx  <https://orcid.org/0000-0001-6291-8763>

Pulido-Flores Griselda: gpulido@uaeh.edu.mx  <https://orcid.org/0000-0002-0454-8466>

Esta investigación fue financiada con recursos de los autores.

Los autores no tienen ningún conflicto de interés al haber hecho esta investigación.

Remita cualquier duda sobre este artículo a Griselda Pulido-Flores.

RESUMEN

Los parásitos son un componente de la biodiversidad, que sufren afectaciones por los cambios en el ambiente y/o sus hospederos. Por esto, se considera que *Acanthobothrium spp.*, pueden ser un bioindicador de algunas amenazas en las costas de México. Estos céstodos tienen ciclos de vida indirectos, y son parásitos intestinales de elasmobranquios. Se analizaron datos de 21 años de colecta de *Acanthobothrium spp.*, parásitos de algunas especies de batoideos, en diferentes localidades y fechas del litoral de México. Se calculó la prevalencia, y se realizó un análisis de coordenadas principales, considerando una distancia multimétrica no lineal (estacionalidad de las colectas (lluvias y secas), localidades y años de colectas) para evaluar una probable correlación

Recibido: 11/01/2024

Aceptado: 29/04/2024

Publicado: 01/06/2024



Copyright © 2024 Erick Rodríguez-Ibarra, Pablo Octavio-Aguilar, Scott Monks, Juan Violante-González y Griselda Pulido-Flores.
Esta obra está protegida por una licencia [Creative Commons 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

entre la ausencia o presencia de *Acanthobothrium*. Durante el periodo evaluado, se registró un decremento en la biodiversidad de *Acanthobothrium* en el Golfo de México, se registraron bajos valores de prevalencia de las poblaciones de estos parásitos. Esto se interpreta como un efecto de la sensibilidad de *Acanthobothrium* spp. a los cambios ambientales. Los ciclos de vida de *Acanthobothrium* spp. pueden afectarse directa o indirectamente por contaminantes, ya sea en las larvas de vida libre, o en larvas parásitas y/o adultos de los hospederos intermediarios o definitivos. Por ello, se concluye que el incremento de contaminación en el Golfo de México afecta los valores de prevalencia de *Acanthobothrium* spp. Lo que destaca la importancia del uso de los parásitos como bioindicadores de la calidad ambiental.

Palabras clave: pérdida de biodiversidad, prevalencia, cestoda, análisis de coordenadas principales.

ABSTRACT

Parasites are a component of biodiversity, which are also affected by changes in the environment or their hosts. Therefore, it is considered that *Acanthobothrium* spp. can be a bioindicator of some threats in the coasts of Mexico. These cestodes have indirect life cycles, and are intestinal parasites of elasmobranchs. Data from 21 years of collection of *Acanthobothrium* spp. parasites of some batoid species in different localities and dates along the coast of Mexico were analyzed. Prevalence was calculated, and a principal coordinates analysis was performed, considering a non-linear multimetric distance (seasonality of collections (rainy and dry seasons), localities and years of collections) to evaluate a probable correlation between the absence or presence of *Acanthobothrium* spp. During the period evaluated, there was a decrease in the biodiversity of *Acanthobothrium* in the Gulf of Mexico, with low values of prevalence of the populations of these parasites. This is interpreted as an effect of the sensitivity of *Acanthobothrium* spp. to environmental changes. The life cycles of *Acanthobothrium* spp. can be affected directly or indirectly by contaminants, either in free-living larvae, or in parasitic larvae and/or adults of intermediate or definitive hosts. Therefore, it is concluded that increased pollution in the Gulf of Mexico affects the prevalence values of *Acanthobothrium* spp. This highlights the importance of the use of parasites as bioindicators of environmental quality.

Keywords: loss of biodiversity, prevalence, cestoda, principal coordinate analysis.

INTRODUCCIÓN

El incremento de la actividad humana altera la biodiversidad, una gran cantidad de poblaciones de animales marinos han disminuido. En algunos casos, no es claro si esta tendencia es consecuencia de la acumulación crónica de riesgo de extinción marina global, o de efectos de corto plazo. El impacto de la actividad humana en el océano es sustancial, ubicua y cambiante, provocando la degradación de los ecosistemas, e incluso al colapso de estos (Halpern et al., 2019, Dulvy, 2014).

La pesca intensiva, así como efectos a largo plazo de estresores antropogénicos y naturales en peces y los hábitats han ocasionado que las poblaciones de peces estén catalogadas como sobrepesca; el crecimiento exponencial de la pesca, altas tasas de captura incidental y lenta recuperación de poblaciones ocasionan el decremento de las poblaciones de elasmobranquios.

MacNeil *et al.* (2020) registraron la sobreexplotación de elasmobranquios, lo que ha devastado sus poblaciones, no se observaron elasmobranquios en casi 20% de arrecifes; Dulvy *et al.* (2021) argumentan que el alto y creciente riesgo de extinción de condrictios muestra que las medidas adoptadas por los gobiernos a nivel mundial son insuficientes, con frecuencia no se cumplen y/o no se han implementado.

La conservación de la biodiversidad implica gestión internacional, mitigación y cooperación como un componente esencial para la sostenibilidad de las especies, esto requiere un mayor impulso en la investigación del estado actual de elasmobranquios y el manejo para incorporar la participación de pescadores locales (Dulvy *et al.*, 2014, Oliver *et al.*, 2015, Halpern *et al.*, 2019). Se ha propuesto la observación recreativa de elasmobranquios como medida de conservación, protección y generación de recursos económicos, así como la priorización global de áreas importantes para la biodiversidad y especies amenazadas en las Zonas Económicas Exclusivas y alta mar (Jefferson *et al.*, 2021).

Por su parte, los parásitos son un componente de la biodiversidad que frecuentemente son excluidos de esta por no ser carismáticos. Su diversidad y poblaciones también son afectadas a través del ambiente, y/o de sus hospederos; se sabe que los parásitos son indicadores biológicos que sirven para comprender la ecología, hábitos alimenticios, migración y estructura de la población de sus hospederos. Sin embargo, la vulnerabilidad de las especies ante los estresores ambientales mencionados no es uniforme, depende de la capacidad de éstas para responder y adaptarse a las nuevas condiciones climáticas (plasticidad); es decir las especies con una capacidad de respuesta limitada a los cambios del ambiente, serán más vulnerables. Por ello, es necesario realizar una evaluación ambiental integral que incluya información de los parásitos para obtener información relevante que permita detectar las alteraciones que podrían afectar negativamente a las poblaciones y especies de parásitos y hospederos, o ecosistemas (Burger, 2006).

Existen diferentes técnicas de evaluación de la calidad del agua, muchas son costosas, como los análisis químicos. Actualmente, algunos estudios de parásitos de peces, indican que los helmintos sirven como bioindicadores de la calidad de agua, esto es a través del análisis de la biodiversidad local, estructura de las comunidades y formas larvianas de los parásitos (Pulido-Flores, 2005; Monks, 2013). Los parásitos son altamente sensibles a cambios ambientales, por esto, son buenos indicadores del daño que pueden causar algunos estresores ambientales en la biota del ecosistema que se monitorea. En un bioindicador se evalúa la distribución, abundancia, dispersión, éxito reproductivo, etc. en el ecosistema. Por esto, los parásitos pueden ser usados como

estimadores del estatus de otras especies, o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costosas de medir directamente (Heink y Kowarik, 2010).

Las especies de *Acanthobothrium* son parásitos del intestino de elasmobranquios, con una elevada especificidad hospedatoria, con frecuencia, una especie de *Acanthobothrium* únicamente es parásita de una especie de hospedero (Caira, 2011; Caira, 2017; Zaragoza-Tapia, 2020). Zaragoza-Tapia (2020) argumentaron que el 3.7% de las especies de tiburones y el 14.9% de las especies de rayas se han reportado como hospederos de *Acanthobothrium*; por ello, se considera a este género es el más diverso de los parásitos del intestino de 58 elasmobranquios (Caira, 2017). Varios autores, reportan a diversos parásitos, que han usado como indicadores y marcadores (hábitos alimenticios, filogenia, sistemática del hospedero y factores medioambientales) (Williams et al., 1992; MacKenzie, 2002). Por esto, la presencia y ausencia de *Acanthobothrium* spp. son de utilidad para el monitoreo y evaluación del estado de las poblaciones de elasmobranquios en el mundo.

El género *Acanthobothrium* incluyen aproximadamente 213 especies (Rodríguez-Ibarra et al., 2023); en México se han registrado 25 especies, de las cuales 11 se reportaron en la costa del Pacífico mexicano, 11 en el Golfo de México y tres en el Mar Caribe mexicano (Linton, 1908; Goldstein, 1964; Monks et al., 2015; Vardo-Zalik y Campbell, 2011; Campbell, 1969; Goldstein et al., 1968; Rodríguez-Ibarra et al., 2018; Campbell, 1970; Rodríguez-Ibarra et al., 2023).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el uso de *Acanthobothrium* spp. como bioindicador del efecto de la contaminación en la biodiversidad de algunas especies de Baotideos en las costas de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se elaboró una base de datos de muestreo de batoideos durante el periodo de 1999 a 2019, en las costa de Sinaloa, Guerrero y Oaxaca en el Pacífico; y en Tamaulipas, Veracruz, Campeche, Yucatán y Quintana Roo en el Golfo de México y Caribe Mexicano (Figura 1). Únicamente se considero la presencia de *Acanthobothrium* spp. en 21 especies de batoideos en las diferentes zonas de estudio. Los datos de colecta son diferentes entre especies de hospederos, localidades y fechas.

Se calculó la prevalencia de infección por especies de hospedero, y los periodos anuales de colecta con base en Bautista-Hernández et al. (2015) (Tablas 1 y 2, Figura 2). Se analizaron las variables de estacionalidad de las colectas (lluvias y secas), localidades y años de colectas del Golfo de México y Mar Caribe mexicano, en comparación con las colectas del Océano Pacífico mexicano durante el mismo periodo para destacar en el análisis de coordenadas principales PcoA (Principal Coordinate Analysis, Williams, 1976) considerando una distancia multimétrica no lineal de Gower, 1966 para sugerir una probable correlación entre la ausencia o presencia de *Acanthobothrium* spp. en las localidades del Golfo de México y Mar Caribe Mexicano.

Además, se aplicó una prueba de intervalos de confianza para los parámetros (estadístico de Wald) para reducir la dimensión de la matriz de variables; también, se aplicó la prueba de Hosmer-Lemeshow para evaluar la bondad de ajuste del modelo. El análisis se calculó en el software STATISTICA v.10 (StatSoft, 2011) y PAST 2.17 (Hammer et al., 2001).

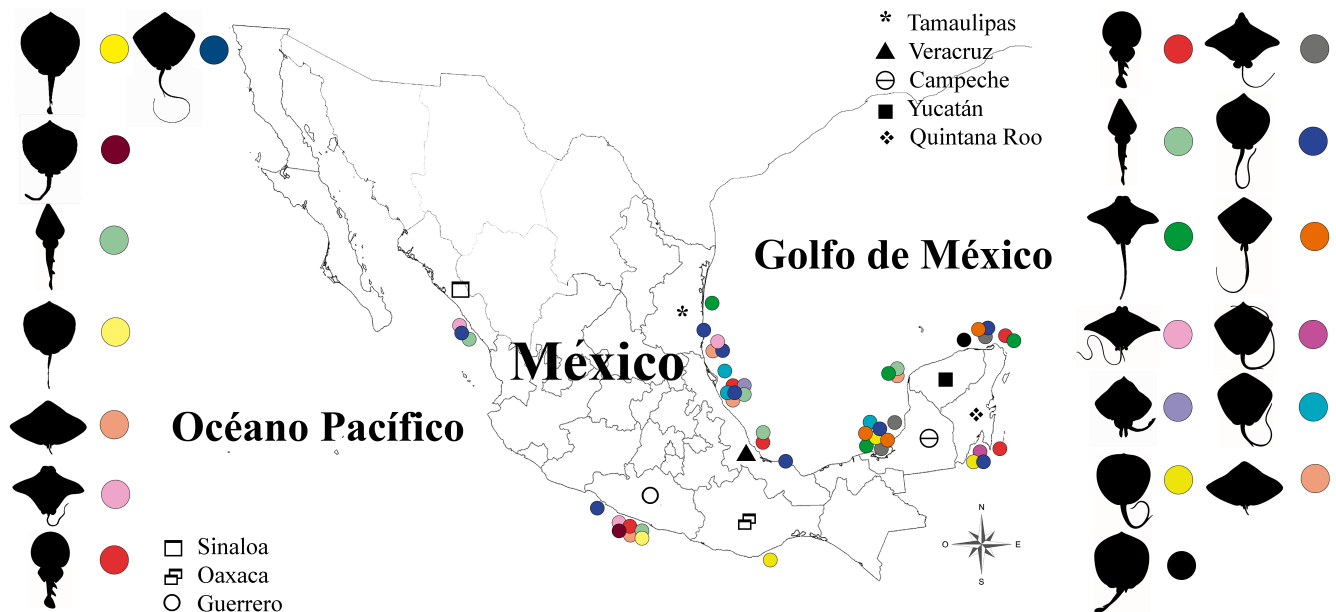


Figura 1. Sitios de muestreo y especies de batoideos analizados. Océano Pacífico: ● *Narcine entemedor*; ● *Pseudobatos glaucostigma*; ● *Rhinoptera steindachneri*; ● *Urobatis maculatus*; ● *Urotrygon chilensis*; ● *Urotrygon rogersi*; ● *Hypanus longus*; ● *Gymnura marmorata*. Golfo de México y Mar Caribe: ● *Narcine brasiliensis*; ● *Pseudobatos lentiginosus*; ● *Rhinoptera bonasus*; ● *Rhinoptera brasiliensis*; ● *Rostroraja texana*; ● *Styracura schmardae*; ● *Urobatis jamaicensis*; ● *Aetobatus cf. narinari*; ● *Hypanus sabinus*; ● *Hypanus americanus*; ● *Hypanus guttatus*; ● *Hypanus sayi*; ● *Gymnura lessae*.

RESULTADOS

Prevalencia de *Acanthobothrium spp.*

El esfuerzo de colecta fue mayor en el Golfo de México y Mar Caribe Mexicano, con respecto a el Pacífico en México. Principalmente se enfocó en las localidades de Tamaulipas, Veracruz, Campeche, Yucatán y Quintana Roo. La prevalencia obtenida durante el periodo analizado, muestran un decremento en la presencia de *Acanthobothrium spp.* a partir del año 2011, con base en el porcentaje de infección, se observa que en Tamaulipas los hospederos revisados (8 individuos de *Gymnura lessae*, 4 de *Hypanus sabinus*, 4 de *Rhinoptera bonasus* y 2 de *R. brasiliensis*) fueron negativos en los años de 2018 y 2019; en Veracruz se muestreó en: 2004, 2009, 2010, 2012, 2018 y 2019, en los primeros cuatro hubo decremento en los valores de la infección, mientras que en 2018 y 2019 los ejemplares muestreados resultaron negativos (Tabla 1); es importante resaltar que, *Hypanus* es el género con más hospederos revisados con resultado negativo para la infección;

por ejemplo, en Veracruz antes del año 2011 Rodríguez-Ibarra (2011) reportó valores de abundancia de 23, 1.5 y 1.5 para *Acanthobothrium sp. 1*, *Acanthobothrium sp. 2* y *Acanthobothrium sp. 3*, respectivamente; para fechas posteriores a 2012 los hospederos revisados resultaron negativos a la infección.

En Campeche durante los años 1999, 2000 y 2005 se tienen hospederos positivos y negativos para la infección, cabe destacar que la abundancia reflejada para *Acanthobothrium marquesi* en *Aetobatus cf. narinari* es de 13.75 (según Rodríguez-Ibarra et al. (2018), mientras que la abundancia en el periodo de 2019 para *A. marquesi* en *A. cf. narinari* es considerablemente baja de 0.66 (6 ejemplares colectados de hospedero y 4 individuos de *A. marquesi*), en el periodo de 2005 la abundancia fue de 1.4 (5 ejemplares colectados de hospedero y 7 individuos de *Acanthobothrium sp. 1*); y de acuerdo con los datos para fechas posteriores del año 2011, todos los ejemplares de hospederos colectados resultaron negativos (Tabla 1, Figura 2).

En Quintana Roo durante 1999 y 2000 los hospederos fueron positivos a la infección, en 1999 la abundancia fue de 1.4 (6 ejemplares colectados de hospedero y 4 individuos de *Acanthobothrium sp. 1*); la biodiversidad y la productividad natural en el Golfo de México y Mar Caribe están relacionadas con la integridad y la salud de los hábitats costeros. Desafortunadamente, los problemas de contaminación e impacto ambiental están aumentando por la actividad humana, ya sea porque eliminan áreas naturales, o por la generación de desechos indeseables o la alteración de los procesos ecológicos (Benitez et al., 2014).

En el Pacífico mexicano únicamente se tiene información de: Sinaloa, Guerrero y Oaxaca. De igual forma, en algunas especies de batoideos se observa un ligero decremento en la prevalencia de *Acanthobothrium spp.* En *Gymnura marmorata*, se registró el 100 % de hospederos infectados en 2011, en Guerrero, sin embargo para el 2019 los valores de prevalencia fueron cero (Tabla 2 y Figura 2). En el 2005, en Guerrero para *Pseudobatos glaucostigma* se registró el 100 % de hospederos infectados con *Acanthobothrium*, aunque para esta misma especie en Sinaloa la prevalencia se redujo al 50% (Tabla 2). Es importante destacar que el esfuerzo de colecta para el Pacífico es menor, por lo que estos datos no son concluyentes, no así para las localidades del Golfo de México y Caribe Mexicano.

Tabla 1. Valores de Prevalencia por especie de hospedero y año de colecta en el Golfo de México y Mar Caribe.

Especie de hospedero	Estado	Colecta	PR	PI	%
<i>Aetobatus cf. narinari</i>	Campeche	1999	3	3	100
	Campeche	2000	2	1	50
	Quintana Roo	2000	1	0	0
	Campeche	2005	3	2	66
	Campeche	2019	6	3	50
<i>Gymnura lessae</i>	Yucatán	2009	1	0	0
	Veracruz	2009	10	3	30
	Veracruz	2010	1	0	0
	Tamaulipas	2018	7	0	0
	Tamaulipas	2019	1	0	0
<i>Hypanus americanus</i>	Quintana Roo	2000	2	0	0
	Campeche	2005	5	2	40
	Campeche	2019	2	0	0
<i>Hypanus guttatus</i>	Quintana Roo	1999	5	3	60
<i>Hypanus sabinus</i>	Quintana Roo	1999	1	0	0
	Quintana Roo	2000	1	1	100
	Campeche	2000	1	0	0
	Veracruz	2004	1	0	0
	Campeche	2005	1	0	0
	Veracruz	2009	2	2	100
	Veracruz	2018	2	0	0
	Tamaulipas	2018	2	0	0
	Tamaulipas	2019	2	0	0
	Veracruz	2019	3	0	0
<i>Hypanus say</i>	Campeche	2005	1	0	0
	Veracruz	2009	4	3	75
<i>Narcine brasiliensis</i>	Quintana Roo	1999	2	0	0
	Veracruz	2004	1	1	0
	Veracruz	2010	8	6	75
<i>Pseudobatos lentiginosus</i>	Yucatán	1999	1	0	0
	Veracruz	2009	4	0	0
	Veracruz	2010	1	0	0
<i>Rhinoptera bonasus</i>	Campeche	1999	1	0	0
	Quintana Roo	1999	1	0	0
	Campeche	2000	5	0	0
	Campeche	2005	4	0	0
	Tamaulipas	2019	4	0	0
<i>Rinoptera brasiliensis</i>	Veracruz	2018	1	0	0
	Tamaulipas	2018	2	0	0
<i>Rostroraja texana</i>	Veracruz	2012	3	3	100
<i>Styracura schmardae</i>	Quintana Roo	1999	5	5	100
	Campeche	2000	1	0	0
	Quintana Roo	2011	1	0	0
<i>Urobatis jamaicensis</i>	Yucatán	1999	1	0	0
	Quintana Roo	1999	5	2	40
	Campeche	2019	1	1	100
Ejemplar no descrito	Veracruz	2018	1	0	0

PR= número de peces revisados; PI = número de peces infectados; % = prevalencia

Tabla 2. Valores de Prevalencia registrados por especie de hospedero y año de colecta en el Océano Pacífico.

Especie de hospedero	Estado	Colecta	PR	PI	%
<i>Gymnura marmorata</i> Cooper, 1864	Guerrero	2011	1	1	100
	Guerrero	2019	2	0	0
<i>Hypanus longus</i> Garman, 1880	Guerrero	2011	6	1	16.66
	Guerrero	2018	4	2	50
	Sinaloa	2004	1	1	100
<i>Narcine entemedor</i> Jordan & Starks, 1895	Guerrero	2011	12	7	58.33
	Guerrero	2012	1	1	100
	Guerrero	2018	1	0	0
<i>Pseudobatos glaucostigma</i> Jordan & Gilbe	Guerrero	2011	6	3	50
	Sinaloa	2005	6	6	100
<i>Rhinoptera steindachneri</i> Evermann & Jenl	Guerrero	2011	12	0	0
	Sinaloa	2005	2	0	0
<i>Urotrygon chilensis</i> Günther, 1872	Guerrero	2019	4	3	75
<i>Urobatis maculatus</i> Garman, 1913	Oaxaca	2018	1	0	40
<i>Urotrygon rogersi</i> Jordan & Starks, 1895	Guerrero	2011	24	2	8.33

PR= número de peces revisados; PI = número de peces infectados; % = prevalencia.

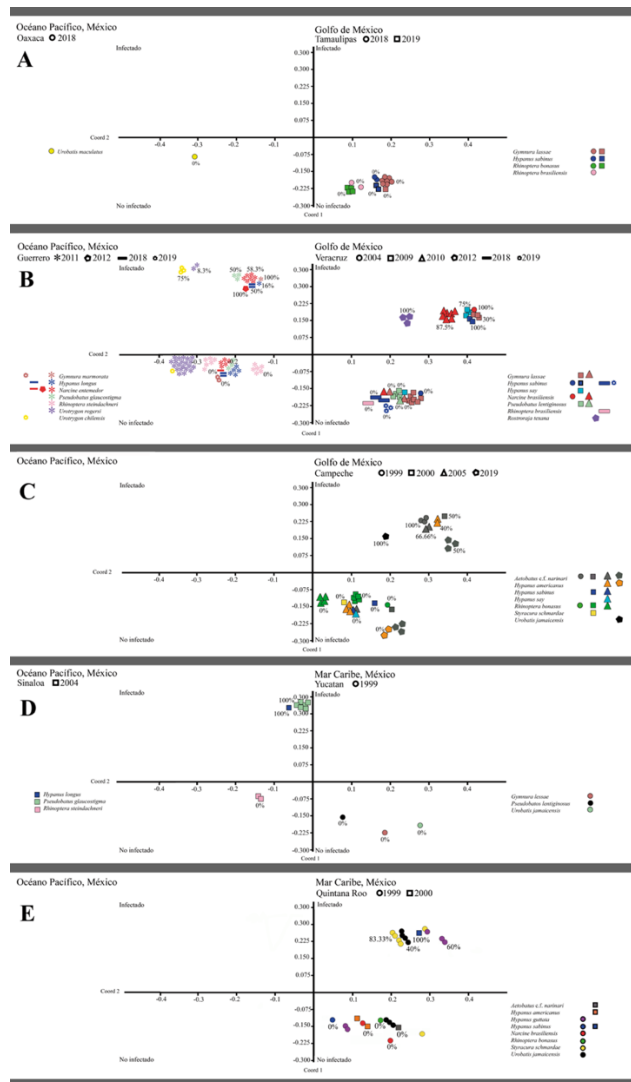


Figura 2. Se muestra por separado la correlación del estado de infección de los hospederos por *Acanthobothrium*, las prevalencia de infección en las localidades muestreadas del resultando en conjunto del ACP.

Análisis de Coordenadas Principales. La correlación entre la infección de *Acanthobothrium spp.* mostrada en el análisis de PcoA relacionada con los años de colecta, en el Golfo de México y mar Caribe mexicano se observa un decremento significativo, entre las diferentes especies de batoideos analizados. El PcoA mostró que las variables “estado”, “costa”, “fecha” y “hospedero” son importantes para explicar los cambios en la frecuencia de colecta para *Acanthobothrium spp.* en el Golfo de México y Mar Caribe Mexicano (Tabla 3 y 4). Sin embargo, las correlaciones pareadas muestran que “el hospedero” no es un atributo que pueda explicar la covariación del PcoA (Tabla 3 y 4). Además, existe una diferencia significativa entre prevalencia observada y la esperada a lo largo del tiempo (Hosmer Lemeshow = 13.931, $p = 0.05$), por lo que la infección de hospederos es mayor en fechas anteriores al año 2011 en el Golfo de México.

Tabla 3. Prueba de efectos con distribución binomial y función de enlace Logit.

	Wald	p
Estado	6.22531	0.012594
Costa	6.87826	0.008725
Fecha	17.59144	0.000027
Hospedero	4.77958	0.028799

Tabla 4. Matriz de correlación entre variables.

	Estado	Costa	Fecha
Estado			
Costa	0.575300		
Fecha	-0.337134	-0.531264	
Hospedero	0.039690	-0.340468	0.130319

Ciclo de vida general de *Acanthobothrium*, y algunas consideraciones

Las especies de *Acanthobothrium* tienen un ciclo de vida indirecto (Figura 3), el huevo es liberado por los proglótides del adulto, o con proglótides con huevos (Franzese e Ivanov, 2018, Holland et al., 2009), posteriormente, del huevo se libera el coracidio (larva libre nadadora), que es ingerido por el primer hospedero intermediario (copépodo, bivalvo o/y anfibios) (Cake, 1977, Rosenthal, 1967; Holland y Wilson, 2009, Holland et al., 2009); en esta fase del ciclo de vida, la vulnerabilidad del hexacanto puede comprometerse por la acción de agentes tóxicos productos de la contaminación de hidrocarburos y metales pesados (Cadmio, Cobre, Cromo, Mercurio, Plomo) (Méndoza-Díaz, 2010; Godínez-Campos, 2012; Benitez et al., 2014; Lozada-Flores, 2015), el hexacanto sale de la oncosfera e interactúa directamente con el resultado de la acción alimenticia

del hospedero intermediario (organismos filtradores), posiblemente se ocasione la muerte e interrumpiendo el ciclo de vida (Marcogliese, 2004; Pietroock y Marcogliese, 2003; Poulin, 1992; Overstreet, 1997; MacKenzie, 1999).

El hospedero definitivo (tiburones y batoideos) se infectan por la larva pleroceroide que se desarrolló en bivalvos, copépodos y anfibios (Anantaraman, 1963, Cake, 1977, Hyman, 1951, Holland y Wilson, 2009, Holland et al., 2009, Rosenthal, 1967, Southwell, 1930); sin embargo, el efecto de los contaminantes puede ocasionar la muerte de las larvas de los cestodos “sin afectar” al hospedero intermediario, por esto, la presencia de este tipo de hospedero sin parásitos, no es un buen indicador de contaminantes en el ambiente.

Se considera, que los gasterópodos son el segundo hospedero intermediario o paraténico de *Acanthobothrium spp.*, (Anantaraman, 1963, Bennett et al., 2019, Cake 1977, Chambers et al., 2000, Holland y Wilson, 2009, Holland et al., 2009, Southwell, 1930, Yamaguti, 1959); éstos, al ser consumidos por batoideos cierran el ciclo; pero, si son consumidos por cefalópodos o peces teleósteos, éstos son infectados por plerocercoides, convirtiéndose en un hospedero intermediario (Cake, 1977, Rosenthal, 1967, Wardle, 1974, Chambers et al., 2000, Yamaguti, 1959), que a su vez forman parte de la cadena alimenticia de rayas y tiburones (Bennett et al., 2019). Por lo tanto, los cambios en la frecuencia de estadios larvales de *Acanthobothrium* en distintos hospederos indican que la contaminación es un factor importante en la disminución de la diversidad de *Acanthobothrium spp.* observada a lo largo de 21 años en las costas del Golfo de México durante periodos no consecutivos.

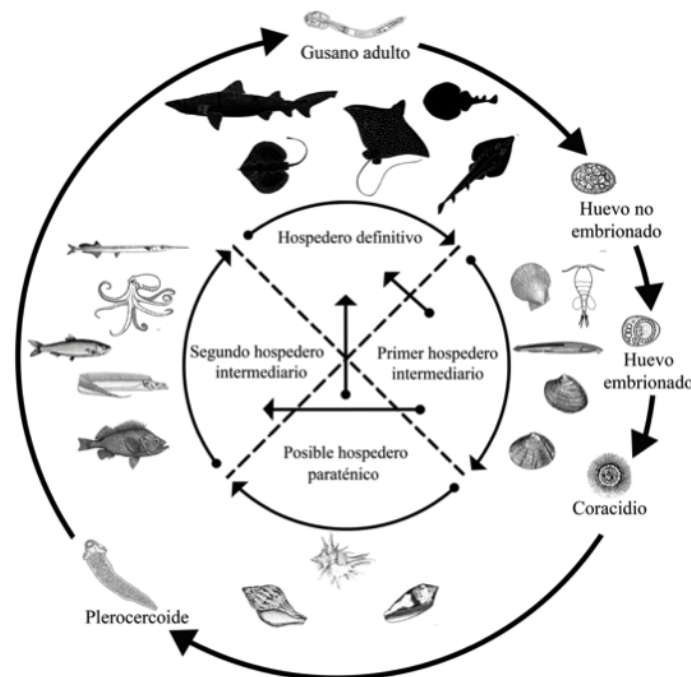


Figura 3. Hipótesis de posibles ciclos de vida general de especies de *Acanthobothrium*.

Los parásitos pueden ser indicadores del estrés ambiental; muchos parásitos poseen ciclos de vida complejos que dependen de la presencia de uno o varios hospederos intermediarios o paraténicos para la transmisión. Si la abundancia de hospederos intermediarios disminuye, por exposición a contaminantes, la transmisión del parásito se afecta. Se producen resultados similares si los hospederos infectados son más sensibles a los efectos de los contaminantes y se eliminan de forma selectiva. Además, las etapas de vida libre de los parásitos o los que habitan la superficie externa o el tracto gastrointestinal están directamente expuestos a sustancias tóxicas, estos parásitos son susceptibles a la contaminación (Marcogliese, 2004). De esta forma, el coracidio que es la larva devida libre de *Acanthobothrium spp.* no pueden continuar con su ciclo de vida.

Por lo tanto, las etapas de vida libre de los parásitos están expuestas a condiciones ambientales fluctuantes, de cualquier índole. Se conoce que la temperatura, la concentración de iones de hidrógeno y el contenido de oxígeno, influyen en la presencia temporal y espacial de los parásitos. Se asume que las etapas de vida libre de los helmintos son vulnerables y sensibles a los contaminantes antropogénicos. De acuerdo con Pietrock y Marcogliese (2003) en los céstodos, los contaminantes afectan a huevos y coracidios, de desconoce si estos agentes tóxicos afectan a larvas en el hospedero intermediario. En el caso de este estudio, se infiere que los agentes tóxicos puedan estar afectando a las etapas de vida libre, los hospederos intermediarios, y a las larvas del hospedero intermediario.

Los parásitos demuestran diferentes tipos de sensibilidad a los contaminantes y al estrés ambiental en los ecosistemas y hospederos acuáticos; la riqueza de especies puede aumentar en condiciones estresantes, pero con mayor frecuencia ocurre una disminución en los endoparásitos con ciclos de vida indirectos. Se ha observado reducción en la riqueza de especies de parásitos después de la acidificación, eutrofización y contaminación química. Por esto, la reducción de la diversidad de los parásitos es paralela a la pérdida de diversidad en las especies de vida libre, porque las poblaciones de hospederos intermediarios se ven afectadas por los cambios ambientales. Además, las comunidades de parásitos pueden recuperarse al mismo tiempo que las comunidades de vida libre cuando las condiciones mejoran (Cone et al., 1993, Marcogliese, 2004).

Los cambios de temperatura, precipitación, intervalo de hospederos, niveles de agua y tasas de flujo, eutrofización, estratificación, extensión de la capa de hielo, acidificación, patrones de circulación oceánica y radiación ultravioleta pueden afectar al parasitismo (Marcogliese, 2004).

Los parásitos son indicadores de la biología del hospedero y pueden ser extremadamente útiles en el manejo y conservación de hospederos. Debido a que los parásitos responden a los factores de estrés ambiental y rastrean las redes tróficas a través de sus procesos de transmisión, es lógico extender su uso a los indicadores de la biodiversidad.

Agradecimientos: parte del material para este estudio fue recolectado durante el trabajo de campo de la Dra. G. P.- F. como parte de sus estudios de Doctorado en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sostenible en El Colegio de la Frontera Sur durante 1999-2001 (Beca CONACyT No. 137558); así mismo, del trabajo en campo de E. R-I como parte de sus estudios de Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación (2009-2010, Beca CONACyT No. 29839) como también de sus estudios de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación (2017-2020, Beca CONACyT No. 473690) en la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, y la Beca Estancias Posdoctorales por México 2022, Modalidad 1, por CONACyT (No. CVU 763872) en la Universidad Autónoma de Guerrero.

REFERENCIAS

- Anantaraman, S., 1963. Larval cestodes in marine invertebrates and fishes with a discussion of the life cycles of the Tetrphyllidea and the Trypanorhyncha. *Parasitology Research* 23, pp. 309–314. <https://doi.org/10.1007/BF00331227>
- Bautista-Hernández, C. E., S. Monks, G. Pulido-Flores y A. E. Rodríguez-Ibarra, 2015. Revisión bibliográfica de algunos términos ecológicos usados en parasitología, y su aplicación en estudios de caso. *Estudios en biodiversidad*, 1(1), 11-19.
- Benitez, J. A., R. M. Cerón-Bretón, J. G. Cerón-Bretón y J. Rendón-Von-Osten, 2014. The environmental impact of human activities on the Mexican coast of the Gulf of Mexico: review of status and trends. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 181, pp. 37–50. <https://doi.org/10.2495/EID140041>
- Bennett, J., F. Jorge, R. Poulin y H. S. Randhawa, 2019. Revealing trophic transmission pathways of marine tapeworms. *Parasitology Research* 118(1), pp. 1435–1444. <https://doi.org/10.1007/s00436-019-06264-3>
- Burger, J., 2006. Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research. *Environmental Bioindicators* 1 (1), pp. 22-39. <https://doi.org/10.1080/15555270590966483>
- Caira, J. N., 2011. Synergy advances parasite taxonomy and systematics: an example from elasmobranch tapeworms. *Parasitology* 138, pp. 1675–1687. <https://doi.org/10.1017/S0031182011000643>
- Caira, J. N., K. Jensen y V. A. Ivanov, 2017. Onchoproteocephalidea II. In: J.N. Caira, Ed. Planetary biodiversity inventory (2008–2017): Tapeworms from vertebrate bowels of the earth. University of Kansas, Natural History Museum, Special Publication No. 25. Lawrence, Kansas, USA, pp. 290–315.
- Cake, E. W. K., 1977. Larval Cestode Parasites of Edible Mollusks of the Northeastern Gulf of Mexico. *Gulf Research Reports* 6 (1): 1-8. DOI: <https://doi.org/10.18785/grr.0601.01>
- Campbell, R. A., 1969. New Species of *Acanthobothrium* (Cestoda: Tetrphyllidea) from Chesapeake Bay, Virginia. *The Journal of Parasitology*. 55(3): 559-570. <https://doi.org/10.2307/3277298>

- Campbell R. A., 1970. Notes on tetraphyllidean cestodes from the Atlantic Coast of North America, with descriptions of two new species. *Journal of Parasitology* 56: 498–508. <https://doi.org/10.2307/3277613>
- Chambers, C. B., T. H. Cribb y M. K. Jones, 2000. Tetraphyllidea metacestodes of teleosts of the Great Barrier Reef, and the use of in vitro cultivation to identify them. *Folia Parasitologica* 47 (4), pp. 285-292. <https://doi.org/10.14411/fp.2000.050>
- Cone, D. K., D. J. Marcogliese y W. D. Watt, 1993. Metazoan parasite communities of yellow eels (*Anguilla rostrata*) in acidic and limed rivers of Nova Scotia. *Canadian Journal of Zoology*, 71(1), pp. 177-184. <https://doi.org/10.1139/z93-024>
- Dulvy, N. K., S. L. Fowler, J. A. Musick, R. D. Cavanagh, P. M. Kyne, L. R. Harrison, et al. y W. T. White, 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *eLIFE*, 3, e00590. <https://doi.org/10.7554/eLife.00590>
- Dulvy, N. K., N. Pacoureau, C. L. Rigby, R. A. Pollom, R. W. Jabado, D. A. Ebert, et al. y C. A. Simpfendorfer, 2021. Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. *Current Biology*, 31(21), pp. 4773-4787. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.062>
- Franzese, S. y V. A. Ivanov, 2018. Hyperapolytic species of *Acanthobothrium* (Cestoda: Onchoproteocephalidea) from batoids off Argentina. *Parasitology International* 67(4), pp. 431–443. <https://doi.org/10.1016/j.parint.2018.04.001>
- Godínez-Campos, O. 2012. Metales pesados en *Neritina reclivata* Say, 1822 (Mollusca: Gastropoda) en la Laguna de Tampamachoco, Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias Universidad Veracruzana. Veracruz, México 66 pp.
- Goldstein, R. J., 1964. Species of *Acanthobothrium* (Cestoda: Tetraphyllidea) from the Gulf of Mexico. *The Journal of Parasitology*. 50(5): 656. <https://doi.org/10.2307/3276123>
- Goldstein, R. J., R. N. Henson y F. G. Schlicht, 1968. *Acanthobothrium lintoni* sp. n. (Cestoda: Tetraphyllidea) from the electric ray, *Narcine brasiliensis* (Olfers) in the Gulf of Mexico. *Zoologischer Anzeiger*, 181, 435–438.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan, 2001. PAST v. 2.17c. *Palaeontologia Electronica* 4 (1), pp. 1–229.
- Halpern, B. S., M. Frazier, J. Afflerbach, J. S. Lowndes, F. Micheli, C. O'Hara, C. Scarborough y K. A. Selkoe, 2019. Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific reports*, 9(1), pp. 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9>.
- Heink, U. y I. Kowarik, 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators* 10 (3), 584–593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009>
- Hyman, L. H., 1951. *The Invertebrates: Acanthocephala, Aschelminthes, and Entoprocta; the pseudocode-mate bilateria*. Vol. III, Mc-Graw-Hill Book Company, Inc., New York, USA. Pp. 572.

- Holland, N. D., T. G. Campbell, J. R. Garey, L. Z. Holland y N. G. Wilson, 2009. The Florida amphioxus (*Cephalochordata*) hosts larvae of the tapeworm *Acanthobothrium brevissime*: natural history, anatomy and taxonomic identification of the parasite. *Acta Zoologica* 90 (1), pp. 75–86. <https://doi.org/10.1111/j.1463-6395.2008.00343.x>
- Holland, N. D. y N. G. Wilson, 2009. Molecular identification of larvae of a tetraphyllidean tapeworm (*Platyhelminthes*: Eucestoda) in a razor clam as an alternative intermediate host in the life cycle of *Acanthobothrium brevissime*. *The Journal of Parasitology* 95 (5), pp. 1215–1217. <https://doi.org/10.1645/ge-1946.1>
- Jefferson, T., M. J. Costello, Q. Zhao y C. J. Lundquist, 2021. Conserving threatened marine species and biodiversity requires 40% ocean protection. *Biological Conservation*, 264, 109368. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109368>
- Linton, E., 1908. IX. Helminth fauna of the Dry Tortugas. I. Cestodes. *Papers from the Tortugas Laboratory of the Carnegie Institution of Washington*. Publication No. 102, 1: 157–190.
- Lozada-Flores, O. 2015. Presencia de metales pesados en *Isognomon alatus* (Gmelin, 1791) de la Laguna Tampamachoco, Veracruz. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Veracruz, México, 104 pp.
- Mackenzie, K., 1999. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin* 38 (11), pp. 955–959. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(99\)00100-9](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(99)00100-9)
- Mackenzie, K., 2002. Parasites as biological tags in population studies of marine organisms: an update. *Parasitology* 124 (07), pp. 153–163. <https://doi.org/10.1017/S0031182002001518>
- MacNeil, M. A., D. D. Chapman, M. Heupel et al. (2020). Global status and conservation potential of reef sharks. *Nature* 583, pp. 801–806. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2519-y>
- Marcogliese, D. J., 2004. Parasites: small players with crucial Roles in the ecological theater. *EcoHealth* 1 (2), pp. 151–164. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0028-3>
- Monks, S., G. Pulido-Flores, C. E. Bautista-Hernández, B. Alemán-García, J. Falcón-Ordaz y J. C. Gaytán-Oyarzún, 2013. El uso de helmintos parásitos como bioindicadores en la evaluación de la calidad del agua: Lago de Tecocomulco vs. Laguna de Metztitlán, Hidalgo, México. In: G. Pulido-Flores and S. Monks, eds. *Estudios científicos en el estado de Hidalgo y zonas aledañas Vol. II*. Zea Books, Lincoln, Nebraska, USA, pp. 25–34.
- Monks S., G. Pulido-Flores, M. Lara-Sánchez, 2015. Distribution extension of *Acanthobothrium cartagenensis* Brooks & Mayes, 1980 (Tetraphyllidea: Onchobothriidae) in *Urobatis jamaicensis* (Cuvier, 1816) (Myliobatiformes: Urotrygonidae) from Quintana Roo, México. *Check List* 11(4): 1707. <https://doi.org/10.15560/11.4.1707>
- Oliver, S., M. Braccini, S. J. Newman y E. S. Harvey, 2015. Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Marine Policy*, 54, pp. 86–97.
- Overstreet, R. M., 1997. Parasitological data as monitors of environmental health. *Parassitologia* 39 (3), pp. 169–175.

- Pietroock, M. y D. J. Marcogliese, 2003. Free-living endohelminth stages: at the mercy of environmental conditions. *Trends in Parasitology* 19(7), pp. 293–299.
[https://doi.org/10.1016/s1471-4922\(03\)00117-x](https://doi.org/10.1016/s1471-4922(03)00117-x)
- Poulin, R., 1992. Toxic pollution and parasitism in freshwater fish. *Parasitology Today* 8 (2), pp. 58-61. [https://doi.org/10.1016/0169-4758\(92\)90090-o](https://doi.org/10.1016/0169-4758(92)90090-o)
- Pulido-Flores, G., S. Monks y A. J. Gordillo-Martínez, 2005. Monitoreo de bajo costo en la evaluación de la calidad ambiental. *Revista Internacional de Ciencias Ambientales*, 21(Suppl. 1), 578-583.
- Rodríguez-Ibarra, A. E., 2011. Helmintos intestinales de algunos batoideos de Tamiahua y Tuxpan, Veracruz, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniarías, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Hidalgo, México, 114 pp.
- Rodríguez-Ibarra, E., G. Pulido-Flores, J. Violante-González y S. Monks, 2018. A new species of *Acanthobothrium* (*Eucestoda: Onchobothriidae*) in *Aetobatus* cf. *narinari* (*Myliobatidae*) from Campeche, México. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária* 27 (1), pp. 66-73.
<https://doi.org/10.1590/s1984-29612018009>
- Rodríguez-Ibarra E, J. Violante-González, S. Monks, 2023. Two new species of *Acanthobothrium* Blanchard, 1848 (Cestoda, Onchoproteocephalidea) from *Urobatis jamaicensis* (Cuvier, 1816) (Elasmobranchii, Batoidea, Myliobatiformes) of the Mexican Caribbean. *Zookeys*, 1169:175-201. doi: 10.3897/zookeys.1169.101968.
- Rosenthal, H., 1967. Parasites in larvae of the herring (*Clupea harengus* L.) fed with wild plankton. *Marine Biology* 1(1), 10-15. <https://doi.org/10.1007/BF00346689>
- Southwell, T., 1930. Cestoda (Vol. 1). *The Fauna of British India including Ceylon and Burma*. Taylor and Francis, London, U.K. 391 pp.
- StatSoft., 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10.
<http://www.statsoft.com>. 30/08/2021
- Vardo-Zalik, A. M. y R. A. Campbell, 2011. Five new species of *Acanthobothrium* van Beneden, 1849 (Cestoda: *Tetraphyllidea*) in elasmobranchs from the northwest Atlantic and Gulf of Mexico with first records from smooth-hound sharks and guitarfish. *Zootaxa*. 2838: 41–64.
- Wardle, W. J., 1974. A survey of the occurrence, distribution and incidence of infection of helminth parasites of marine and estuarine Mollusca from Galveston, Texas. Ph.D. Thesis. Texas A & M University, College Station, Texas, USA, 303 pp.
- Williams, H. H., K. MacKenzie y A. M. McCarthy, 1992. Parasites as biological indicators of the population biology, migrations, diet, and phylogenetics of fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2(2), 144-176. <https://doi.org/10.1007/BF00042882>
- Yamaguti, S., 1959. *Systema helminthum*. Vol. II. The cestodes of vertebrates. New York & London Interscience Publications, Inc, New York, USA, 860 pp.
- Zaragoza-Tapia, F., G. Pulido-Flores, S. L. Gardner y S. Monks, 2020. Host relationships and geographic distribution of species of *Acanthobothrium* Blanchard, 1848

(Onchoproteocephalidea, Onchobothriidae) in elasmobranchs: a metadata analysis.
ZooKeys 940, 1-49. <https://doi.org/10.3897/zookeys.940.46352>

Copyright © 2024 Erick Rodríguez-Ibarra, Pablo Octavio-Aguilar, Scott Monks, Juan Violante-González y Griselda Pulido-Flores.



Este texto está protegido por una licencia [Creative Commons 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

Usted es libre para Compartir —copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato— y Adaptar el documento —remezclar, transformar y crear a partir del material— para cualquier propósito, incluso para fines comerciales, siempre que cumpla la condición de:

Atribución: Usted debe dar crédito a la obra original de manera adecuada, proporcionar un enlace a la licencia, e indicar si se han realizado cambios. Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que tiene el apoyo del licenciante o lo recibe por el uso que hace de la obra.

[Resumen de licencia](#) - [Texto completo de la licencia](#)