



CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A.C.  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA

**“EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD DE BLOQUEADORES SOLARES EN  
ZOOPLANCTON (ROTÍFERA, OSTRÁCODA Y CLADÓCERA) Y PECES  
(POECILIDOS) DE QUINTANA ROO”**

TESIS QUE PRESENTA:  
ING P. A. MIGUEL HERNÁNDEZ PEDRAZA

EN OPCIÓN AL TÍTULO DE  
MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

CANCÚN, QUINTANA ROO, JULIO DEL 2019

## DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos Experimentales, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de experimentación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se registrarán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.



---

Cancún, Quintana Roo a 08 de julio de 2019

Miguel Hernández Pedraza

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.

POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA



### RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de Miguel Hernández Pedraza titulado "Evaluación de la toxicidad de bloqueadores solares en zooplancton (rotífera, ostrácoda y cladóceras) y peces (poecílidos) de Quintana Roo" fue realizado en la Unidad de Ciencias del Agua, en la línea de Ecología y Dinámica de Ecosistemas Acuático, en el Laboratorio de Ecotoxicología del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., bajo la dirección de los Dr. Jesús Alvarado Flores, y el Dr. José Adán Caballero Vázquez, pertenecientes al Programa de Posgrado en Ciencias del Agua de este Centro.

Atentamente.

Dra. Clelia De La Peña Seaman

Directora de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 08 de julio de 2019

## **AGREDECIMIENTOS**

Agradezco de la forma más atenta al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., por permitirme a lo largo de dos años, desarrollar mi tesis en el laboratorio de Ecotoxicología Acuática, de la Unidad de Ciencias del Agua, la cual estuvo dirigida por el Doctor Jesús Alvarado Flores y el Doctor José Adán Caballero Vázquez, así como a los asesores Doctor Antonio Almazán Becerril y el Doctor Ignacio Alejandro Pérez Legaspi. A su vez agradezco a CONACYT por la beca otorgada para la realización de esta investigación (No. 815661) y al proyecto Modelación del Ciclo del Agua de la Península de Yucatán, No. 2944 al que pertenece esta investigación. Agradezco a los Doctores Diego Armando Casas Beltrán, Eduardo Cejudo Espinosa, Jorge Adrián Perera Burgos, al M. en C. Jorge Carlos Peniche Pérez, a los estudiantes del laboratorio de Ecología y Biodiversidad de Organismos Acuáticos, a mis compañeras de toxicología y a mi familia por ser partícipes de este importante logro en mi vida profesional, por su apoyo incondicional del cual han sido partícipes; le doy a un agradecimiento muy especial a mi pareja Nayla Muñoz, quien me ha acompañado a lo largo de estos años con su apoyo y aliento.

## ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN.....	19
2 MARCO TEÓRICO.....	20
2.1. Ecosistemas acuáticos de Quintana Roo.....	19
2.2. Zooplancton.....	23
2.2.1 Rotíferos.....	23
2.2.2 Ostrácodos.....	25
2.2.3. Cladóceros.....	28
2.2.4. Peces.....	30
2.2.4.1. <i>Gambusia yucatanana</i> .....	30
2.3. Evaluación de los efectos toxicológicos de contaminantes usando especies del zooplancton y peces como bioindicadoras.....	32
2.3.1. Unidades de toxicidad y su inclusión como parámetro indicador de aguas residuales.....	34
2.3.2 Evaluación de riesgo ambiental.....	35
3 ANTECEDENTES.....	37
3.1. Efectos adversos de los bloqueadores solares.....	40
3.2. Preguntas de investigación.....	44
4 JUSTIFICACIÓN.....	45
5. HIPÓTESIS.....	45
6. OBJETIVO GENERAL.....	45
6.1 Objetivos específicos.....	46
7 MATERIALES Y METODOS.....	47
7.1. TRABAJO EN CAMPO.....	47
7.1.1. Colecta de zooplancton.....	47
7.1.2. Colecta de peces.....	48
7.2. Selección de bloqueadores solares.....	48
7.3. TRABAJO EN LABORATORIO.....	48
7.3.1. Aislamiento y establecimiento de cultivos monoclonales en zooplancton.....	49

7.3.2. Identificación y aclimatación de peces.....	50
7.4. PRUEBAS DE TOXICIDAD AGUDA.....	52
7.4.1. Preparación del stock del bloqueador.....	52
7.4.2. Rango de exposición.....	52
7.5. Pruebas de toxicidad aguda en zooplancton.....	53
7.6. Prueba de toxicidad aguda en peces.....	54
8. ANÁLISIS DE GABINETE.....	57
8.1.- Determinación de las concentraciones letales.....	57
8.2.- Determinación de las unidades de toxicidad.....	56
8.3. Evaluación de riesgo ambiental.....	58
9 RESULTADOS.....	61
9.1. Especies indicadoras.....	61
9.2. Bloqueadores solares más usados en Quintana Roo.....	63
9.3. Toxicidad de bloqueadores solares en especies de zooplancton y peces.....	64
9.4. Determinación de las unidades de toxicidad.....	67
9.5. Análisis de riesgo ambiental.....	70
10. DISCUSIÓN.....	76
11. CONCLUSIÓN.....	81
12- PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES.....	83
13. REFERENCIAS.....	84
14. ANEXOS.....	98

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Principales ecosistemas costeros de Quintana Roo.....	22
Figura 2. Principales estructuras utilizadas para la identificación de rotíferos.....	24
Figura 3. Fotografía de los tres morfo tipos tomada por Mills <i>et al.</i> , (2016). A) Morfo tipo grande, B) Morfo tipo pequeño, C) Morfo tipo chico.....	25
Figura 4. Principales estructuras utilizadas para la identificación de <i>D.meridana</i> .....	26
Figura 5. Principales estructuras utilizadas para la identificación de <i>C.vidua</i> .....	27
Figura 6. Principales estructuras utilizadas para la identificación de <i>Macrothrix triserialis</i> .....	29
Figura 7. Hembra de <i>Gambusia yucatanana</i> .....	31
Figura 8. Modificación del esquema conceptual del vertido de bloqueadores solares propuesto por Ibe <i>et al.</i> , (2015).....	38
Figura 9. Ubicación de los sitios de colecta de las especies indicadoras en el estado de Quintana Roo.....	47
Figura 10. Caracteres diferenciales del pez mosquito <i>Gambusia yucatanana</i> .....	51
Figura 11. Diseño de peceras para la aclimatación de peces.....	51
Figura 12. Esquema de las pruebas de toxicidad aguada con sus réplicas y repeticiones, así como el Stock para las diluciones.....	53
Figura 13. Diseño de peceras para experimentos de toxicidad en el pez mosquito <i>Gambusia yucatanana</i> .....	55
Figura 14. Diagrama de evaluación de riesgo ambiental adaptado de Karlsson (2007).....	59
Figura 15. Especies de zooplancton identificadas, aisladas y cultivadas en el laboratorio.....	61

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de las Unidades de toxicidad (UT), adaptado de la NOM-001-ECOL-1996, Saldaña <i>et al.</i> , (2006).....	33
Tabla 2. Toneladas de bloqueadores solares que se descargan por año, con base en el arribo anual de turistas al estado de Quintana Roo.....	38
Tabla 3. Toxicidad de filtros UV en cladóceros, rotíferos y peces tomado de Danovaro <i>et al.</i> , (2008), Sieratowicz <i>et al.</i> , (2011) y Brausch y Rand (2011) y Clement <i>et al.</i> , (2013).....	41
Tabla 4. Porcentajes de las concentraciones de las sustancias activas presentes en bloqueadores solares, usados en el mundo (Rodríguez-Fuentes <i>et al.</i> , 2010).....	42
Tabla 5. Porcentaje de las principales sustancias activas presentes en los bloqueadores usados en Cancún (Rodríguez-Fuentes <i>et al.</i> , 2010).....	42
Tabla 6. Requerimientos para el establecimiento de los cultivos monoclonales de las especies y para su aclimatación.....	48
Tabla 7. Bloqueadores solares comerciales utilizados para los ensayos de toxicidad, con su respectiva clave de identificación, y la presencia o ausencia de los compuestos orgánicos e inorgánicos que contienen, así como la cantidad presente por bloqueador.....	51
Tabla 8. Especificaciones y controles de calidad para las pruebas toxicológicas en zooplancton y peces.....	55
Tabla 9. Clasificación de las Unidades de toxicidad (UT), adaptado de la NOM-001-ECOL-1996, Saldaña <i>et al.</i> , (2006).....	57
Tabla 10. Factor de evaluación de riesgo acorde a Karlsson (2007).....	59
Tabla 11. Evaluación del umbral de riesgo ambiental acorde a Karlsson (2007).....	59
Tabla 12. Parámetros físicos y químicos de los sitios de recolecta de especies indicadoras.....	61
Tabla 13. Información del establecimiento y mantenimiento de los cultivos.....	61
Tabla 14. Ingredientes de los bloqueadores solares y sus porcentajes.....	63



Tabla 15. Valores promedio de CL <sub>50</sub> de bloqueadores solares no biodegradables y biodegradables en dos cepas (4 clonas: 1 Sian Ka'an y 1 Cancún) de rotíferos locales del estado de Quintana Roo, México.....	64
Tabla 16. Valores de CL <sub>50</sub> en dos cepas de ostrácodos del estado de Quintana Roo, México.....	65
Tabla 17. Valores de CL <sub>50</sub> con el cladóceros y pez del estado de Quintana Roo, México.....	65
Tabla 18. Con respecto al promedio de las unidades de toxicidad (UT) de bloqueadores en las dos cepas de rotíferos. Las interpretaciones de UT fueron de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 y Saldaña <i>et al.</i> , (2006).....	66
Tabla 19. Promedio de las unidades de toxicidad (UT) de bloqueadores en dos cepas de ostrácodos. Las interpretaciones de UT fueron acorde a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 y Saldaña <i>et al.</i> , (2006).....	67
Tabla 20. Unidades promedio de toxicidad (UT) de bloqueadores en dos cepas de cladóceros y pez. Las interpretaciones de UT fueron acorde a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-(SEMARNAT-1996 y Saldaña <i>et al.</i> , 2006).....	68
Tabla 21. Toxicidad aguda de bloqueadores solares filtrados por una membrana de 0.02 micras, en zooplancton.....	69
Tabla 22. Concentraciones ambientales reportadas en la literatura científica (MEC), en agua, de los componentes que tienen los bloqueadores solares no biodegradables utilizados en el presente informe.....	70
Tabla 23. Concentraciones ambientales reportadas en la literatura científica (MEC), en agua, de los componentes que tienen los bloqueadores solares biodegradables utilizados en el presente informe.....	71
Tabla 24. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro <i>et al.</i> (2017).....	71
Tabla 25. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro <i>et al.</i> (2017).....	72
Tabla 26. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro <i>et al.</i> (2017).....	73

Tabla 27. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro *et al.* (2017).....73

Tabla 28. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro *et al.* (2017).....74

## RESUMEN

En la actualidad la contaminación de los ecosistemas acuáticos se ha intensificado, por el uso de productos de cuidado personal, como cosméticos: fragancias, desodorantes, cremas, bronceadores, bloqueadores solares, medicamentos hormonas, entre otros; se desconoce a ciencia cierta la concentración ambiental de los componentes activos de los bloqueadores solares, y su efecto, en las diversas especies de los ecosistemas de Quintana Roo, se sabe que estos productos se están considerando un peligro ambiental, por el efecto que pueden causar en la biota acuática; debido a que contienen componentes inorgánicos y orgánicos. Se han reportado los efectos en la capacidad reproductiva, y desarrollo sexual; generando disrupción endócrina, en peces como *Danio rerio*, *Xiphophorus montezumae*, *Abudefduf saxatilis*, y *Gambusia yucatanana*, asociado a enfermedades como el blanqueamiento de corales, o ser tóxicos para organismos acuáticos como el pez Medaka (*Oryzias melastigma*), los crustáceos *Tigriopus japonicus*, *Elasmopus rapax*. Y para diatomeas marinas *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*, *Chaetoceros gracilis* y *Desmodesmus subspicatus*; algunos de estos efectos son observables en la bioacumulación, o por ejemplo tener efectos similares al plaguicida DDT debido a su alta lipofilia, y modificar la estabilidad en el medio ambiente, sobre todo generando cambios en la calidad del agua.

En la Riviera Maya, México, la magnitud de la descarga está relacionada con el arribo de turistas y estimaciones sobre el uso de bloqueadores solares mencionan que el 83.75% de ellos usan bloqueador solar, y el 89.9% realiza actividades acuáticas, por lo que se infiere que en los últimos 9 años, se descargó un total de 757.95 toneladas de bloqueadores solares, con un promedio anual de  $84.22 \pm 23.12$  toneladas por año, sin embargo, no existen estudios recientes sobre las descargas a los sistemas acuáticos de bloqueadores solares. Por lo que el objetivo de este trabajo fue evaluar su efecto, con pruebas de toxicidad aguda, usando nueve bloqueadores solares; cinco no biodegradables y cuatro biodegradables, en 4 especies de zooplancton (*Brachionus* cf

*ibericus*, *Cypridopsis vidua*, *Diaphanocypris meridana* y *Macrothrix triserialis*) y en una especie de pez (*Gambusia yucatanana*) todas nativas de los ecosistemas del estado de Quintana Roo.

Por lo que se obtuvieron en total, 66 valores de Concentración Letal 50 (CL<sub>50</sub>) por cada una de las especies, y de todos los grupos de zooplancton y peces utilizados; cada concentración letal fue estimada, con 9 bloqueadores de exposición, por consiguiente; se obtuvieron 36 CL<sub>50</sub> en *Brachionus* cf *ibericus*, 9 CL<sub>50</sub> en *Cypridopsis vidua* y 9 CL<sub>50</sub> con *Diaphanocypris meridana*. En el cladóceros *M. triserialis* 2 valores de CL<sub>50</sub> y un 1 de CL<sub>50</sub> en *Gambusia yucatanana*, además se obtuvieron 9 CL<sub>50</sub> como comparativo de los CL<sub>50</sub>, usando para esto una técnica de filtrado. Los resultados obtenidos muestran que los bloqueadores solares no biodegradables son más tóxicos para los ostrácodos y menos para los rotíferos (Ostrácodos<Rotíferos) y los bloqueadores biodegradables son más tóxicos para los rotíferos (Rotíferos<Ostrácodos). Mientras que el cladóceros *Macrothrix triserialis* y el pez *Gambusia yucatanana*, son más tolerantes a la exposición a bloqueadores solares no biodegradables, al compararlos con ostrácodos, pero más sensibles que los rotíferos (Cladóceros<Pez<Ostrácodos<Rotíferos). Finalmente se concluye: que las nueve marcas de bloqueadores, causan un efecto agudo en las especies nativas; dos biodegradables y cuatro no biodegradables representan un mayor peligro para la biota acuática de Quintana Roo.

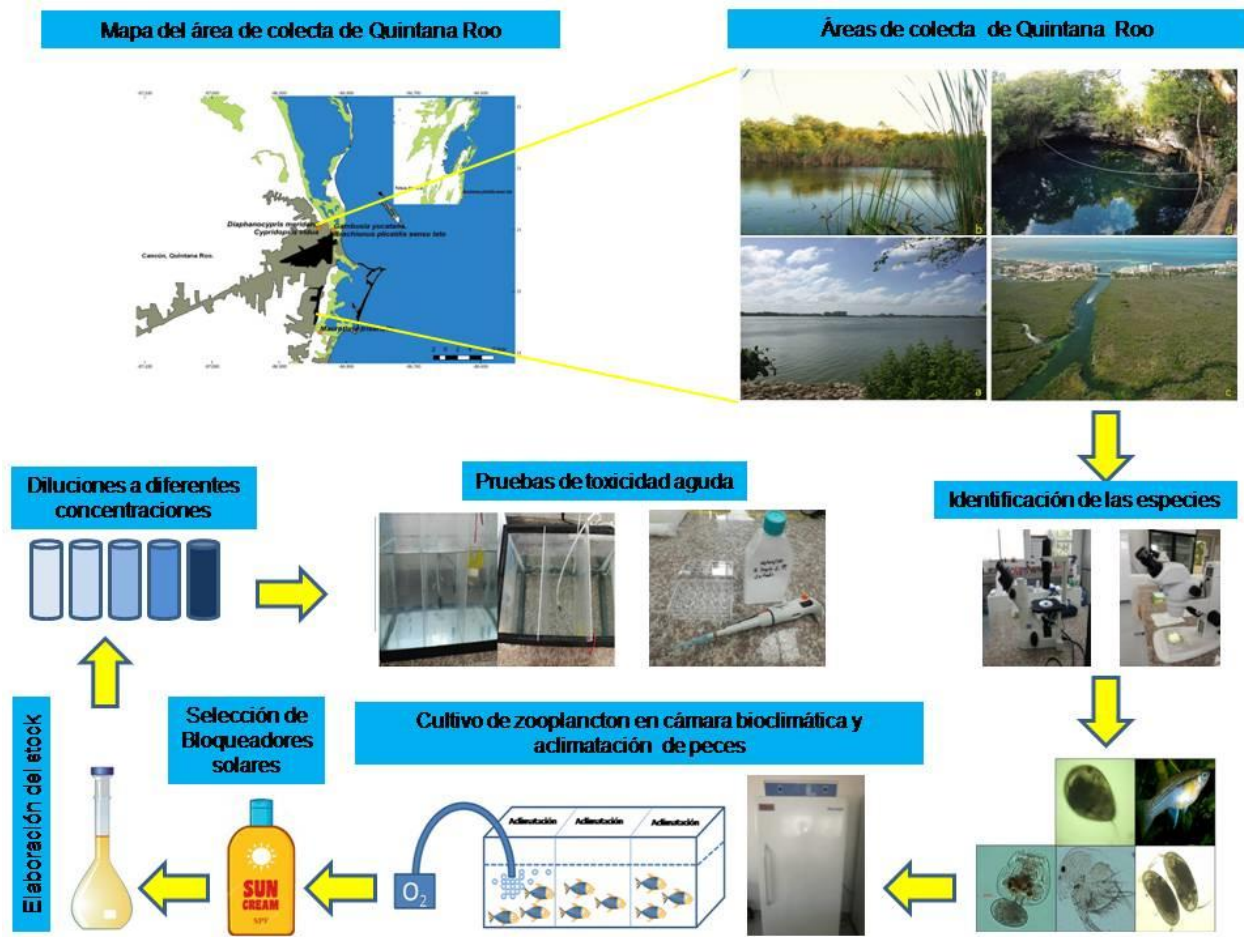
## ABSTRACT

At present, the contamination of aquatic ecosystems has intensified, due to the use of personal care products, such as cosmetics: fragrances, deodorants, creams, bronzes, sunscreens, hormone medications, among others; the environmental concentration of the active components of sunscreens is unknown, and its effect, in the diverse species of the ecosystems of Quintana Roo. It is known that these products are considered an environmental hazard, due to the effect they can cause in the aquatic biota; because they contain inorganic and organic components. Effects on reproductive capacity and sexual development have been reported; for example, endocrine disruption, in fish such as *Danio rerio*, *Xiphophorus montezumae*, *Abudefduf saxatilis*, and *Gambusia yucatana*, or associated with diseases such as coral bleaching, or be toxic to aquatic organisms such as the Medaka fish (*Oryzias melastigma*). On the crustaceans *Tigriopus japonicus*, *Elasmopus rapax*; and for marine diatoms *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*, *Chaetoceros gracilis* and *Desmodesmus subspicatus*; some of these effects are observable in bioaccumulation, or for example having effects similar to DDT pesticide due to its high lipophilicity, and to modify the stability in the environment, especially by generating changes in water quality.

In la Riviera Maya, Mexico, the magnitude of the discharge is related to the arrival of tourists and estimates about the use of sunscreens mention that 83.75% of them use sunscreen, and 89.9% perform water activities. Therefore that infers that in the last 9 years, a total of 757.95 tons of sunscreen was discharged, with an annual average of  $84.22 \pm 23.12$  tons per year, however, there are no recent studies on discharges to aquatic systems of sunscreens. Accordingly, the objective of this work was to evaluate its effect, with acute toxicity tests, using nine sunscreens; five non-biodegradable and four biodegradable, in 4 species of zooplankton (*Brachionus cf ibericus*, *Cypridopsis vidua*, *Diaphanocypris meridana* and *Macrothrix triserialis*) and one species of fish (*Gambusia yucatana*) all native to the ecosystems of the state of Quintana Roo.

Consequently was obtained in total, 66 values of Lethal Concentration 50 (LC<sub>50</sub>) for each one of the species, and of all the zooplankton and fish groups used; each lethal concentration was estimated, with nine exposure sunscreens, therefore; 36 LC<sub>50</sub> were obtained in *Brachionus cf ibericus*, 9 LC<sub>50</sub> in *Cypridopsis vidua* and 9 LC<sub>50</sub> with *Diaphanocypris meridana*. In the cladoceran *M. triserialis* 2 values of LC<sub>50</sub> and 1 of LC<sub>50</sub> in *Gambusia yucatana*, in addition 9 LC<sub>50</sub> were obtained as a comparative of the LC<sub>50</sub>, using for this a filtering technique. The results obtained show that non-biodegradable sunscreens are more toxic to ostracods and less to rotifers (Ostracods < Rotifers) and biodegradable sunscreens are more toxic to rotifers (Rotifers < Ostracods). While the cladoceran *Macrothrix triserialis* and the fish *Gambusia yucatana*, are more tolerant to exposure to non-biodegradable sunblocks, when compared to ostracods, but more sensitive than rotifers (Cladoceran < fish < Ostracods < Rotifers). Finally, it is concluded: that the nine brands of sunscreens, cause an acute effect in the native species; two biodegradable and four non-biodegradable represent a greater danger for the aquatic biota of Quintana Roo.

# RESUMEN GRÁFICO



## Aspectos destacados de la investigación

1. Los bloqueadores biodegradables resultaron menos tóxicos que los no biodegradables
2. El rotífero *B. cf ibericus* fue el que presenta el valor  $CL_{50}$  más bajo ( $CL_{50}=0.007$  g/L)
3. Los bloqueadores solares no biodegradables tienen un riesgo de toxicidad mayor que los biodegradables en las especies de organismos indicadoras utilizadas.



## 1. INTRODUCCIÓN

La presencia de sustancias orgánicas o inorgánicas no deseables en el ambiente a altas concentraciones pueden afectar el confort, salud y bienestar de los seres vivos (Encinas, 2011), generar un efecto negativo en los recursos naturales básicos como el aire, los suelos y el agua (Bermúdez, 2010). El incremento drástico del vertido de desechos tóxicos en las últimas décadas (Calvelo, 2008) contamina mares, ríos y lagos (Arcos *et al.*, 2005), debido a al desarrollo urbano, la industrialización, la producción agrícola, la sobrepesca, afectando la sustentabilidad de los ambientes acuáticos (Botello *et al.*, 2010), por lo tanto, la contaminación intensiva del recurso hídrico es un peligro para la salud humana y la biota acuática (FAO, 1992). Muchos de los daños provocados a los ecosistemas acuáticos, es debido a las actividades antropogénicas (asentamientos y carreteras) (Hirales-Cota *et al.*, 2010), y estas modificaciones en los ecosistemas a su vez ocasionan la destrucción de micro-hábitats vitales para muchas especies (Navarro-Mendoza, 1988).

Por ejemplo, López-Portillo y Ezcurra (2002), sugieren que la tasa anual de pérdida de manglar en la Península de Yucatán es superior a la del Pacífico mexicano y el Golfo de México y la pérdida de la biota por las actividades turísticas son excesivas. Algunos ejemplos de sustancias orgánicas e inorgánicas que se descargan en los ecosistemas son plaguicidas, hormonas, medicamentos, metales y metaloides, microplásticos, y compuestos emergentes, como los bloqueadores solares (Schmitter-Sotto, 1996: Metcalfe *et al.*, 2011; Sánchez-Sánchez, 2015; Sánchez *et al.*, 2007 y Rodríguez-Fuentes *et al.*, 2010). La contaminación de los ecosistemas acuáticos, es enorme en las últimas décadas y está estrechamente relacionada con la generación de aguas residuales, industriales, y/o por el sector turístico, incrementando la descarga de nitratos, nitritos, fosfatos, metales pesados, herbicidas, bloqueadores solares y medicamentos, que terminan alterando el equilibrio biológico y la calidad del agua (Camargo *et al.*, 2007, Arcos *et al.*, 2005, Gómez *et al.*, 2001 y Roldán, 1999).

En los ecosistemas costeros en donde se presenta una interacción atmósfera-océano dada la dinámica de los océanos, se han intensificado los problemas ambientales, así como la pérdida de hábitat de diversas especies por la contaminación y por la descarga excesiva de nutrientes o sustancias tóxicas peligrosas, además de la invasión de especies en ecosistemas marinos y terrestres. Algunos autores estiman que más de 100,000 compuestos químicos afectan a los ecosistemas y a la salud humana, aunque se sabe poco o se desconocen los efectos sinérgicos de ellos en la biota, diversas investigaciones tienen como objetivo caracterizar la magnitud del problema, los efectos adversos, y las consecuencias a futuro (Balvanera *et al.*, 2016).

Uno de los contaminantes que en los últimos 10 años se ha incrementado intensamente, debido al uso del hombre son los productos de cuidado personal, como cosméticos: fragancias, desodorantes, cremas, bronceadores, particularmente los bloqueadores solares, se incrementa su presencia en las descargas directas e indirectas, como por ejemplo el efluente de las aguas residuales, y el deslavado de sustancias en actividades acuáticas, respectivamente (Sánchez-Quiles, 2015, Gómez *et al.*, 2001). Entonces, en este sentido, para el estado de Quintana Roo, el incremento en la actividad turística y el mal manejo de los residuos son el principal factor de contaminación ambiental de los ecosistemas acuáticos, que son potencialmente tóxicos, como se ha documentado en la literatura científica, el caso de los bloqueadores solares, los cosméticos, antibióticos, analgésicos entre otros (Brausch y Rand, 2011, y Gil *et al.*, 2012).

## 2. MARCO TEÓRICO

### 2.1. Ecosistemas acuáticos de Quintana Roo.

Los ecosistemas representativos del estado, son las dolinas o cenotes y cuyos sistemas son complejos y dinámicos, que les confiere una gran diversidad y abundancia de especies endémicas, y al ser espacios subterráneos de agua, con conexión con el exterior, y con el nivel freático, suelen ser susceptibles a diversos contaminantes (Beddows *et al.*, 2007). Mientras que los manglares, también representativos del estado, son ecosistemas de transición entre el mediomarino y terrestre, por lo que su importancia radica en ser sistemas abiertos que presentan un alto flujo de energía y nutrientes (Belmonte *et al.*, 2004), así como la asociación a especies arbóreas, esteros, canales, lagunas, playas y bahías, islas e islotes, salitrales y suelos fangosos, lo que caracteriza una alta diversidad de flora y fauna asociada (Vernaza-Quiñonez, 2015). Lamentablemente, se encuentran expuestos a sustancias contaminantes.

A lo largo de la costa, encontramos lagunas costeras formadas por depresiones de poca profundidad y que están conectadas al mar, ya sea temporal o permanentemente, estas están separadas por una barrera física, que puede permitir la mezcla de agua dulce y marina, y ser reservorio de especies de reclutamiento, las lagunas costeras tienen cambios de salinidad, temperatura y densidad (Valdovinos *et al.*, 1993), y esto puede repercutir en el desarrollo de los organismos en las lagunas, y por lo tanto, generar una diversidad específica, o de transición del medio dulce y salado por la conectividad, sus características geofísicas, y su infiltración (Gutiérrez *et al.*, 2006). Muchos de estos son considerados como sistemas frágiles del mundo, dada la presión creciente derivada de la población humana (Gutiérrez *et al.*, 2006 y Prudencio *et al.*, 2007).

Los arrecifes de coral, son parte integral de la economía global, incluida la pesca y el turismo, por lo que contribuyen al desarrollo de las zonas costeras. Cabe destacar que

los arrecifes de coral están siendo afectados por distintos factores como la acidificación de los océanos, el aumento de la temperatura del mar, la eutrofización y la sedimentación (Bellwood *et al.*, 2004; Reyes-Nivia *et al.*, 2013; Bartley *et al.*, 2014). La degradación y sobreexplotación humana, y el turismo que se estima que aporta el 10% del efecto negativo en los arrecifes, por ejemplo, la contaminación por bloqueadores solares (Danovaro *et al.*, 2008), que da como resultado, un efecto negativo, como la propagación o proliferación de enfermedades y el blanqueamiento de corales provocado por la formación de infecciones virales (McCoshum *et al.*, 2016).

Todos los ecosistemas acuáticos anteriores, son vulnerables por efecto de las actividades antropogénicas, por ello es importante estudiar los efectos de sustancias tóxicas de diversos contaminantes en especies indicadoras, sobre todo organismos nativos, de la región (Rautenberget *et al.*, 2015). En la figura 1 se presenta imágenes algunos de los ecosistemas característicos de Quintana Roo.



**Figura 1.** Principales ecosistemas costeros de Quintana Roo: a) Sistema de Manglar de Nichupté (<http://www.capitalquintanaroo.com.mx>, 2019), b) Cenote Verde Lucero ([www.tripadvisor.com.mx](http://www.tripadvisor.com.mx), 2019), c) Humedal

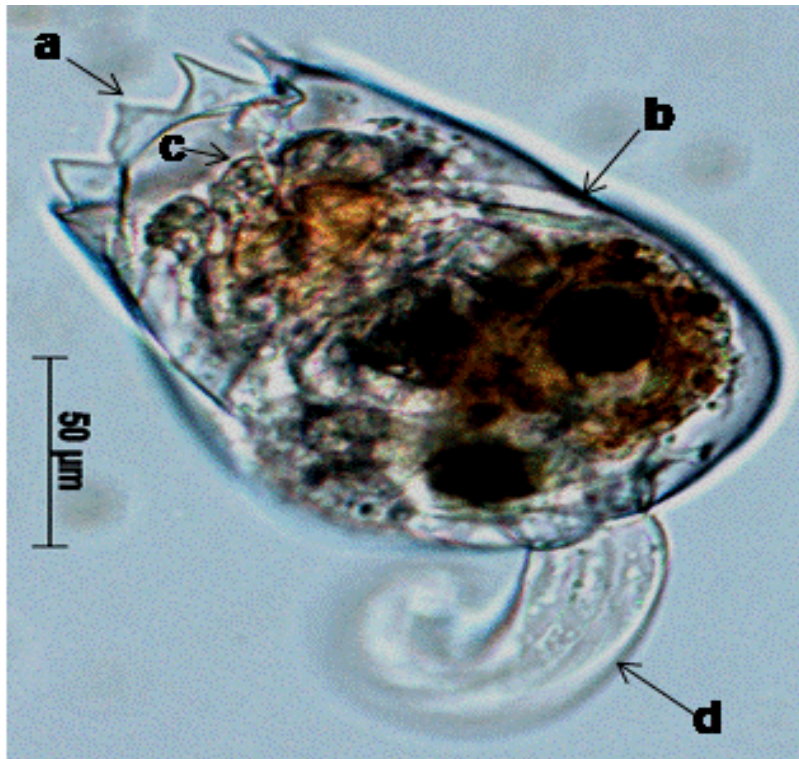
el Corchalito ([www.sipse.mx](http://www.sipse.mx) 2019), d) Laguna de Nichupté ([www.agua.org.mx](http://www.agua.org.mx), 2019). Fotografías tomadas de internet, en el apéndice se especifica el link de descarga.

## **2.2. Zooplancton**

Los organismos planctónicos son microscópicos, células de tamaño inferior a 1  $\mu\text{m}$ , hasta animales superiores de tamaño superior a 1 cm, en ellos encontramos al zooplancton que son organismos presentes en los ecosistemas acuáticos (Hoff y Snell, 2008) y que están agrupados en unicelulares y pluricelulares (Loir y Mollo, 2008). Estos organismos forman parte de estructuras tróficas marinas y dulceacuícolas, conformado distintos grupos taxonómicos, entre ellos: Rotífera, Cladóceras, Ostrácodos, Copépodos, Moluscos, muchos se encuentran suspendidos en la columna de agua, y distribuidos por las corrientes (Chavance, 2012). Existen tres grupos de mayor predominancia en el zooplancton: los rotíferos cladóceros, y ostrácodos (Loir y Mollo, 2008).

### **2.2.1. Rotíferos**

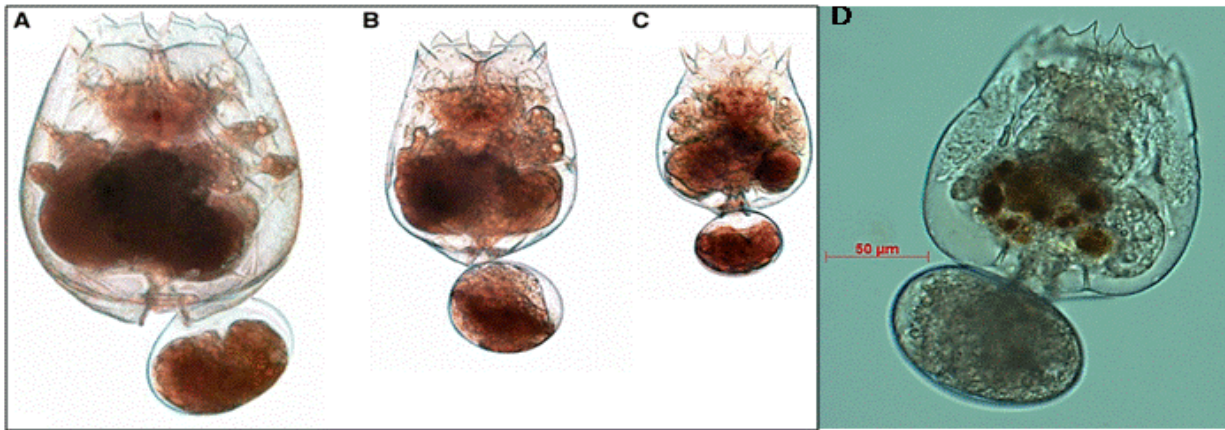
Los rotíferos son organismos invertebrados metazoarios, pseudocelomados, no segmentados, que tiene una corona con cilios en la parte anterior o cabeza (figura 2). Estos micro-invertebrados son habitantes de ambientes marinos y dulces; la forma externa de la hembra es ovoide y truncada, presenta una forma apical, aguda y plana ventralmente, en la parte posterior del extremo presentan una prolongación alargada que se denomina pie, tanto la cabeza como el pie pueden retraerse, estos organismos están conformados por una lorica, cuya longitud oscila típicamente entre 100 y 1000  $\mu\text{m}$ , la cual está constituida por dos placas, una ventral y otra dorsal soldadas que forma el exoesqueleto del cuerpo (Walker, 1981).



**Figura 2.** Principales estructuras utilizadas para la identificación de rotíferos (*Brachionus cf ibericus*: a): Corona, b). Lórica, c). Trofi, d). Pie).

El filo Rotífera que se distribuyen prácticamente en todo el planeta; desde ecosistemas de agua dulce con alta conductividad a ecosistemas marinos y/o salobres (Mills, 2016). Su ciclo de vida involucra una alternancia en la reproducción sexual y asexual (Ruttner y Kolisko (1974). Este filo se encuentra formado por tres clases: Seisonidea, Bdelloidea y Monogononta (Brusca y Brusca, 1990). Dentro del complejo de especies marino: *Brachionus plicatilis*, Müller 1786, se reconocen tres morfo tipos típicos: 1) morfo tipo largo (SL) de 299  $\mu\text{m}$ , 2) morfo tipo mediano (SM) de 193  $\mu\text{m}$  y 3) morfo tipo pequeño (SS) (figura 3) con 148  $\mu\text{m}$ . Se reconocen 15 especies, y solo han sido nombradas taxonómicamente en la literatura 6 especies (Mills *et al.*, 2016). De las cuales para el estudio se utilizó a *Brachionus plicatilis* sensu lato, de hábitos cosmopolitas, y de amplia distribución. Estudios anteriores, en Quintana Roo han identificado una especie del complejo *B. plicatilis*, denominada *Brachionus cf ibericus* que se distribuye prácticamente en toda la costa del estado, y cuya distribución abarca desde el sur de Bacalar al norte del estado en Cancún (Marín-Chan, 2015), a continuación, se muestran

en la figura 3 los tres tipos morfo tipos: a) SL, b) MS y c) SS y d) *Brachionus cf Ibericus*, Müller 1786.



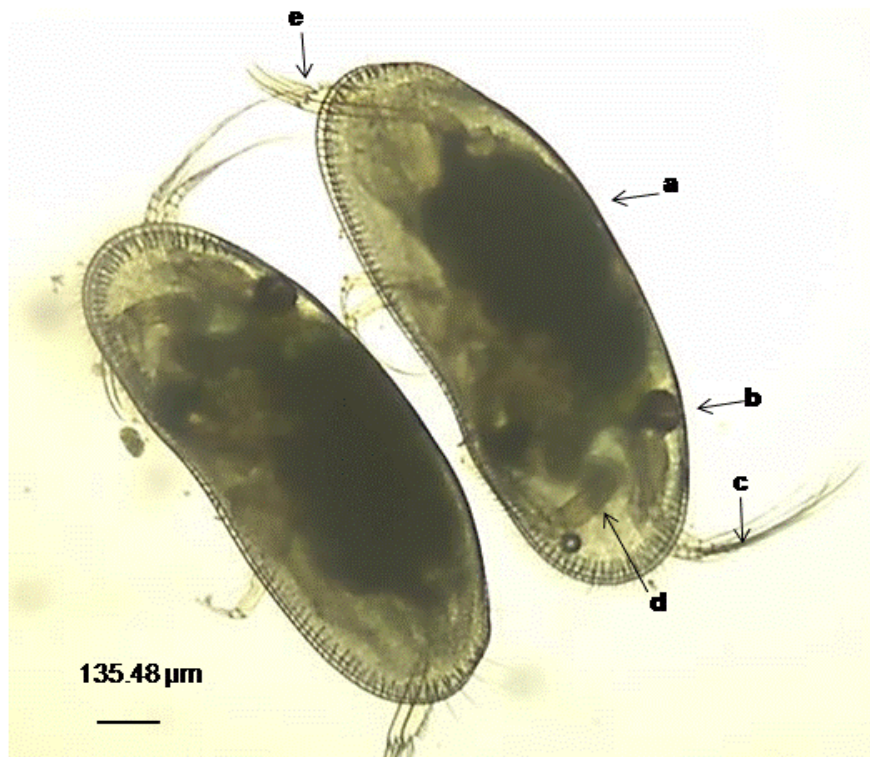
**Figura 3.** Fotografía de los tres morfo tipos tomada por Mills *et al.*, (2016). A) Morfo tipo grande, B) Morfo tipo pequeño, C) Morfo tipo chico, D) *Brachionus cf ibericus*, cepa Cancún, por su tamaño pertenece al morfo tipo mediano.

Las especies del genero *Brachionus* son consideradas un buen modelo para diversos estudios de muestras ambientales con metales y sustancias químicas orgánicas, porque tienen una gran respuesta a las sustancias tóxicas, y poseen una gran susceptibilidad (Shuhaimi-Othman 2011). Además, debido a que son fáciles de reproducir en el laboratorio, son tolerantes a amplios rangos de temperatura, pH, y su reproducción es acelerada (Hoff y Snell, 2008).

### 2.2.2. Ostrácodos

Los ostrácodos son crustáceos pequeños, cuya longitud va de 0.5 a 3 mm, (Turpen y Angell, 1971), presentan un cuerpo totalmente encerrado dentro de un caparazón (o concha), dividida en dos valvas unidas por la parte dorsal de carbonato de calcio en forma de calcita baja en magnesio (Turpen y Angell, 1971). Los adultos suelen tener siete pares de miembros bien desarrollados, los estadios juveniles más tempranos tienen menos apéndices parcialmente desarrollados (Nagler *et al.*, 2014). Su reproducción puede ser sexual, partenogenética o mixta lo que les confiere un amplia

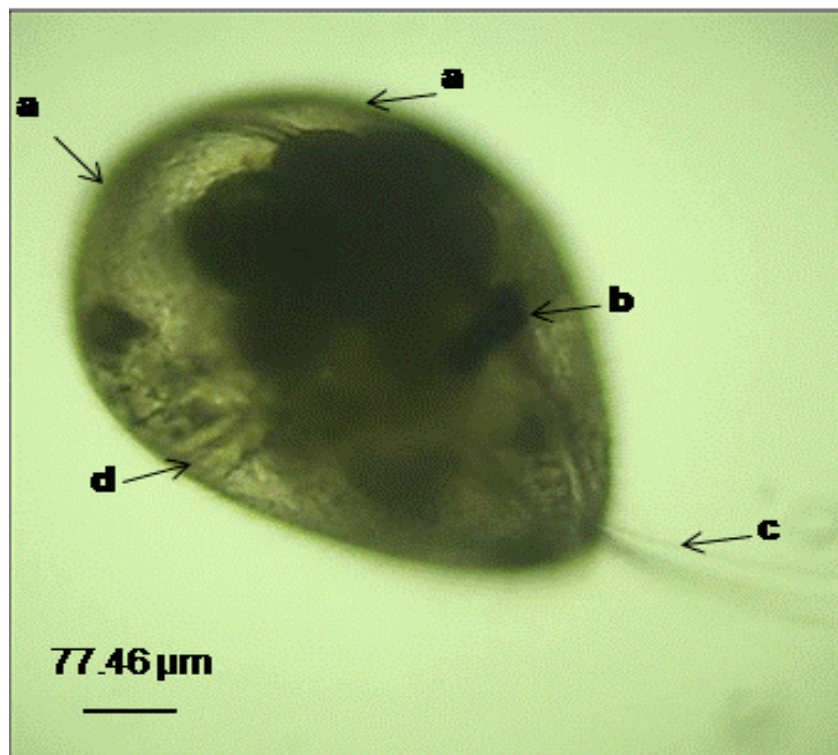
dispersión, diversificación y adaptación (Holmes, 2001). Su crecimiento es por mudas, de 8 a 9 veces en su ciclo de vida (Holmes, 2001). El ciclo de vida de los ostrácodos de agua dulce, va de tres a cinco semanas o a más de un año (Holmes, 1992). Palacio-Fest *et al.* (1983), registró 89 especies pertenecientes a 44 géneros de ostrácodos (Crustáceo) entre Isla Mujeres e Isla Cozumel y para la región Neotropical y del Caribe Cohuo *et al.* (2016) reportó un total de 118 especies. El ostrácodo *Diaphanocypris meridana* (Würding y Pintos 1990), registrado en Quintana Roo (especie aislada en la investigación), pertenece a la familia: Cyprididae, subfamilia: Cypricercinae, mide 1.22-1.31 mm de largo, y 0.51-0.56 mm de ancho, su valva tiene un ancho de 0.35 mm. El caparazón en vista lateral es alargado y reniforme, en elíptica en vista dorsal., presenta un cuerpo cuatro veces más largo que ancho, la superficie de las valvas es estriada de un color verde claro (Nagler *et al.*, 2014). A continuación, se presenta una imagen en la figura 4 con las principales estructuras.



**Figura 4.** Principales estructuras utilizadas para la identificación de *D.meridana*: Vista ventro-lateral: a) valvas, b) Ocelo, c) Anténula, d) Antena, e) Furca caudal.



El ostrácodo *Cypridopsisvidua* O. F. Müller, 1776 (especie aislada para el estudio), pertenece a la familia: Cyprididae y subfamilia: Cypridopsinae; presentan una longitud de 0,4-0,7 mm, un ancho de 0,32 - 0,43 mm. Su valva izquierda es ligeramente más larga y más alta que la valva derecha. Las valvas tienen un tamaño de 0,5 a 0,6 mm de largo (Meisch, 2000) y forma de corazón. El margen dorsal es arqueado y el ancho del carapacho más alto en el medio. Los carapachos generalmente presentan cuatro rayas transversales verdes oscuras distintas, pero se puede encontrar con tintes marrones y de color púrpura (Smith, y Delorme, 2010). Es una especie cosmopolita y presenta variabilidad inespecífica en tamaño, forma, ornamentación superficial y color (Meisch, 2000). A continuación, se presenta una imagen en la figura 5 con las principales estructuras.



**Figura 5.** Principales estructuras utilizadas para la identificación de *C. vidua*: Vista dorsal: a) valvas, b) Ocelo, c) Anténula, d) Antena.

En el caso especies de ostrácodos, estas se consideran de igual forma excelentes bioindicadores de los ecosistemas acuáticos; porque tienen alta sensibilidad a cambios

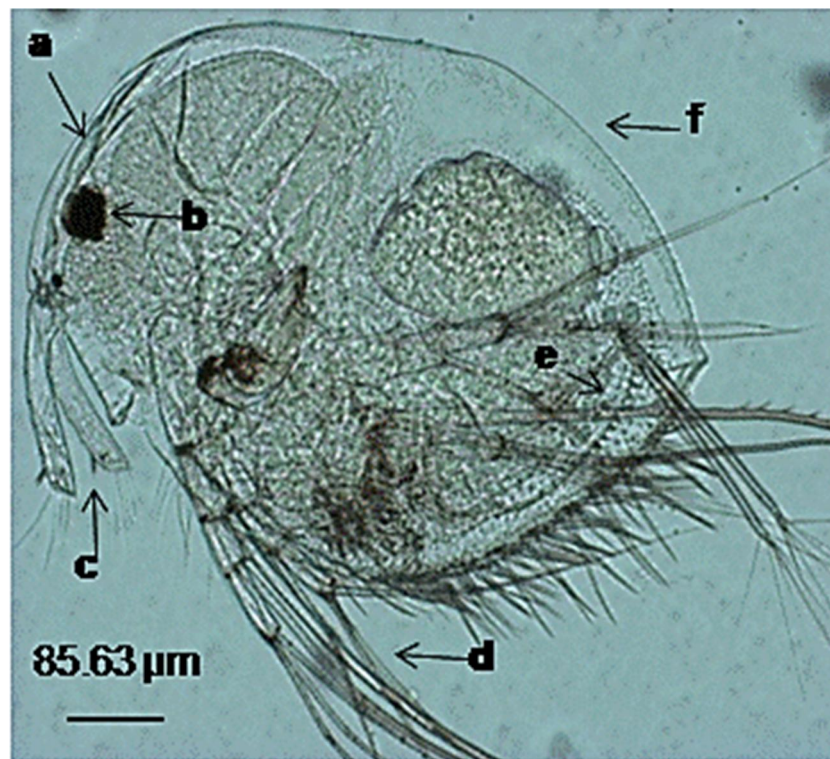
físico-químicos, por ejemplo, Prudêncio *et al.*, (2007), utilizó ostrácodos para observar cambios en la diversidad y abundancia debido a la contaminación por metales pesados y la eutrofización en agua (Luciani, 2007; Buosi *et al.*, 2010).

Ruíz *et al.*, (2013), menciona que estos son muy sensibles a la exposición de metales pesados y extremadamente sensibles a las condiciones climáticas; por ello proveen información evolutiva y ecológica importante (Chávez-Lara *et al.*, 2012). Según Palacios-Fest y Dettman (2001) citado por Chávez-Lara *et al.*, 2012), determinaron que existe una relación entre la temperatura y los iones Mg/Ca, presentes en las valvas de especímenes del ostrácodo *Cypridopsis vidua*. Smith *et al.*, (2017) menciona que muchas especies de ostrácodos son potencialmente valiosas como indicadores de cambios en la calidad del agua, así que permiten evaluar, la riqueza de especies, la asociación con los parámetros físicos y químicos de sus hábitats.

### **2.2.3. Cladóceros**

Los cladóceros son un grupo representativo de la comunidad planctónica, son crustáceos cosmopolitas, además, son importantes consumidores de la red trófica primaria en donde se genera la transferencia de materia y energía en ecosistemas dulceacuícolas (Pérez-Legaspi *et al.*, 2015). Los cladóceros poseen un cuerpo comprimido lateralmente, y su forma es ovalada; no se distinguen segmentos como en otros crustáceos. Presentan un carapacho de quitina transparente, las antenas o apéndices con numerosas setas; ojos compuestos y simples. Una cavidad embrionaria con huevos situados en la parte dorsal, entre el carapacho y el dorso del cuerpo. Como dato importante para la identificación de especies se observan los apéndices torácicos, la forma el número de las espinas y setas son aceptados como caracteres taxonómicos para su identificación, estos organismos presentan dimorfismo sexual, la hembra es más grande que el macho (Villalobos *et al.*, 2006).

*Macrothrix* es uno de los géneros más complejos dentro del suborden Cladóceras, este género se caracteriza por presentar el primer par de antenas largas y articuladas y las segundas antenas presentan setas, la parte proximal del postabdomen no es bilobulado, ni aplanada o angosto y no tiene aspecto de sierra. La especie *Macrothrix triserialis* Brady 1986 (especie aislada para el estudio) presenta espinas del tamaño del cuerpo y su disposición se ubican en las anténulas (Güntzelet *al.*,2004). Su lóbulo lateral está situado en el postabdomen a la altura del ano, y armado de fuertes setas (Círos-Pérez y Elías-Gutiérrez, 1996). En la figura 6 se observan las principales estructuras de los cladóceros.



**Figura 6.** Principales estructuras utilizadas para la identificación de *Macrothrix triserialis*: a) Cabeza, b) Ocelo, d) Primer par de antena, d) Segundo par de antenas, e) Postabdomen, f) Caparazón

Las especies de cladóceros, que son un grupo que ha sido ampliamente utilizado para estudiar los efectos de los tóxicos, de hecho existe un protocolo en la normatividad mexicana que utiliza una especie de cladóceros, *Daphnia magna*, que se utiliza en todo

el mundo para evaluar la toxicidad de sustancias tóxicas, sin embargo, hoy en día, se ha optado por realizar estudios con especies nativas, por ejemplo *Alona glabra* Sars, *Camptocercus sp.* *Ceriodaphnia dubia* Richard, *Daphnia obtusa* Kurz, *Diaphanosoma sp.*, *Dunhevedia odontoplax* Sars, *Echinisca elegans* (Sars), *Pleuroxus similis* Vávra(Sarma y Nandini, 2006); Pérez Legaspi *et al.*,(2015).

Pérez-Legaspi *et al.*, (2017) menciona que los cladóceros, particularmente la *Ceriodaphnia cornuta*; son buenos organismos para evaluar los efectos adversos de contaminantes presentes en los sistemas acuáticos, ya que son adecuados para el monitoreo de ecosistemas costeros tropicales contaminados con cobre, cadmio y plomo.

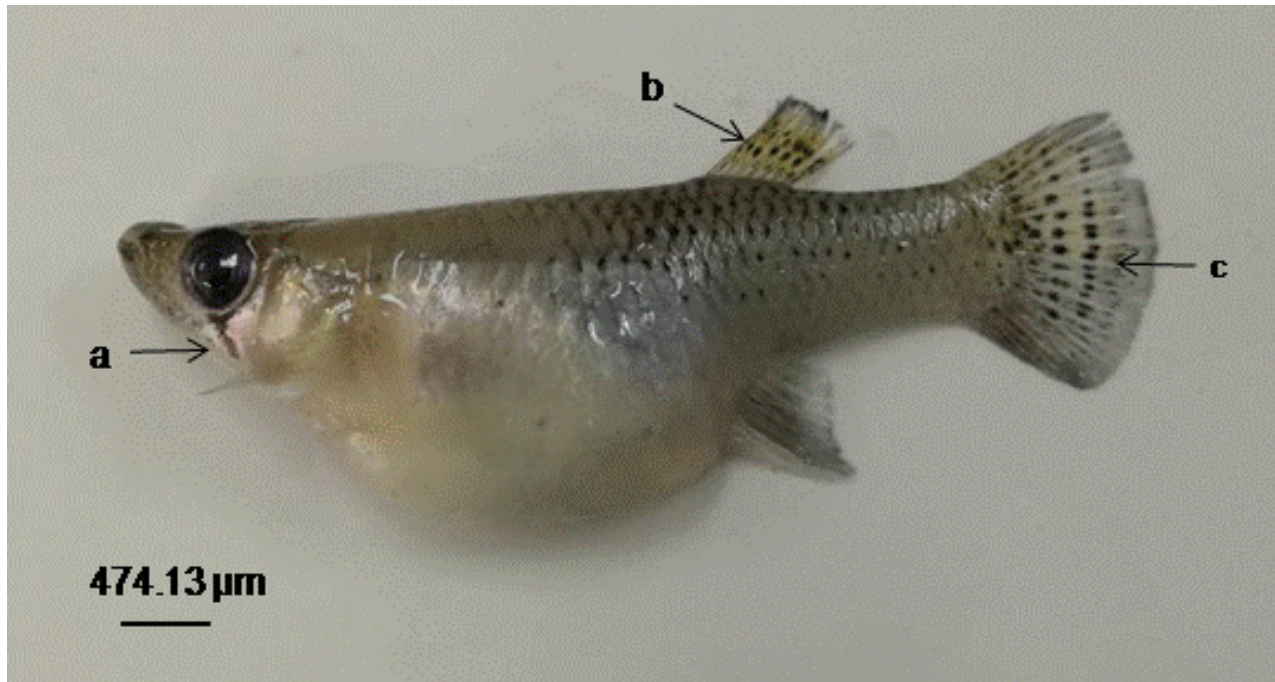
#### **2.2.4. Peces.**

En Yucatán se tiene registrados al menos 23 especies nativas de peces de agua dulce, divididas en 14 géneros y 6 familias. Las familias Cichlidae cuenta con 11 especies y la familia Poecillidae con 6 especies (Chumba-Segura y Barrientos-Mediana, 2010). En el caso de Quintana Roo, Schmitter-Soto (1998), generó un catálogo con las especies continentales de Quintana Roo, integran, 43 familias, con 126 especies ícticas, de las cuales 86 especies de 31 familias se consideran estrictamente continentales. A continuación, se describen aspectos ecológicos del pez *Gambusia yucatana*, que fue aislada para ésta investigación.

##### **2.2.4.1. *Gambusia yucatana*.**

Es una especie de la familia: Poecillidae, presenta una distribución a lo largo de toda la Península de Yucatán, Belice y Guatemala, es de hábitos bentopelágicos, puede encontrarse tanto en agua dulce y/o salobre de aguas tranquilas y someras, en cenotes, humedales, estanques y playas y asociados a pastos marinos y la talla máxima es de 55 mm de longitud, las características diferenciales son aleta dorsal por detrás del

origen de la aleta anal falcada, presentan una barra en la zona inferior del ojo de pigmentación negra, que se extiende hasta el inicio del opérculo, sin llegar a la membrana opercular, presentan tres filas de puntos en la aleta dorsal, y dos filas en la aleta caudal, como se muestra en la Figura 7 (Schmitter-Soto, 1998 y Gallardo *et al.*, 2014).



**Figura 7.** Hembra de *Gambusia yucatanana*. a) Barra de pigmentación negra, b) puntos en la aleta dorsal y c) puntos en la aleta caudal.

Por último, los peces son bioindicadores útiles para evidenciar la degradación ambiental (Fausch *et al.*, 1990). Por ejemplo, los cambios en las condiciones de calidad del agua pueden generar alteraciones bioquímicas en células, hasta cambios a nivel de la población en peces, entre las especies utilizadas para evaluar la calidad de los sistemas de agua dulce, se encuentran las especies del género *Gambusia* (Poeciliidae, Cyprinodontiformes; Baird y Girard, 1853), ya que son considerados sistemas de alerta biológica, ante la respuesta a diferentes contaminantes en el agua (Bartram y Balance, 1996) y además, son vitales para estimar la letalidad o bioacumulación de tóxicos (Croteau *et al.*, 1998).

### **2.3 Evaluación de los efectos toxicológicos de contaminantes usando especies del zooplancton y peces como bioindicadoras**

Para evaluar diversos efectos de tóxicos en organismos vivos se usan las pruebas de toxicidad bajo condiciones estandarizadas y reproducibles, (Garatachia-Vargas, 2013) por lo que son muy útiles como herramientas de amplia eficacia para generar una valoración de los niveles tóxicos de diversos compuestos, siempre con mínimos recursos (Castillo, 2004, Martínez-Jerónimo *et al.*, 2008). Se necesitan una adecuada selección de organismos de prueba, que tengan representatividad de las comunidades en los ambientes acuáticos (Castillo, 2004, Martínez-Jerónimo *et al.*, 2008), como es el caso de los organismos utilizados en esta investigación: *Brachionus plicatilis*, *Dyaphanocypis meridana*, *Cypridopsis vidua*, *Macrothrix triserialis* y *Gambusia yucatanana*.

En la evaluación de los tóxicos, las especies deben cumplir con los requisitos de la legislación ambiental, como *Daphnia magna* especie ampliamente usada a nivel mundial, para la determinación de la toxicidad y los efectos adversos de sustancias tóxicas, y muestras ambientales. Los efectos que se pueden medir en la especie son: reducción en el crecimiento, mortalidad, cambios morfológicos, fisiológicos, bioquímicos, y genéticos, a diferentes niveles que van desde sus estructuras celulares, hasta la función enzimática, en los organismos (Castillo, 2004, Martínez-Jerónimo *et al.*, 2008). Algunos de los criterios que sustentan el uso de especies Neotropicales de Quintana Roo son: 1) La selección de organismos de prueba (especies que presenten una mayor susceptibilidad), y que tengan una amplia distribución; 2) Utilizar especies nativas o representativas de los ecosistemas de la zona, y de importancia ecológica o económica; 3) Ser de fácil adaptación en el laboratorio, y contar con información de su ciclo vital, así como datos específicos de la especie (Pérez-Legaspi y Rico-Martínez, 1998; Castillo, 2004; Santos-Medrano *et al.*, 2018) y lograr principalmente la estandarización de su cultivo.

Como se mencionó anteriormente, existen metodologías o protocolos estandarizados bajo la normativa vigente del País, y ampliamente utilizada en el mundo, es la prueba de toxicidad aguda con *Daphnia magna*, *Hidra attenuata*, *Alium* sp. y *Lactuca* sp. y con el alga *Selenastrum capricornutum* (Castillo, 2004). Sin embargo, en la actualidad la legislación mexicana solo contempla tres ensayos de toxicidad en su normativa: *Daphnia magna*, *Artemia franciscana* y *Photobacterium phosphoreum*, que son adaptaciones de protocolos desarrollados originalmente para su aplicación en Norteamérica (EPA). Cabe destacar que existen esfuerzos importantes por la comunidad científica mexicana para generar nuevos protocolos con especies nativas representativas y de relevancia ecológica. La SEMARNAT cuenta con un registro de 20 protocolos en los que se han utilizado diversos organismos prueba en diferentes matrices. Sin embargo, en estos estudios no se utilizan especies Neotropicales de la Península de Yucatán y no existen estudios ecotoxicológicos con especies de zooplancton.

Para el monitoreo de contaminantes en los ecosistemas o la evaluación de los efectos de diversas sustancias ya sean orgánicas e inorgánicas, se utilizan dos pruebas de exposición: agudas y crónicas. De manera que las pruebas de toxicidad aguda evalúan los posibles efectos de sustancias tóxicas o muestras ambientales, a concentraciones de exposición alta en un tiempo corto (24, 48 y 72 horas) y, el efecto indicador es la muerte de organismo (Jaramillo *et al.*, 2006), en el caso de las pruebas de toxicidad crónica, estas evalúan los posibles efectos de sustancias tóxicas o muestras ambientales a concentraciones de exposición bajas y en un tiempo prolongado mayor a 72 horas, o representativo del ciclo de vida del organismos de prueba; el efecto indicador es la alteración en el ciclo de vida del organismo (Castillo, 2004; Pérez-Legaspi 2008).

Para la determinación de la intensidad de los efectos agudo o crónico, se determina la concentración donde no se observa un efecto de exposición al tóxico (NOEC), y la

concentración más baja donde se observan un efecto de los tóxicos (LOEC), además del coeficiente de correlación ( $r^2$ ), de la exposición de las concentraciones *versus* la mortalidad, en un tiempo de 24 horas como mínimo, en las pruebas de toxicidad se debe considerar la realización de las réplicas y repeticiones del experimento, para asegurar su reproducibilidad y confiabilidad, y poder disminuir los errores de lectura ((Jaramillo *et al.*, 2006; Castillo, 2004).

Las pruebas de toxicidad aguda, entonces, nos permiten obtener concentraciones letales 50 ( $CL_{50}$ ), que equivale al 50% de mortalidad en los organismos expuestos a diferentes concentraciones de cualquier sustancia problema, ya sean compuestos orgánicos o inorgánicos como los bloqueadores solares. La NOM-001-ECOL-1996 (recientemente en proceso de modificación, 2017), establece una metodología para determinar la toxicidad de una sustancia a partir de las concentraciones letales 50, por lo tanto, esta normativa establece los límites máximos permisibles de una sustancia, expresada como unidades de toxicidad, es decir, cualquier sustancia se considera tóxica si rebasa las 5 unidades de toxicidad para considerarse no tóxica por la norma NOM-001-ECOL-1996, su toxicidad debe ser  $\leq 5$  unidades. A continuación, se presenta una propuesta adicional de clasificación de las unidades de toxicidad por Saldaña *et al.*, (2006) y se muestran en la tabla 1.

**Tabla 2. Clasificación de las Unidades de toxicidad (UT), adaptado de la NOM-001-ECOL-1996, Saldaña *et al.*, (2006).**

UT	Clasificación	Dilución - CE50%
> 5	Muy tóxico	>25
> 2.5 <5	Tóxico	50-25
> 1 < 2.5	Moderadamente tóxico	75-50
<1	Ligeramente tóxico	<75



### **2.3.1 Unidades de toxicidad y su inclusión como parámetro indicador de aguas residuales.**

En el apartado anterior, se mencionó sobre las unidades de toxicidad, estas hacen referencia a la toxicidad de un efluente que es descargado a un sistema acuático: agua u otro líquido que procede de un embalse, cuenca, proceso o planta de tratamiento y así lo define la NORMA OFICIAL MEXICANA NMX-AA-087-1995-SCFI, cuyos límites permisibles están regulados. Estas unidades fueron determinadas realizando ensayos toxicológicos con organismos de prueba, como elementos indicadores y cuyos parámetros de medida directa se basan en la determinación de la supervivencia, el crecimiento o la reproducción de organismos biológicos (EPA, 1996). Por lo tanto, un contaminante o una mezcla de contaminantes, pueden ser estudiado como posibles efluentes potenciales que poseen un efecto tóxico y pueden ser evaluados o categorizado acorde a su toxicidad, según la metodología propuesta por NOM-001-ECOL-1996. La manera en cómo se obtiene las unidades de toxicidad se describirá en la metodología.

### **2.3.2 Evaluación de riesgo ambiental**

En la evaluación de riesgo ambiental se utilizan la información generada en pruebas de toxicidad como elemento clave en la estimación, pues permiten establecer el peligro que representa un tóxico en los ecosistemas acuáticos; comunidad, población, especie y célula (Luoma y Rainbow, 2008).

Es decir, la evaluación de riesgo ambiental es un proceso mediante el cual se determina si existe una amenaza potencial que comprometa la calidad del agua, aire o suelo, poniendo en riesgo a los ecosistemas y la salud del ser humano y la biota (Blackburnet *al.*, 2014). Además de ser un instrumento útil para fundamentar la toma de decisiones, así como estimar cuantitativamente los daños a la salud humana o a los

ecosistemas derivados de la exposición a un contaminante en el medio ambiente (Ize *et al.*, 2010).

De acuerdo con la metodología descrita por Karlsson (2007) las variables utilizadas para llevar a cabo la evaluación de riesgo ambiental son la concentración ambiental media (MEC), y la concentración que no tiene efecto. La primera es, la concentración de los contaminantes presentes en el ambiente, la cual se determina mediante los métodos analíticos apropiados, la segunda (PNEC) es definida en la Guía Técnica de Evaluación de Riesgo publicada por la European Chemicals (Roman *et al.*, 1999, Scheringer *et al.*, 2001) como la concentración por debajo de la cual es muy probable que no se produzca un efecto negativo en los organismos debido a la toxicidad de una sustancia.

El resultado de las pruebas de toxicidad en la evaluación de riesgo es la finalidad de obtener un valor PNEC. Karlsson (2007) establece que el cálculo del PNEC se efectúa con valores  $CL_{50}$ ,  $CE_{50}$ ,  $CI_{50}$  o NOEC dividido entre el factor de evaluación de riesgo (RAF: Risk Assessment Factor), con base en el criterio del investigador y el toxicólogo, que reconoce la relevancia de la sustancia tóxica de estudio y las especies indicadoras. La selección del RAF depende de las pruebas de toxicidad, es decir, si son a corto plazo se emplean los valores  $CL_{50}$ , mientras que a largo plazo se usan el valor de  $CE_{50}$ . Si las medidas de toxicidad disponibles provienen de pruebas de toxicidad a corto plazo, el RAF utilizado es más alto que si se usan medidas de toxicidad a largo plazo. Sin embargo, cuando la relación entre las medidas de toxicidad aguda y crónica es baja y no garantiza la protección a la biota acuática debido a la toxicidad de la sustancia analizada, lo más importante en la evaluación de riesgo ambiental, es que la PNEC debe basarse en datos de toxicidad en laboratorio, experimentos agudos y crónicos, en especies representativas del ecosistema (Roman *et al.*, 1999, Scheringer *et al.*, 2001).

### 3. ANTECEDENTES

Todos los ecosistemas acuáticos en el mundo y en Quintana Roo son susceptibles a la contaminación por plaguicidas, sólidos suspendidos totales, carga orgánica, contaminación fecal e hidrocarburos alifáticos (Sánchez *et al.*, 2007; Moreno, 2008). Específicamente, en la Península de Yucatán, uno de estos factores que magnifica el problema de contaminación para el estado de Quintana Roo, es el crecimiento poblacional y el arribo masivo de turistas, además de las características hidrogeológicas de la región. Se reconoce que el acuífero de la Península de Yucatán tiene una alta vulnerabilidad (Sánchez *et al.*, 2016), debido a sus características cársticas, que propician zonas de gran permeabilidad dadas las fracturas y canales de disolución por donde se filtra rápidamente el agua al acuífero, además de que los espesores de suelo son muy reducidos y limitada existencia de corrientes de agua superficiales (Sánchez-Sánchez *et al.*, 2015). Los impactos de la contaminación de los ecosistemas acuáticos de Quintana Roo, recae en las actividades antropogénicas costeras, de tal manera que se incrementa la contaminación en relación al incremento de la población, y la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos, disminuyendo la resiliencia o la capacidad de un ecosistema a estar sometido a una perturbación y mantener sus funciones y controles desde fuentes terrestres (Naranjo *et al.*, 2001).

Existen reportes sobre la toxicidad y bioacumulación de los componentes orgánicos e inorgánicos en los organismos acuáticos (Balmer *et al.*, 2004), sin embargo, estudios específicamente de toxicidad en la biota nativa del estado de Quintana Roo son escasos o inexistentes, por lo tanto, es de vital importancia evaluar si los bloqueadores solares clasificados comercialmente como biodegradables y no biodegradables, son tóxicos para las especies nativas presentes en los ecosistemas dulceacuícolas y marinos de Quintana Roo y si representan un riesgo. Al considerar que la contaminación de agua de los ecosistemas en Quintana Roo, se debe a las actividades turísticas, implica el incremento de compuestos en los ecosistemas, por ejemplo, en el 2017 arribaron al estado 17 millones de visitantes (SEDETUR, 2018), a lo largo de la

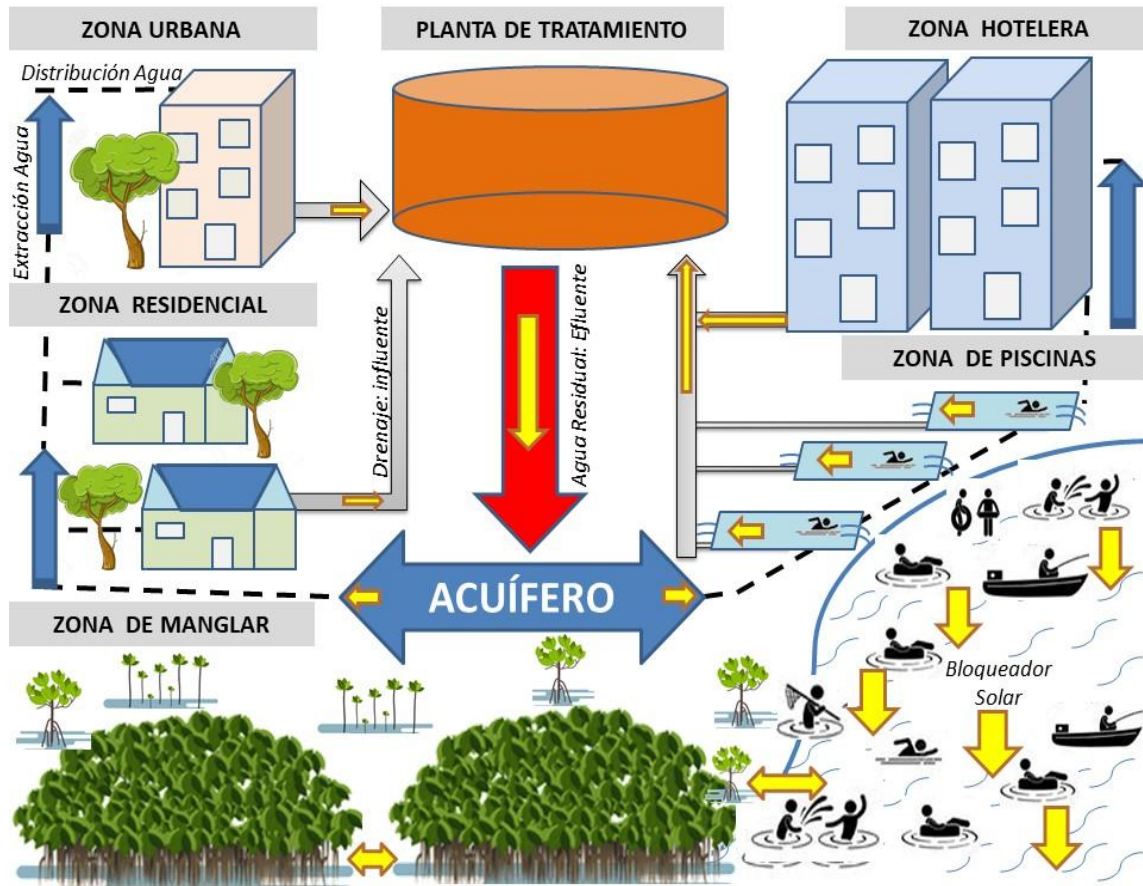
zona costera en los municipios de Isla Mujeres, Benito Juárez, Puerto Morelos y Solidaridad. Además, hay 1.5 millones de personas que habitan en el estado (SEDETUR, 2018). Por consecuencia, existe una alta descarga de contaminantes a los ecosistemas acuáticos (Schmitter-Sotto, 1996; Beddows *et al.*, 2007).

Es cierto que el uso de los bloqueadores solares depende de las propiedades y el grado de protección que proporcione cada uno de estos, por consiguiente, el incremento en la descarga de estos en los ecosistemas, está dada por el aumento de su uso. En este sentido, Poiger *et al.*, (2004) estimaron haciendo referencia a la mezcla total de ingredientes activos, que contiene cada marca de bloqueador que cada persona utiliza hasta 1.2 g de bloqueador por día, considerando estos datos, y tomando en cuenta que 17 millones de turistas llegaron a Quintana Roo, en el 2017, la descarga estimada es de 124.09 toneladas, y en los últimos nueve años se han descargado 757.95 toneladas de bloqueadores, como se muestra en la tabla 2.

**Tabla 2. Toneladas de bloqueadores solares que se descargan por año, con base en el arribo anual de turistas al estado de Quintana Roo.**

<b>Años</b>	<b>No. de turistas que llegaron a Q. Roo</b>	<b>Toneladas usadas por turistas</b>
2009	8, 080, 899	59.29
2010	8, 606, 936	63.15
2011	8, 679, 586	63.68
2012	9, 416, 635	69.09
2013	10, 869, 666	79.75
2014	12, 257, 870	89.94
2015	13, 265, 882	97.34
2016	15, 205, 803	111.57
2017	16, 911, 163	124.08

Acorde a lo propuesto por Ibe *et al.*, (2015), los bloqueadores solares llegan al agua por vía directa por los bañistas, e indirecta a través de la descarga de aguas residuales de la zona urbana y hotelera, que llegan a las plantas de tratamiento. Además, se presenta un modelo conceptual de la descarga de bloqueadores solares se presenta a continuación en la figura 8.



**Figura 8.** Modificación del esquema conceptual del vertido de bloqueadores solares propuesto por Ibe *et al.*, (2015),

Un ejemplo de las concentraciones que se han estimado en agua, es lo reportado por Brausch y Rand (2011), los cuales mencionan que existe la presencia de componentes de bloqueadores solares en aguas residuales de plantas de tratamiento a 118 g/L de 2-etil-hexil-4-trimetoxicinamato (EHMC), 49 g/L de 4-metil-benzilidina-alcanfor (4MBC), 69 g/L de benzofenona- 3 (BP3) y 28 g/L de octocrileno (OC), cuyas descargas las calcularon por día y considerando 10 000 personas, por lo que estos autores concluyen

que las concentraciones obtenidas en los efluentes de Suiza son muy elevadas (Balmer *et al.*, 2004).

Los bloqueadores solares, como contaminante orgánico, son catalogados como biodegradables por contener ingredientes naturales (extractos de plantas, frutos, semillas, raíces, etc.). Los no biodegradables contienen principalmente benzofenona, butilcarbamato, butilmetoxidibenzoilmetano, cetil dimeticona, dimetilapramida, hexilodecanol, metilparabeno, octocrileno, polietileno, propilparaben. Algunos bloqueadores solares contienen en sus ingredientes micro pigmentos inorgánicos, óxido de zinc (ZnO), y dióxido de titanio (TiO<sub>2</sub>) (Brausch y Rand, 2011). Se encuentran 16 compuestos, que están certificados para su uso como agentes de protección solar por la Administración de Seguridad Social (SSA); y 27 componentes están certificados en cosméticos, plásticos, entre otros por EUA (Brausch y Rand, 2011).

### **3.1. Efectos adversos de los bloqueadores solares.**

En particular, los bloqueadores solares representan un peligro alto de contaminación principalmente por el uso intensivo en actividades acuáticas en Quintana Roo, y los componentes de dichos bloqueadores solares, principalmente los filtros UV, que son sustancias orgánicas e inorgánicas, que llegan al agua de forma directa o indirecta, resultado de las actividades recreativas acuáticas o indirectamente de los efluentes que descargan las plantas de tratamiento (Giokas *et al.*, 2007 y Brausch y Rand, 2011), como se muestra en la figura 2. La contaminación de los ecosistemas acuáticos, por bloqueadores solares se relaciona con el aumento de las actividades recreativas en las zonas costeras (McCoshum *et al.*, 2016), esto tiene un efecto en el incremento de enfermedades de corales, en la reducción de las densidades de carnívoros y herbívoros en la zona marina y un aumento en la cobertura de macro algas (Bozec *et al.*, 2008). Sin embargo, los efectos adversos de los bloqueadores solares en la biota asociada a cenotes, y lagunas costeras y en las playas se ha estudiado relativamente poco en Quintana Roo.

Los efectos adversos de los bloqueadores solares, son graves, por ejemplo, las nano partículas de  $\text{TiO}_2$ , poseen una estabilidad como suspensión coloidal en los sistemas acuáticos, y su toxicidad es variable en los organismos acuáticos (Clément *et al.*, 2013). Las nano partículas metálicas comunes que se encuentran en algunos protectores solares son tóxicas para organismos acuáticos como el pez *Medaka* (*Oryzias melastigma*); los crustáceos *Tigriopus japonicus* y *Elasmopus rapax*; así como para diatomeas marinas *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*, *Chaetoceros gracilis* y *Desmodesmus subspicatus*. Además, estos productos químicos de protección solar han tenido múltiples efectos negativos en el pez de agua dulce *Pimephales promelas*, y presentan toxicidad aguda en el crustáceo: *Daphnia magna* (Brausch y Rand 2011).

De hecho, el  $\text{TiO}_2$  en presencia de tetrahidrofurano (THF), genera una alta toxicidad aguda en *Daphnia magna* ( $\text{CE}_{50} = 5,5 \text{ mg de TiO}_2 \text{ l}^{-1}$ ); mientras que el  $\text{EC}_{50}$  es 100 veces mayor (Clément *et al.*, 2013). Clément *et al.*, (2013), reportan que la mayoría de los estudios de toxicidad de las nano partículas (NP) de  $\text{TiO}_2$  se han enfocado a humanos y otros mamíferos como ratones y ratas, o diferentes tipos de líneas celulares. Pocos estudios han evaluado los efectos ecotoxicológicos y el riesgo ambiental de las nanopartículas (NP) de  $\text{TiO}_2$ , y los parámetros físico-químicos responsables de su toxicidad aún no están bien establecidos en la literatura; así como las especificidades de la toxicidad (Clément *et al.*, 2013). La mayoría de los resultados de toxicidad de componentes de bloqueadores solares, ha sido realizados en el cladóceros, *Daphnia magna*, por ejemplo, se observó, que posee mayor sensibilidad a otras especies, en exposiciones a corto plazo (48 h) a 2-etil-hexil-4-trimetoxicinamato (EHMC), mientras que fue menos sensible a la benzofenona-4 (BP4). Bloqueadores solares: UV-A y UV-B (BP3, homosalato (HMS), 4MBC, octilmetoxicinamato y octil-dimetil-PABA) tienen efectos estrogénicos en peces (Baruch y Rand 2011).

Danovaro *et al.*, (2008) mencionan que ciertos filtros ultravioleta (UVF) pueden tener efectos de disrupción endocrina. Wang *et al.*, (2016) y Sieratowicz *et al.*, (2011)

observaron que en un rango de exposición de 0.21 a 0.56 mg/L pueden inhibir el crecimiento de *Desmodesmus suspicatus* al ser expuestas a BP-3. En una gran cantidad de organismos acuáticos, se han detectado componentes de bloqueadores solares en sus tejidos, por ejemplo, en el pez conocido comúnmente como perca, las concentraciones de BZ3 fueron de 300 ng/g, mientras que el compuesto MBC se reportó a una concentración de 880 ng/g (Giokas *et al.*, 2007). Por lo tanto, existen bloqueadores solares en el ambiente que son bioacumulables, en los peces la bioacumulación es a niveles similares al plaguicida DDT debido a su alta lipofilia y estabilidad en el medio ambiente (Balmer *et al.*, 2004). En la tabla 3, se muestra estudios de toxicidad en zooplancton y peces.

**Tabla 3. Toxicidad de filtros UV en cladóceros, rotíferos y pece tomado de Danovaro *et al.*, (2008), Sieratowicz *et al.*, (2011) y Brausch y Rand (2011) y Clement *et al.*, (2013).**

<b>TOXICIDAD EN ZOOPLANCTON Y PECES</b>			
	<b>COMPUESTOS ACTIVO</b>	<b>GRUPO</b>	<b>CL<sub>50</sub>(mg/L)</b>
<b>ORGANICO</b>	Benzofenona-3	Cladóceras	1.9
	Benzofenona-4	Cladóceras	50
	4-Metilbencilideno alcanfor	Cladóceras	0.56
	Etil exil metoxicinamato	Cladóceras	0.29
<b>INORGÁNICO</b>	ZnO	Cladóceras	0.18
	TiO <sub>2</sub>	Cladóceras	5.5
	<b>COMPUESTO</b>	<b>GRUPO</b>	<b>CE50 %</b>
<b>TiO<sub>2</sub></b>	Anatasa	Cladóceras	1.3
	Rutileno	Cladóceras	94.71
	Anatasa	Rotífera	0.99
	Rutileno	Rotífera	0.99
	<b>COMPUESTO</b>	<b>GRUPO</b>	<b>CE50 %</b>
<b>INORGÁNICO</b>	ZnO	Salmonidae	23 mg/l
	TiO <sub>2</sub>	Salmonidae	100 mg/l
<b>INORGÁNICO</b>	ZnO	Cyprinidae	10 mg/l
	TiO <sub>2</sub>	Cyprinidae	1mg/l



Sin embargo, los datos son prospectivos y en Quintana Roo se desconoce las concentraciones y efecto de los componentes o sustancias tóxicas en el agua que dejan los bloqueadores solares. Existen solo un reporte de Rodríguez-Fuentes *et al.*, (2010), quienes mencionan que el 83.75% de la población, usa bloqueadores solares y un 29.5% bronceadores. El mismo estudio evidencia la presencia de 15 compuestos químicos: 2 inorgánicos y 13 orgánicos como ingredientes activos. En las tablas 4 y 5, se presentan el porcentaje de los compuestos existentes en los bloqueadores.

**Tabla 4. Porcentajes de las concentraciones de las sustancias activas presentes en bloqueadores solares, usados en el mundo (Rodríguez-Fuentes *et al.*, 2010).**

Ingrediente activo	% México	% USA	% Europa
Dióxido de Titanio	31.7	2.94	23.52
Oxibenceno	47.56	88.23	15.68
Octilmetoxicinamato	16.43	18.62	27.45
Octocrileno	16.46	21.56	15.68
Octil salicilato	35.36	56.86	41.17
Homosalato	38.41	68.62	39.21
Avobenzona	22.56	64.7	7.84
Octildimetilo PABA	40.24	50	39.21

**Tabla 5. Porcentaje de las principales sustancias activas presentes en los bloqueadores usados en Cancún (Rodríguez-Fuentes *et al.*, 2010).**

Ingrediente activo	Porcentaje de filtrosUV presentes
<b>Inorgánicos</b>	
Dióxido de titanio	21.76
Óxido deZinc	0.58
<b>Orgánicos</b>	
Oxibenzona	56.17
Homosalato	47.94
Octil salicilato	43.52
Octildimetl PABA	42.35
Avobenzon	32.64
Octilmetoxycinamato	26.47
Octocrileno	18.23

### **3.2. Preguntas de investigación**

Con base en los antecedentes se formularon las siguientes preguntas:

¿Son los bloqueadores solares tóxicos para especies de zooplancton y peces de Quintana Roo?

¿Los bloqueadores solares no biodegradables son más tóxicos que los biodegradables en las especies de estudio (zooplancton y peces) de Quintana Roo?

En el caso de que se determine en las pruebas de toxicidad que los bloqueadores solares, son tóxicos:

¿Estos pueden ser un riesgo ambiental para las especies nativas de estudio?

#### **4. JUSTIFICACIÓN.**

Reportes en la literatura mencionan que un turista utiliza al día al menos 1.2g de bloqueador solar y el 83.75% de los turistas que visita Quintana Roo usa bloqueador. Por lo tanto, se estima que en el estado de Quintana Roo, en los últimos nueve años, se han descargado en los ecosistemas costeros 757.95 toneladas de bloqueadores solares (Poiger *et al.* 2004). Estas cifras indican un escenario adverso para la calidad del agua y la biota acuática de Quintana Roo. Sin embargo, no existen aún datos de cuantificación en agua, de los componentes que contienen los bloqueadores solares y no hay datos de toxicidad de bloqueadores solares con especies nativas indicadoras de la Península de Yucatán. Por consiguiente, el presente estudio presenta datos toxicológicos de bloqueadores biodegradables y no biodegradables en especies nativas de zooplancton y peces de Quintana Roo, para estimar la toxicidad de bloqueadores solares y calcular el riesgo ambiental de los bloqueadores solares.

#### **5. HIPÓTESIS**

El efecto de la toxicidad aguda de los bloqueadores solares no biodegradables será mayor al efecto de la toxicidad con los bloqueadores biodegradables para las especies nativas de zooplancton y peces de Quintana Roo.

#### **6. OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la toxicidad de bloqueadores solares en especies locales de zooplancton en el grupos rotífera, ostrácoda, cladóceras y en peces de la familia Poeciliidae presentes en ecosistemas acuáticos de Quintana Roo.

## **6.1 Objetivos específicos**

Colectar, aislar y cultivar especies de zooplancton (rotífera, ostrácoda, cladóceras) y peces (familia Poeciliidae) presentes en ecosistemas acuáticos de Quintana Roo.

Evaluar la toxicidad aguda de bloqueadores no biodegradables y biodegradables en especies locales de zooplancton (rotífera, ostrácoda, cladóceras) y peces (Poeciliidae) presentes en ecosistemas acuáticos de Quintana Roo.

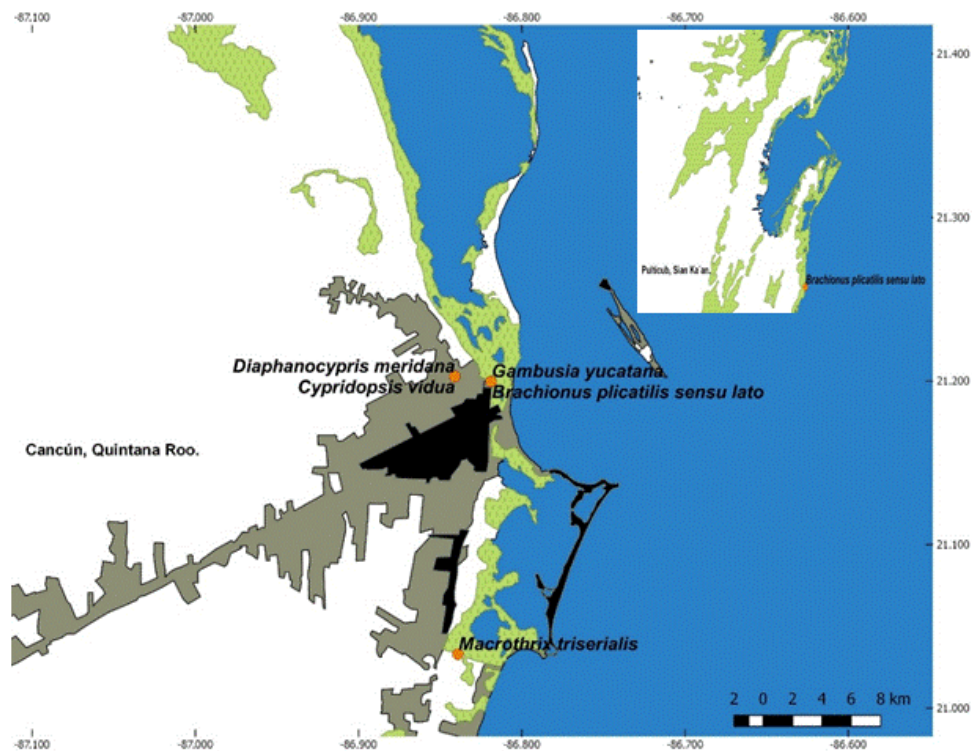
Realizar un análisis de riesgo basado en la sensibilidad de las especies de zooplancton (rotífera, cladóceras y ostrácoda) y peces (Poeciliidae), a los bloqueadores solares biodegradables y no biodegradables.

## 7. MATERIALES Y METODOS.

### 7.1. Trabajo en campo

#### 7.1.1. Colecta de zooplancton

Se realizaron colectas de zooplancton, durante 2017 y 2018 en los sitios específicos de la zona como se muestran en la figura 9. En cada sitio se realizó un arrastre de la zona limnética y litoral con una red de zooplancton tipo Winsconsin de 54 micras de apertura de malla, con ella se filtraron 500 ml de muestra de agua, de los cuales 250 ml se preservaron a 4 % de formol, y los otros 250 ml se mantuvieron sin preservar, y en ellas se realizó el aislamiento de los organismos para su cultivo en el laboratorio.



**Figura 9.** Ubicación de los sitios de recolección de las especies indicadoras en el estado de Quintana Roo. El punto naranja indica la posición de recolección, el verde punteado indica la zona de manglar, y el gris y negro indican los asentamientos humanos: la mancha urbana respectivamente.

### **7.1.2. Colecta de peces**

Para la recolecta de peces, se realizó un muestreo exploratorio para determinar la zona con presencia de peces de la familia Poeciliidae en humedales y zonas de manglar ubicados en el noroeste de Cancún, (21°11'58.9"N 86°49'07.4"W). Una vez ubicado los sitios se realizaron las colectas, para ello se utilizó una trampa “tipo Nasa rectangular” con luz de malla de 0.5cm. La cual se dejó por 10 minutos sumergida en el agua. Los peces recolectados se colocaron en una cubeta acondicionada con aire y agua, para su traslado al laboratorio de Ecotoxicología de Unidad de Ciencias del Agua, donde se realizó su identificación y aclimatación.

Se realizó la determinación de parámetros físico-químicos con una sonda multiparamétrica marca Hach HQ40D, en cada sitio de recolecta, con el objetivo de caracterizar el agua del sitio, y determinar los parámetros fisicoquímicos para el aislamiento y la aclimatación de los peces en el laboratorio en una pecera de 50 L.

### **7.2. Selección de bloqueadores solares.**

Los tipos de bloqueadores solares se seleccionaron de los datos publicados por la PROFECO en el 2010, y de un sondeo prospectivo realizado en playas Delfines y Lagartos, Cancún, y en el cenote Verde Lucero de Puerto Morelos para identificar las marcas y tipos de bloqueadores solares más usados.

### **7.3. Trabajo en laboratorio**

En el laboratorio se realizó la identificación de las especies, para zooplancton se utilizaron las claves dicotómicas y pictóricas de Koste W. (1978, Nogrady y Pourriot, (1995), Nogrady y Segers, (2002), para Cladóceras la de Elías-Gutiérrez *et al.*, (2008), para ostrácoda las de Nagler *et al.*, (2014). Se utilizó para su observación de caracteres

taxonómicos un microscopio invertido marca Nikon Eclipse, modelo TS 100, y un microscopio estereoscópico marca Nikon SMZ745, modelo C-LEDS.

### **7.3.1. Aislamiento y establecimiento de cultivos monoclonales en zooplancton.**

Se realizaron cultivos monoclonales en dos cepas recolectadas en la localidad de Putlicub de la región de Sian Ka'an y de la zona de manglar del noroeste de Cancún. Las condiciones de cultivo estandarizadas se muestran en la tabla 6.

El proceso de aislamiento y aclimatación de las especies se realizó en dos meses como tiempo mínimo. Los rotíferos se alimentaron con el alga *Nannochloropsis oculata* (Florida Aqua Farms, Texas), la cual se cultivó en medio MicroGrow (F2 modificado de Florida Aqua Farms) en agua desionizada. Los ostrácodos *Cypridopsis vidua*, y *Diaphanocypris meridana*, se utilizó lechuga común como alimento adicional a la microalga, el cladóceros *Macrothrix triserialis* Brandy 1986, se alimentó con el alga, *Nannochloropsis oculata*.

**Tabla 6. Requerimientos para el establecimiento de los cultivos monoclonales de las especies y para su aclimatación.**

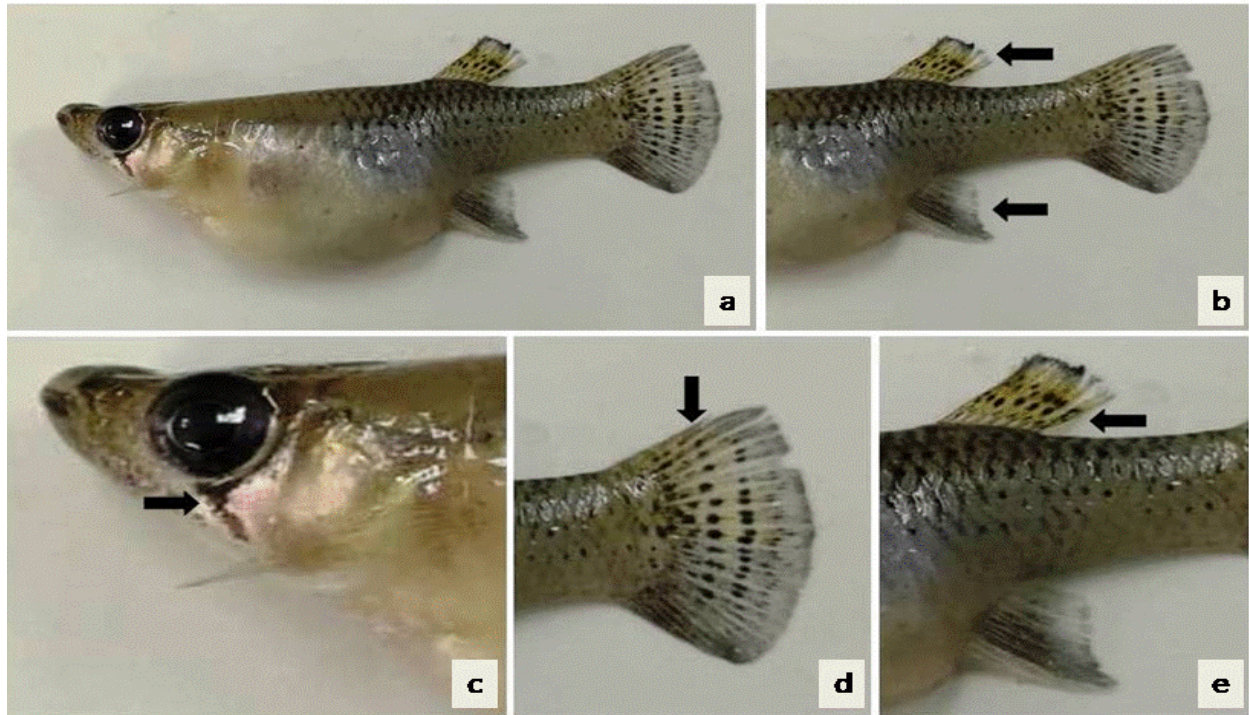
Grupo	Especies	Cultivo	Incubación en cámara bioclimática	Concentración de sales para medio
Microalga	<i>Nannochloropsis oculata</i>	dulce	12 h luz y 12 h de oscuridad a 25 °C ± 2 °C	96 mg de NaHCO <sub>3</sub> , 60 mg de CaSO <sub>4</sub> 2H <sub>2</sub> O, 60 mg de MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O y 4 mg de KCl
Microalga	<i>Nannochloropsis oculata</i>	salado	12 h luz y 12 h de oscuridad a 25 °C ± 2 °C	15 g/L de sal de mar Red Sea®
Rotífera	<i>Brachionus plicatilis</i> (cepa Cancún, Sian Ka'an)	salado	12 h luz y 12 h de oscuridad a 25 °C ± 2 °C	15 g/L de sal de mar Red Sea®
Cladóceras	<i>Macrothrix triserialis</i> Brandy 1986	dulce	12 h luz y 12 h de oscuridad a 25 °C ± 2 °C	96 mg de NaHCO <sub>3</sub> , 60 mg de CaSO <sub>4</sub> 2H <sub>2</sub> O, 60 mg de MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O y 4 mg de KCl
Ostráceda	<i>Diaphanocypris meridana</i> y <i>Cypridopsis vidua</i>	dulce	12 h luz y 12 h de oscuridad a 25 °C ± 2 °C	96 mg de NaHCO <sub>3</sub> , 60 mg de CaSO <sub>4</sub> 2H <sub>2</sub> O, 60 mg de MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O y 4 mg de KCl
Pez	<i>Gambusia yucatanana</i>	dulce	Fotoperiodo natural	96 mg de NaHCO <sub>3</sub> , 60 mg de CaSO <sub>4</sub> 2H <sub>2</sub> O, 60 mg de MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O y 4 mg de KCl o 15 g/L de sal de mar Red Sea®

### 7.3. 2. Identificación y aclimatación de peces

La identificación de *Gambusia yucatanana* se realizó con la ayuda de una lupa American Lighting 927 AW, y con claves dicotómicas de Schmitter-Soto, (1998), y pictóricas de Gallardo *et al.* (2014). Para la identificación se consideró entre otros aspectos: Hábitat en agua dulce y salobre en ambientes bentopelágico, en aguas tranquilas y someras, en cenotes, humedales y asociados a pastos marinos. Talla máxima: 55 mm de longitud. Descripción: pez pequeño (figura 10). Poseen una aleta dorsal por detrás del



origen de la aleta anal falcada, tienen una barra en la zona inferior del ojo de pigmentación negra que se extiende hasta el inicio del opérculo, sin llegar a la membrana opercular. Presentan tres filas de puntos en la aleta dorsal y dos bandas en la aleta caudal (figura 10).



**Figura 10.** Caracteres diferenciales del pez mosquito *Gambusia yucatanana*.

Después de la captura, los organismos se mantuvieron por 48 horas sin alimento y bajo condiciones óptimas de oxigenación y temperatura, posterior a ello, se procedió al cambio paulatino de agua durante cinco días (1L de agua del medio por 1L de agua purificada), hasta el cambio total de agua (60 L). Los peces se alimentaron con alimento comercial para peces tropicales Superflakes® dos veces al día, a partir de las 48 horas, durante 15 días, posteriormente a este tiempo se procedió a colocarse en peceras por un tiempo de 3 días se hicieron los experimentos de toxicidad (figura 11).

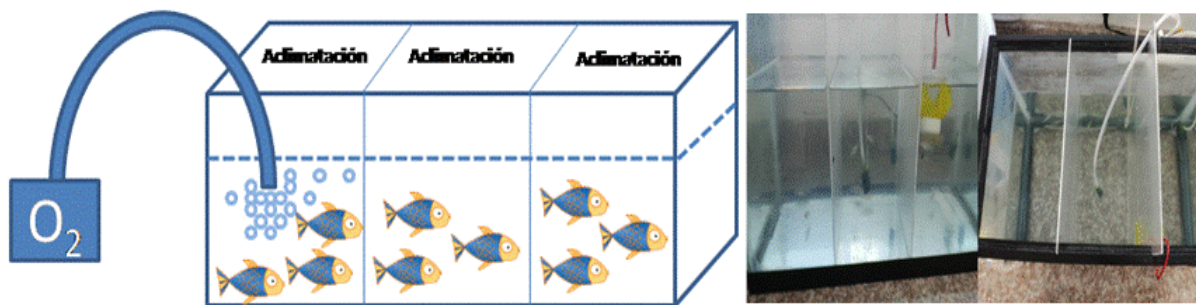


Figura 11. Diseño de peceras para la aclimatación de peces.

## 7.4. Pruebas de toxicidad aguda

### 7.4.1. Preparación del stock del bloqueador.

Acorde a la revisión bibliográfica y los datos de las entrevistas prospectivas se eligieron cinco marcas comerciales de bloqueadores no biodegradables y cuatro marcas de biodegradables, los cuales se asignaron códigos y se muestran información de los productos en la tabla 7.

**Tabla 7. Bloqueadores solares comerciales utilizados para los ensayos de toxicidad, con su respectiva clave de identificación, y la presencia o ausencia de los compuestos orgánicos e inorgánicos que contienen, así como la cantidad presente por bloqueador.**

Tipo de Bloqueador	Clave	Inorgánicos	Orgánicos	FPS
No Biodegradable	<b>NB-1</b>	NO	40	50
No Biodegradable	<b>NB-2</b>	NO	45	50
No Biodegradable	<b>NB-3</b>	Dióxido de titanio	28	50
No Biodegradable	<b>NB-4</b>	NO	31	50
No Biodegradable	<b>NB-5</b>	NO	20	50
Biodegradable	<b>B-1</b>	NO	32	50
Biodegradable	<b>B-2</b>	TiO <sub>2</sub> (8%) y Óxido de Zinc (5%)	10	50
Biodegradable	<b>B-3</b>	NO	26	50
Biodegradable	<b>B-4</b>	Dióxido de titanio y Óxido de Zinc	10	45

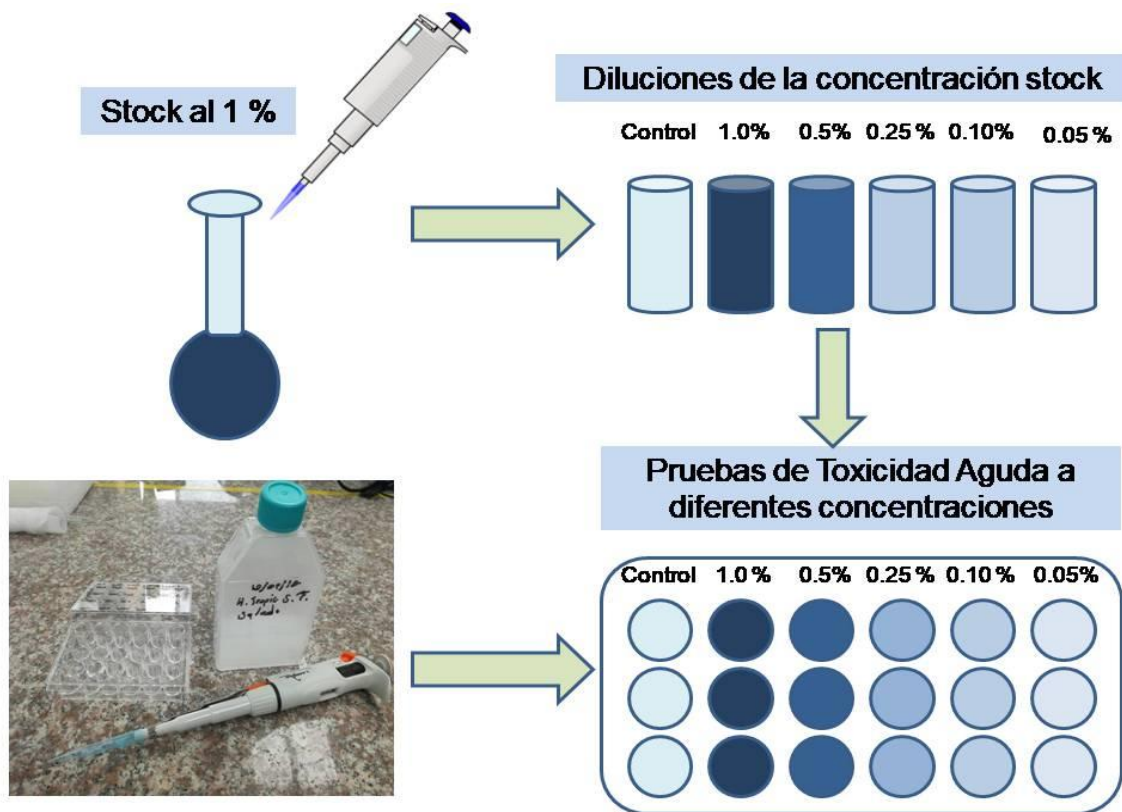
Posteriormente se preparó un stock de un volumen máximo de 100 ml a una concentración de 1 g/L, los matraces se colocaron en una incubadora Shaker CVP-100B, por un tiempo de dos horas, a 200 rpm de agitación a una temperatura de 25 °C.

#### **7.4.2. Rango de exploración**

Para la obtención del rango de exposición se realizaron pruebas de toxicidad a diferentes concentraciones de bloqueadores a partir del stock, las cuales fueron en porcentaje de dilución: 1%, 0.5%, 0.25%, 0.10% y 0.05 % del stock. Los medios utilizados, dependieron de las especies (dulce o marina). Su concentración nominal correspondiente en g/L, fue de: 10g/L, 5 g/L, 2.5 g/L, 1 g/L. y 0.5 g/L.

#### **7.5. Pruebas de toxicidad aguda en zooplancton.**

En rotíferos se utilizaron cajas de 24 pozas de poliestireno estériles Marca Costar®, en la cual se colocaron 10 neonatos en 1 ml de medio salado con su respectiva concentración. Cada poza se consideró una repetición y una réplica de exposición, la prueba exploratoria permitió obtener el rango de exposición y finalmente con los resultados obtenidos se realizaron las concentraciones de exposición finales (figura12).



**Figura 12.** Esquema de las pruebas de toxicidad aguda con sus réplicas y repeticiones, así como el Stock para las diluciones.

Al final se realizaron tres réplicas con dos repeticiones ( $n=3$ ,  $r=2$ ) por cada concentración de exposición de cada bloqueador, cada repetición y réplica contó con un control negativo ausente de bloqueador solar, solo medio dulce o salado. Finalmente se registró la mortalidad a 24 horas. Los organismos de prueba se incubaron bajo las mismas condiciones de cultivo antes mencionadas en la tabla 8.

Para los ostrácodos y cladóceros se utilizaron cajas de 24 pozas de poliestireno estériles Marca Costar®, en la cual se colocaron 10 neonatos para ostrácodos y 5 para cladóceros en 1 ml de medio dulce con su respectiva concentración, cada poza se consideró una repetición y una réplica de exposición, la prueba exploratoria permitió obtener el rango de exposición, y finalmente con los resultados obtenidos se realizaron las concentraciones de exposición finales. Al final se realizaron tres réplicas con dos repeticiones por cada bloqueador, además cada repetición y réplica contó con un

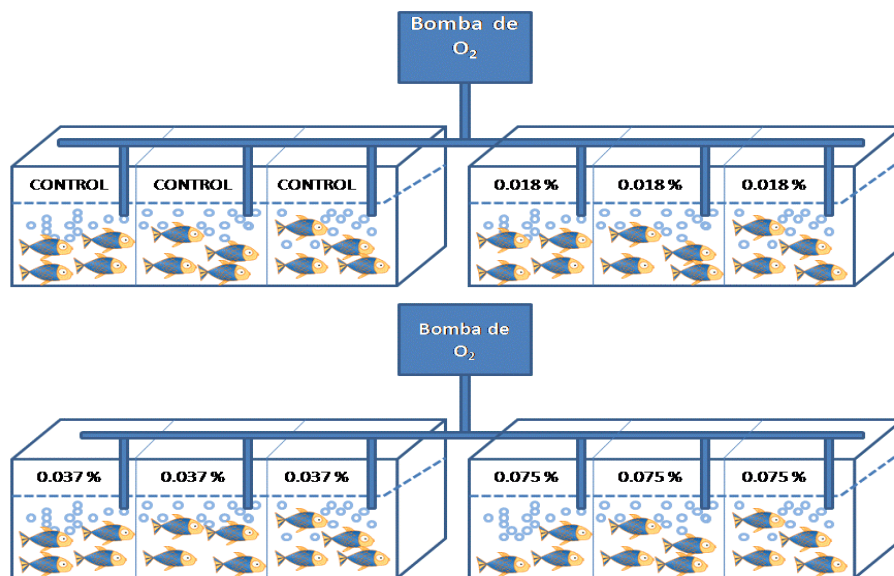
control negativo. Se registró la mortalidad a 24 horas. Los organismos de prueba se incubaron en una cámara bioclimática, bajo las condiciones controladas (tabla 6).

## **7. 6. Prueba de toxicidad aguda en peces**

Posterior a la aclimatación de los peces, se realizaron las pruebas de toxicidad acorde a lo recomendado por Varó (2008). Los cuales mencionan que las exposiciones recomendadas son las siguientes: 10 peces de menos de dos gramos de peso total, en un contenedor de cristal rectangular de 25 cm x 25 cm en un nivel máximo de agua 12.5 cm. Para la exposición aguda a 24h se siguieron las recomendaciones de Varó (2008), la metodología establece que para una pecera con las dimensiones anteriores la cantidad de peces a exponer deben ser menos de cinco organismos en cada prueba por concentración y exposición. Las concentraciones de exposición se realizaron con base en los valores de  $CL_{50}$ , de los bloqueadores solares más bajos, obtenidos con los organismos de prueba. Para las pruebas de toxicidad se especifica que la mortalidad no debe rebasar el 10% lo que establece en la metodología, para llevar a cabo las pruebas de toxicidad, sin que otros factores como el mal manejo, enfermedades o aclimatación pudieran alterar los resultados (Varó, 2008), en los grupos control. Se requirieron cuatro hembras por cuatro litros de medio dulce. El medio se mantuvo a oxigenación constante (4-5 ppm de oxígeno) y con una temperatura de 25 °C (Varó, 2008). Los peces se expusieron a tres concentraciones (0.018%, 0.37%, 0.075%) del bloqueador solar NB-2.

1. Se utilizaron cuatro organismos de aproximadamente 1gr de peso promedio por cada uno de los peces y estos se colocaron en 4 litros de medio dulce (agua pura) con su respectiva concentración, es decir 4 organismos expuestos en 4 litros a una concentración de 0.018 % de dilución esto de bloqueo solar, y de igual forma las demás concentraciones, por lo que se utilizaron 12 L de medio dulce por pecera. (Ver figura 13).

2. La pecera se dividió en tres secciones cada una de las secciones contuvo cuatro peces, se utilizaron dos bombas para oxigenación, como se muestra en la figura 16, que esquematiza el diseño experimental de peceras.
3. Se utilizó un control negativo. Se observaron las pruebas por 24, 48,72 y 96 horas. El resultado de exposición es la muerte del organismo al estar interactuando con el tóxico problema, por lo que se realizó el conteo de los organismos vivos y muertos.



**Figura 13.** Diseño de peceras para experimentos de toxicidad en el pez mosquito *Gambusia yucatanana*.

A continuación, se presenta las especificaciones de las condiciones control de las pruebas de toxicidad realizadas.

**Tabla 8. Especificaciones y controles de calidad para las pruebas toxicológicas en zooplancton y peces.**

<b>Especie</b>	<b>Medio</b>	<b># Org/rep.</b>	<b># Total de org/[conc]</b>	<b># réplicas / # Repeticiones</b>	<b>Volumen</b>
<i>B. c.f. ibericus</i>	salado	10	40	3 / 2	1 mL
<i>C. cornuta</i>	dulce	5	20	3 / 2	1mL
<i>D. meridana</i>	dulce	5	20	3 / 2	1 mL
<i>C. vidua</i>	dulce	5	20	3 / 2	1 mL
<i>M. trisearialis</i>	dulce	5	20	3 / 2	
<i>G. yucatanana</i>	dulce	1	4-5	3 / 1	1000ml

## 8. ANÁLISIS DE GABINETE

A partir de las pruebas de toxicidad en la etapa de experimentación se desarrolla el análisis de gabinete: Este se divide en 3 secciones:

- Determinación de las concentraciones letales.
- Determinación de las Unidades toxicidad.
- Evaluación de Riesgo Ambiental.

### 8.1. Determinación de las concentraciones letales

Al finalizar las pruebas de toxicidad aguda con los bloqueadores solares se contabilizaron los organismos vivos y muertos observados del grupo Rotífera: (cepas: *Brachionus cf ibericus*), Ostrácoda: (*Diaphanocypris meridana*, *Cypridopsis vidua*), Cladóceras: (*Macrothrix triseriata*) y una especie de la familia Poecillidae, *Gambusia yucatana*. Se generaron hojas de cálculo en Excel por cada uno de los grupos Rotífera, Ostrácoda, Cladóceras y Pez. Los datos obtenidos se expresaron en porcentajes de mortalidad. Se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con 5 tratamientos (cada uno con sus réplicas correspondientes). Además, se utilizó la prueba de Duncan ( $p > 0.05$ ), para señalar las diferencias estadísticas significativas entre las medias de cada tratamiento y el control. De esta manera se obtuvieron los valores NOEC, y LOEC. El valor de la concentración letal media (CL<sub>50</sub>) se calculó por medio de regresión lineal entre la dilución (concentración de exposición) y los porcentajes de mortalidad. Todo ello empleando el paquete estadístico Statistica Versión 7 (Statsoft Inc, 1993). Adicionalmente se reporta el coeficiente de variación de la regresión lineal, es decir los valores  $r^2$ , y el intervalo de confianza al 95% para cada CL<sub>50</sub>.



## 2.- Determinación de las Unidades de Toxicidad

El cálculo de las unidades de toxicidad se realizó con la siguiente formula:

$$UT = \frac{100}{CL50}$$

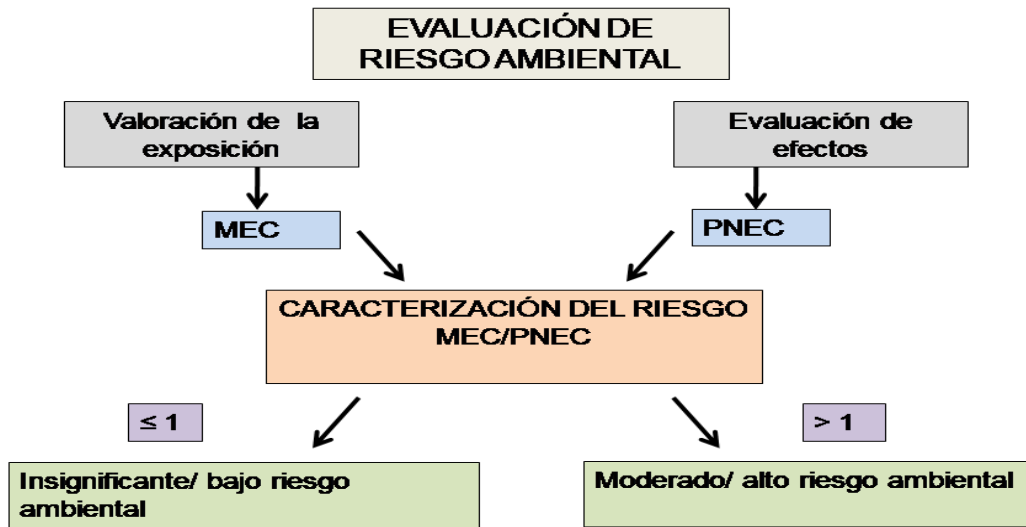
En donde 100 es la concentración inicial de la muestra referida en porciento, esto hace referencia a la norma NMX-AA-087-SCFI-2010 o NOM-001-SEMARNAT-1996 las cuales establecen el grado de toxicidad de una muestra de la cual no se conocen la composición química de la sustancia a evaluar. Se muestra en la tabla 9, la categorización de las unidades de toxicidad.

**Tabla 9. Clasificación de las Unidades de toxicidad (UT), adaptado de la NOM-001-ECOL-1996, Saldaña et al., (2006).**

UT	Clasificación	Dilución - CE50%
> 5	Muy tóxico	>25
> 2.5 <5	Tóxico	50-25
> 1 < 2.5	Moderadamente tóxico	75-50
<1	Ligeramente tóxico	<75

## 3. Evaluación de riesgo ambiental.

El análisis de riesgo incluye variables como concentración predictiva donde no existe un efecto (PNEC) y la concentración predictiva que tiene un efecto (PEC), además de la concentración ambiental del contaminante (MEC). En la figura 15 se muestra un diagrama de flujo para la evaluación de riesgo ambiental.



**Figura 14.** Diagrama de evaluación de riesgo ambiental adaptado de Karlsson (2007).

En nuestro estudio, utilizamos para estimar el riesgo ambiental de los bloqueadores solares los valores de  $CL_{50}$  de todos y cada uno de los grupos de prueba, acorde a la metodología realizada por Karlsson (2007), de la siguiente forma:

El primer paso es obtener la concentración predictiva donde no existen un efecto (PNEC), este se obtiene de la división, en nuestro caso del valor de exposición expresado en gramos por litro ( $CL_{50}$ ), con un factor de evaluación de riesgo, que es un valor establecido con base a los grupos de prueba estudiados (ver tabla 10);

La fórmula para el cálculo del PNEC es:

$$PNEC = \frac{CL50}{(Factor\ de\ riesgo = 1000)}$$

Se emplea un valor de riesgo de 1000 cuando solo se conoce la sensibilidad de un grupo representativo de los tres principales niveles tróficos, es decir peces, cladóceros, micro algas, y el valor de factor de riesgo disminuye cuando se cuenta con mayor

información sobre la sensibilidad de las especies, es decir más datos de CL<sub>50</sub> de la red trófica, esto incluye datos de toxicidad aguda y crónica.

**Tabla 10. Factor de evaluación de riesgo acorde a Karlsson (2007).**

	Factor de riesgo
Grupo base (tres grupos de estudio: consumidor primario, secundario y productor primario).	1000
Grupo base + un NOEC agudo de un rotífero, cladóceros ostrácodos o pez	100
Grupo base + dos NOEC agudo de un rotífero, cladóceros ostrácodos o pez	50
Grupo base + tres NOEC agudo de un rotífero, cladóceros ostrácodos o pez	10

A continuación, se hace la caracterización, del riesgo ambiental, al dividir la concentración ambiental reportada (MEC)/PNEC.

$$\text{Caracterización del riesgo} = \left( \frac{MEC}{PNEC} \right)$$

Finalmente se determina el umbral del riesgo, como se muestra en la tabla 11. Si el valor de la caracterización del riesgo (RCR) excede el valor establecido de 1, entonces el riesgo ambiental es mayor, de lo contrario el riesgo ambiental es insignificante.

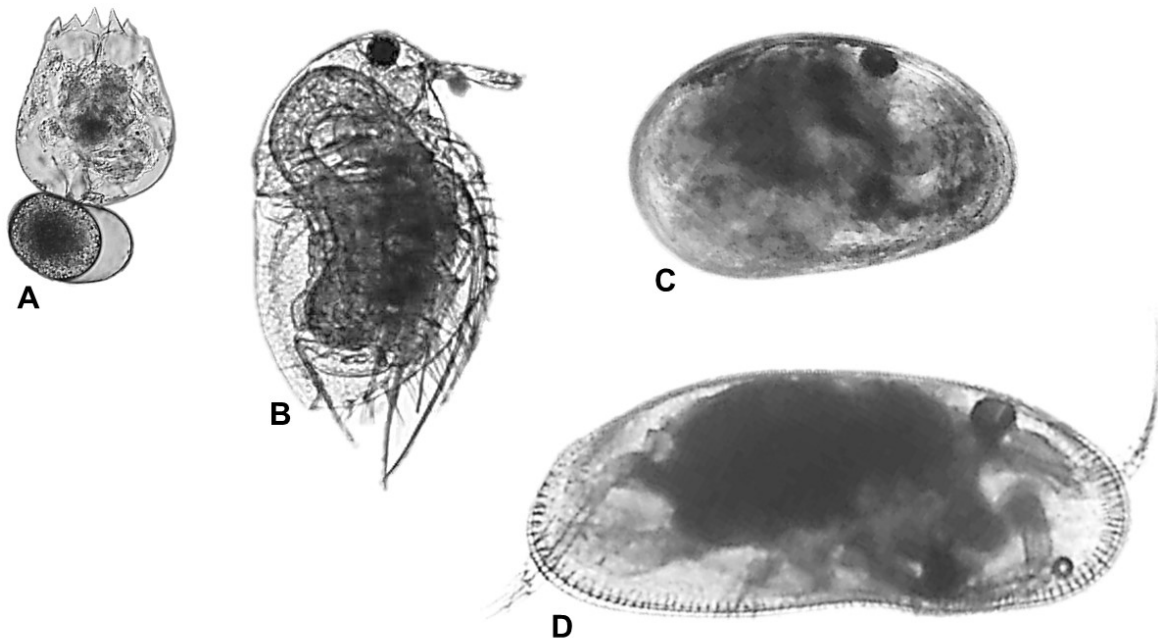
**Tabla 11. Evaluación del umbral de riesgo ambiental acorde a Karlsson (2007).**

RQ	INTERPRETACIÓN
< 0.1	Riesgo ambiental insignificante
0.1-1	Riesgo ambiental bajo
1-10	Riesgo ambiental moderado
>10	Riesgo ambiental alto

## 9. RESULTADOS

### 9.1. Especies indicadoras

Se aislaron cinco especies nativas de cuerpos acuáticos del estado de Quintana Roo: *Brachionus cf ibericus* (Rotífera), *Macrothrix triseairilis* (Cladóceras), *Diaphanocypris meridana* (Ostrácodo), *Cyrodopsis vidua* (Ostrácodo) y *Gambusia yucatanana*, un pez de la familia Poeciliidae. En la figura 15 se muestran fotografías de especies de zooplancton, y en la figura 10 se presentaron en el apartado de metodología las fotografías de *Gambusia yucatanana*. Los parámetros físicos y químicos de los sitios de recolecta se detallan en la tabla 6.



**Figura 15.** Especies de zooplancton identificadas, aisladas y cultivadas en el laboratorio: a) *B. cf ibericus*; b) *M. triseairilis*, c) *C. vidua* y d) *D. meridana*.

En total se cultivaron cuatro clones del rotífero *Brachionus cf ibericus*; dos son de la zona de manglar de Cancún y dos de la localidad Pulticub de Sian Ka'an. Los ostrácodos fueron aislados de un cenote urbano de Cancún, mientras que los peces y el cladócero

fueron aislados de la zona de manglar de Cancún. En la tabla 12, se reportan los parámetros físicos y químicos que se usaron prospectivamente para establecer las condiciones de cultivo en laboratorio.

**Tabla 12. Parámetros físicos y químicos de los sitios de recolecta de especies indicadoras.**

Sitio	Especie	pH	Temperatura °C	Conductividad uS/cm
Manglar Pulticub, Sian Ka'an	<i>Brachionus cf ibericus</i>	8	24.6	1618.8
Cancún: Manglar de Nichupté	<i>B. plicatilis</i> s.l.	8.2	27.9	10145.5
	<i>Gambusia yucatana</i>	5		
Cenote: Rancho Viejo	<i>Cypridopsis vidua</i>	7.4	25.8	430.6
	<i>Diaphanocypris meridana</i>	5		
Manglar Punta Nizuc	<i>Macrothrix triserialis</i>	8.5	27.8	2421.8

Las especies de zooplancton se mantuvieron en condiciones controladas por 18 meses y los peces por tres meses, como se muestran en la tabla 13.

**Tabla 13. Información del establecimiento y mantenimiento de los cultivos.**

Especies	Núm. de	Cultivo (días)	Status en el laboratorio	Tiempo de crecimiento
----------	---------	----------------	--------------------------	-----------------------

<b>clonas</b>				
<i>Brachionus cf ibericus</i>	2	60	Crecimiento continuo	18 meses
<i>Cypridopsis vidua</i>	1	60	Crecimiento continuo	18 meses
<i>Diaphanocypris meridana</i>	1	60	Crecimiento continuo	18 meses
<i>Gambusia yucatanana</i>	1	15	Adaptación temporal	3 meses
<i>Macrothrix triserialis</i>	1	60	Adaptación temporal	1 mes

## 9.2. Bloqueadores solares más usados en Quintana Roo.

Acorde a la revisión bibliográfica del uso de bloqueadores solares en Quintana Roo solo existe un reporte de PROFECO para el año 2010, el cual menciona que los bloqueadores solares más utilizados son: Coopertone Babe®, HawaiianTropic®, Nivea Sun®, y Banana Boat®, todos catalogados como no biodegradables. Los resultados obtenidos de las encuestas prospectivas realizadas en Quintana Roo; se identificaron 54 tipos de bloqueadores solares en 200 entrevistas realizadas en las playas Delfines y Lagartos de la zona hotelera de Cancún y en el cenote Verde Lucero de Puerto Morelos. El 12.96% son bloqueadores catalogados como biodegradables y el 87.03 % no biodegradables. Las marcas más usadas por los turistas en estos tres sitios son: Coopertone Babe®, HawaiianTropic®, Nivea Sun® y Banana Boat®, y los bloqueadores solares menos usados en Q. Roo por los bañistas son los catalogados como biodegradables estos son: Kiinsun®, Maya Solar®, Protectyl Vegetal® y Hawaiian Tropic®.

El análisis de composición de ingredientes de los bloqueadores utilizados para las pruebas de toxicidad (cinco no biodegradables y cuatro biodegradables) nos arrojan las siguientes observaciones; en total los bloqueadores biodegradables utilizados en las pruebas agudas contienen 82 ingredientes, el bloqueador con código (clave acorde a la tabla 12) asignado como B-1 contiene un 39.02% de todos los ingredientes, el B-2, contiene un 15.85%, el B-3 un 31.71% y el B-4 contiene un 13.41%. Los compuestos que se usan con mayor porcentaje en los bloqueadores son agua, aceite de coco, cera

de abeja, dióxido de titanio, óxido de zinc, lecitina, fragancia, acrilato, dimeticona, y tocoferol. En total los bloqueadores no biodegradables contienen 163 ingredientes, el NB-1 contiene un 24.54% de todos los ingredientes, el NB-2, contiene un 27.61%, el NB-3 un 17.18%, NB-4 contiene un 18.40% y el NB-5 12.27%. Los compuestos que se usan con mayor porcentaje en los bloqueadores son: Xantano, Tocoferol, Octocrileno, Metilparabeno, Glicerina, Fragancia, EDTA, Dimeticona, Glucosido de Coco, Butil Metoxidibenzoilmetano, Agua. Los bloqueadores biodegradables del total de ingredientes (122) contienen un 33.47%, mientras que los no biodegradables contienen un 66.53% del total de ingredientes.

**Tabla 14. Ingredientes de los bloqueadores solares y sus porcentajes**

<b>Ingredientes</b>	<b>Bloqueadores biodegradables</b>	<b>Porcentaje</b>
82 sustancias activas	B-1	39.02
	B-2	15.85
	B-3	31.71
	B-4	13.41
<b>Ingredientes</b>	<b>Bloqueadores no biodegradables</b>	<b>Porcentaje</b>
163 sustancias activas	NB-1	24.54
	NB-2	27.61
	NB-3	17.18
	NB-4	18.4
	NB-5	12.27

### **9.3. Toxicidad de bloqueadores solares en especies de zooplancton y en peces**

En las pruebas de toxicidad aguda se usaron nueve bloqueadores solares de los cuales; cinco son etiquetados, no biodegradables y cuatro biodegradables (Natural Biodegradable o Eco-Friendly, leyenda en las etiquetas). En estas pruebas se utilizó el zooplancton como grupo indicador (*Brachionus cf ibericus*, *Cypridopsis vidua*, *Diaphanocypris meridana* y *Macrothrix triserialis*); el resultado de las pruebas fue 66 valores de CL<sub>50</sub>: y de los cuales 36CL<sub>50</sub>, se obtuvieron en *Brachionus cf ibericus*, en *Cypridopsis vidua* y *Diaphanocypris meridana* se obtuvieron 18 CL<sub>50</sub>, en el cladóceros *M. triserialis* se obtuvieron dos valores de CL<sub>50</sub>. Finalmente se obtuvo un valor de CL<sub>50</sub> en

el pez *Gambusia yucatanana*. Además, se obtuvieron 9 CL<sub>50</sub> de un bloqueador no biodegradable: NB-1, como un comparativo, de los CL<sub>50</sub> sin realizar filtrado.

Los resultados relevantes de las pruebas de toxicología de los bloqueadores solares fueron los siguientes: Los bloqueadores solares catalogados como no biodegradables: el bloqueador con el código NB-1 es el más tóxico para ambas cepas de rotíferos, el valor de CL<sub>50</sub> es de 0.46 g/L. Mientras que el bloqueador NB-3 es el menos tóxico para ambas cepas de rotíferos. Su valor de CL<sub>50</sub> es de 1.67 g/L. (tablas 15). Los resultados obtenidos con bloqueadores biodegradables se describen a continuación: el bloqueador solar con el código B-3 es el más tóxico para ambas cepas de rotíferos con un valor CL<sub>50</sub> de 0.007 g/L. Mientras que el bloqueador B-1 es el menos tóxico para ambas cepas de rotíferos. Su valor de CL<sub>50</sub> es de 2.77 g/L.

**Tabla 15. Valores promedio de CL<sub>50</sub> de bloqueadores solares no biodegradables y biodegradables en dos cepas (4 clonas: 1 Sian Ka'an y 1 Cancún) de rotíferos locales del estado de Quintana Roo, México.**

Cepa	Tóxico	r <sup>2</sup>	CL <sub>50</sub> g/L
<i>Brachionus cf ibericus</i>	NB-1	0.75	0.46
	NB-2	0.75	0.46
	NB-3	0.58	1.67
	NB-4	0.75	0.46
	NB-5	0.65	0.61
<i>Brachionus cf ibericus</i>	B-1	0.67	2.77
	B-2	0.75	0.46
	B-3	0.59	0.007
	B-4	0.64	1.47

Los resultados del análisis de la toxicidad en ostrácodos se muestran en la tabla 16. El bloqueador solar no biodegradable más tóxico para ostrácodos fue el NB-1 con un valor CL<sub>50</sub> de 0.4 g/L, en la especie *C. vidua*. Mientras que el menos tóxico fue el NB-3 con un valor CL<sub>50</sub> de 8.17 g/L. Con los bloqueadores biodegradables el B4 fue el más tóxico y el B-2 fue el menos tóxico. Para *D. meridana* con los bloqueadores no biodegradables



el NB-4 es el más tóxico con 0.22 y el menos tóxico es el NB-5, con 1.0 y con los bloqueadores biodegradables el B-4 fue el más tóxico y el B-1 el menos tóxico.

**Tabla 16. Valores de CL<sub>50</sub> en dos cepas de ostrácodos del estado de Quintana Roo, México.**

Clon	Tóxico	r <sup>2</sup>	CL <sub>50</sub> g/L
<i>C. vidua</i>	NB-1	0.41	0.4
<i>C. vidua</i>	NB-2	0.64	0.64
<i>C. vidua</i>	NB-3	0.85	8.17
<i>C. vidua</i>	NB-4	0.5	0.54
<i>C. vidua</i>	NB-5	0.68	2.11
<i>C. vidua</i>	B-1	0.85	6.88
<i>C. vidua</i>	B-2	0.64	9.75
<i>C. vidua</i>	B-3	0.52	2.53
<i>C. vidua</i>	B-4	0.62	0.56
<i>D. meridana</i>	NB-1	0.84	0.35
<i>D. meridana</i>	NB-2	0.87	0.39
<i>D. meridana</i>	NB-3	0.89	4.2
<i>D. meridana</i>	NB-4	0.54	0.22
<i>D. meridana</i>	NB-5	0.56	1
<i>D. meridana</i>	B-1	0.84	5.58
<i>D. meridana</i>	B-2	0.55	2.19
<i>D. meridana</i>	B-3	0.59	1.28
<i>D. meridana</i>	B-4	0.92	0.48

En el cladócero *M. triserialis* se obtuvo un valor de CL<sub>50</sub> de 1.85 g/L para el bloqueador NB-1 y para el NB-4 de 0.77, mientras que en el pez *G. yucatanana*, se obtuvo un valor de CL<sub>50</sub> de 0.44 g/L para el bloqueador NB-1.

**Tabla 17. Valores de CL<sub>50</sub> con el cladóceros y pez del estado de Quintana Roo, México.**

<b>Nombre científico</b>	<b>Tóxico</b>	<b>r<sup>2</sup></b>	<b>CL<sub>50</sub> g/L</b>
<i>M. triserialis</i>	NB-1	0.82	1.85
<i>M. triserialis</i>	NB-4	0.7	0.77
<b>Nombre científico</b>	<b>Tóxico</b>	<b>r<sup>2</sup></b>	<b>CL<sub>50</sub> g/L</b>
<i>G. yucatanana</i>	NB-1	0.74	0.44

Comparado con el grupo rotífera y ostrácoda, el bloqueador NB-1, los valores de CL<sub>50</sub> son: en rotíferos para ambas cepas fue de 0.46 g/L, mientras que en ostrácodos los valores oscilan entre 0.35–0.40g/L. La toxicidad del bloqueador NB-1 acorde a los valores obtenidos de CL<sub>50</sub>, en los grupos de estudio es (la especie es más sensible fue *Diaphanocypris meridiana*> *Cypridopsis vidua*>*Brachionus cf ibericus*>>*Gambusia yucatanana*>*Macrothrix triserialis*.

#### **9.4. Determinación de las Unidades de Toxicidad**

En rotíferos los bloqueadores biodegradables y no biodegradables para ambas cepas fueron tóxicos y muy tóxicos. Todas las interpretaciones se describen en la tabla 18. De acuerdo a NOM-001-SEMARNAT-1996, los valores de UT están por encima de las 5 unidades, que no son permitidas. Los resultados indican que el bloqueador NB-1 presenta las más altas unidades, y B-1 no rebasan las 5 UT, mientras que los demás bloqueadores.

**Tabla 18. Con respecto al promedio de las unidades de toxicidad (UT) de bloqueadores en las dos cepas de rotíferos. Las interpretaciones de UT fueron de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 y Saldaña et al., (2006).**

<b>Cepa</b>	<b>Tóxico</b>	<b>UT</b>	<b>Interpretación</b>
<i>Brachionus cf ibericus</i>	NB-1	21.74	Muy tóxico
	NB-2	21.74	Muy tóxico
	NB-3	5.99	Tóxico
	NB-4	21.74	Muy tóxico
	NB-5	16.39	Muy tóxico
<i>Brachionus cf ibericus</i>	B-1	3.61	No tóxico
	B-2	21.74	Muy tóxico
	B-3	1428.57	Muy tóxico
	B-4	6.80	Tóxico

**Tabla 19. Promedio de las unidades de toxicidad (UT) de bloqueadores en dos cepas de ostrácodos. Las interpretaciones de UT fueron acorde a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 y Saldaña *et al.*, (2006).**

<b>Cepa</b>	<b>Tóxico</b>	<b>UT</b>	<b>Interpretación</b>
<i>C. vidua</i>	NB-1	25	Muy tóxico
	NB-2	15.63	Muy tóxico

	NB-3	1.22	No tóxico
	NB-4	18.52	Muy tóxico
	NB-5	4.74	No tóxico
<i>C. vidua</i>	B-1	1.45	No tóxico
	B-2	1.03	No tóxico
	B-3	3.95	No tóxico
	B-4	17.86	Muy tóxico
<b>Cepa</b>	<b>Tóxico</b>	<b>UT</b>	<b>Interpretación</b>
<i>D. meridana</i>	NB-1	28.57	Muy tóxico
	NB-2	25.64	Muy tóxico
	NB-3	2.38	No tóxico
	NB-4	45.45	Muy tóxico
	NB-5	10	Muy tóxico
<i>D. meridana</i>	B-1	1.79	No tóxico
	B-2	4.57	No tóxico
	B-3	7.81	Tóxico
	B-4	20.83	Muy tóxico

Con respecto a los bloqueadores solares, en ostrácodos la toxicidad de los bloqueadores no biodegradables es alta, para ambas especies, excepto el bloqueador con el código asignado como NB-3, que no presenta toxicidad, en *C. vidua*, y en el caso de *D. meridana*, todos los bloqueadores presentan toxicidad alta, sin embargo con lo que respecta la toxicidad de bloqueadores biodegradables en el caso de *C. vidua* B-2 es el que presenta menos unidades de toxicidad y para *D. meridana* B-1 es el que presenta menos unidades de toxicidad

En el caso particular del cladóceros *M. triserialis* y de la especie de pez expuesto (*G. yucatanana*) al bloqueador NB-1, las unidades de toxicidad dictaminan una interpretación tóxica, como se muestra en la siguiente tabla:

**Tabla 20. Unidades promedio de toxicidad (UT) de bloqueadores en dos cepas de cladóceros y pez. Las interpretaciones de UT fueron acorde a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-(SEMARNAT-1996 y Saldaña et al., 2006).**

Nombre científico	Tóxico	UT	Interpretación
<i>M. triserialis</i>	NB-1	5.41	Tóxico
<i>M. triserialis</i>	NB-4	12.99	Tóxico
<i>G. yucatnana</i>	NB-1	22.73	Tóxico

Adicionalmente para comparar las concentraciones letales 50 (CL<sub>50</sub>) obtenidas de las exposiciones directas de los bloqueadores (sin filtrar), se realizó una comparación con el filtrado de los bloqueadores, con las mismas concentraciones y tiempos; de lo cual se obtuvieron nueve valores de CL<sub>50</sub>: para rotíferos y seis para ostrácodos: Se utilizó una membrana de 0.02 micras de apertura, para filtrar y los resultados del análisis de la toxicidad se muestran en la tabla 21. El bloqueador de mayor toxicidad fue NB-1, al ser expuesto *D. meridana*, para el caso de No biodegradable; para los biodegradables el más tóxico fue B-3, ante la exposición de este a *B. plicatilis cf ibericus* con 833.33 UT y el menos tóxico para los tres grupos fue el B-1

**Tabla 21. Toxicidad aguda de bloqueadores solares filtrados por una membrana de 0.02 micras, en zooplancton.**

Cepa	Bloqueador solar	UT	Interpretación
<i>B. plicatilis cf ibericus</i>	NB-1	27.02	Tóxico
	B-1	9.00	Tóxico
	B-3	833.33	Tóxico
<i>C. vidua</i>	NB-1	5.46	Tóxico
	B-1	9.10	Tóxico

	B-3	227.27	Tóxico
<i>D. meridana</i>	NB-1	344.82	Tóxico
	B-1	14.92	Tóxico
	B-3	39.68	Tóxico

### 9.5. Análisis de riesgo ambiental

Finalmente, con base en los resultados anteriores, se realizó un análisis de riesgo ambiental prospectivo de bloqueadores solares catalogados como biodegradables y no biodegradables. Para este análisis se utilizaron las concentraciones letales 50 (CL<sub>50</sub>), y se usaron concentraciones ambientales (MEC) de componentes presentes en los bloqueadores solares, reportados en la literatura científica, y que, además, estos componentes (ingredientes activos) forman parte de la composición que se muestra en la etiqueta del bloqueador solar y que formaron parte del estudio.

Se obtuvieron las concentraciones predictivas acorde a la siguiente fórmula: PNEC = (CL<sub>50</sub>)/factor de evaluación de riesgo, el cual fue de 1000; para compensar la variación en laboratorio, la variación biológica y la extrapolación laboratorio–campo, acorde a lo sugerido por Beyer *et al.* (2013). Los valores de las concentraciones ambientales (MEC) se muestran en la tabla 21. Acorde a nuestros resultados, cada bloqueador, tiene un valor diferente, con base en la toxicidad encontrada en los ensayos toxicológicos, como referencia para la interpretación, un valor bajo de PNEC, significa que la toxicidad de la sustancia es alta, mientras que un valor alto de PNEC, significa que la toxicidad de la sustancia es baja, esto debido a que en el análisis de riesgo, el valor PNEC siempre debe ser alto, respecto a la concentración ambiental de la sustancia de estudio, de lo contrario, el riesgo ambiental se incrementa, acorde a la interpretación de Beyer *et al.*, (2014).

En la evaluación de riesgo ambiental se realizaron los cálculos de riesgo ambiental, con la información recopilada en la literatura científica, de las concentraciones ambientales de los componentes de los bloqueadores solares, que fueron utilizados en los ensayos

de toxicidad. En la tabla 22, se muestran las concentraciones ambientales de los principales componentes activos, obtenidos de referencias publicadas y cuyos componentes se encuentran en los bloqueadores solares utilizados en los ensayos de toxicidad. Los bloqueadores catalogados como no biodegradables con base los resultados obtenidos (CL<sub>50</sub> en g/L) y los valores reportados en literatura de concentraciones en agua (g/L).

**Tabla 22. Concentraciones ambientales reportadas en la literatura científica (MEC), en agua, de los componentes que tienen los bloqueadores solares no biodegradables utilizados en el presente informe.**

Bloqueador	Simbología	Nombre	MIN MEC	MAX MEC
NB-1	BDM	Avobenzona	0.019	2.431
	BP	Benzofenona	0.0003	10.4
	HCR	Octocrileno	0.0019	4.381
NB-2	BP	Benzofenona	0.0003	10.4
	BDM	Avobenzona	0.019	2.431
	HS	Homosato	0.31	0.345
	OS	Octil salicilato	0.266	0.88
	HCR	Octocrileno	0.0019	4.381
NB-3	HCR	Octocrileno	0.0019	4.381
	Ti <sub>2</sub>	Dioxido de Titanio	0.0121	0.0376
	BDM	Avobenzona	0.019	2.431
	HS	Homosato	0.31	0.345
NB-4	HS	Homosato	0.31	0.345
	HCR	Octocrileno	0.0019	4.381
	BDM	Avobenzona	0.019	2.431
NB-5	BP	Benzofenona	0.0003	10.4

Los bloqueadores catalogados como biodegradables con base los resultados obtenidos (CL<sub>50</sub> en g/L) y los valores reportados en literatura de concentraciones en agua (g/L). Se muestran en la tabla 23

**Tabla 23. Concentraciones ambientales reportadas en la literatura científica (MEC), en agua, de los componentes que tienen los bloqueadores solares biodegradables utilizados en el presente informe.**

<b>Bloqueador</b>	<b>Simbología</b>	<b>Nombre</b>	<b>MIN MEC</b>	<b>MAX MEC</b>
B-1	ZnO	Óxido de Zinc	0.0001	0.0108
	Ti <sub>2</sub>	Dióxido de Titanio	0.0121	0.0376
B-2	ZnO	Óxido de Zinc	0.0001	0.0108
	Ti <sub>2</sub>	Dióxido de Titanio	0.0121	0.0376
B-3	EMC	Etil exil metoxicinamato	0.0019	0.028
B-4	BP	Benzofenona	0.0003	10.4
	BDM	Avobenzona	0.019	2.431
	HCR	Octocrileno	0.0019	4.381

Utilizando a *Brachionus cf ibericus* cepas SK, los bloqueadores B-1 y B-2 presentan un riesgo insignificante mientras que el bloqueador no biodegradables NB-1 tiene un riesgo alto. El riesgo reportado es en general para la biota acuática de estudio, en el presente informe y acorde a la metodología propuesta por Cruzeiro *et al.* (2017). A continuación, se observa el riesgo ambiental con el rotífero *Brachionus cf ibericus* en la tabla 24.

**Tabla 24. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro *et al.* (2017).**

<b>Cepas</b>	<b>Bloqueador</b>	<b>MIN-QR</b>	<b>MAX-QR</b>	<b>Riesgo Ambiental</b>
<i>Brachionus cf ibericus</i> 6SK	NB-1	0.015	12.24	Insignificante-alto
	NB-2	0.255	7.866	Bajo-alto
	NB-3	0.032	0.663	Insignificante-bajo
	NB-4	0.235	5.089	Bajo-moderado
	NB-5	0.000002	0.016	Insignificante
	B-1	0.002	0.007	Insignificante



	B-2	0.013	0.052	Insignificante
	B-3	0.251	3.704	Bajo-moderado
	B-4	0.005	4.19	Bajo-moderado
<i>Brachionus cf ibericus</i> 7SK	NB-1	0.015	12.24	Insignificante-alto
	NB-2	0.255	7.866	Bajo-alto
	NB-3	0.229	4.794	Bajo-moderado
	NB-4	0.255	7.866	Insignificante-alto
	NB-5	0.002	10.104	Insignificante-alto
	B-1	0.002	0.009	Insignificante
	B-2	0.013	0.052	Insignificante
	B-3	0.258	3.804	Bajo-moderado
	B-4	0.005	4.19	Bajo-moderado

Utilizando a *Brachionus cf ibericus* cepa Cancún, los bloqueadores B-1 y B-2 presentan un riesgo insignificante. Mientras que el bloqueador no biodegradables NB-1 tiene un riesgo alto. El riesgo reportado es en general para la biota acuática de estudio, en el presente informe y acorde a la metodología propuesta por Cruzeiro *et al.*, (2017). A continuación, se observa el riesgo ambiental con el rotífero *Brachionus cf ibericus*.

**Tabla 25. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro *et al.* (2017).**

Cepas	Bloqueador	MIN-QR	MAX-QR	Riesgo Ambiental
<i>Brachionus cf ibericus</i> 16U	NB-1	0.015	12.24	Insignificante-alto
	NB-2	0.255	7.87	Bajo-alto
	NB-3	0.069	1.45	Insignificante-bajo
	NB-4	0.235	5.09	Bajo-moderado
	NB-5	0.235	5.09	Bajo-moderado
	B-1	0.002	0.01	Insignificante
	B-2	0.013	0.05	Insignificante

	B-3	0.256	3.77	Bajo-moderado
	B-4	0.235	5.09	Bajo-moderado
<i>Brachionus cf ibericus</i> 20U	NB-1	0.015	12.24	Insignificante-alto
	NB-2	0.255	7.87	Bajo-alto
	NB-3	0.036	0.75	Insignificante
	NB-4	0.235	5.09	Bajo-alto
	NB-5	0.002	15.42	Insignificante-alto
	B-1	0.002	0.01	Insignificante
	B-2	0.013	0.05	Insignificante
	B-3	0.259	3.81	Bajo a moderado
	B-4	0.005	4.01	Insignificante-bajo

Utilizando a *C. vidua*, los bloqueadores B-1, B-2 y B-3 presentan un riesgo insignificante mientras que el bloqueador no biodegradables NB-1 tiene un riesgo alto, de igual forma para el caso de *D. meridana*, B-1, B-2 y B-3 presentan un riesgo insignificante, mientras que el bloqueador no biodegradables NB-1 y NB-4 representan un riesgo alto. El riesgo reportado es en general para la biota acuática de estudio, en el presente informe y acorde a la metodología propuesta por Cruzeiro *et al.* (2017). A continuación, se observa el riesgo ambiental con los ostrácodos *C. vidua* y *D. meridana*.

**Tabla 26. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro *et al.* (2017).**

Cepa	Bloqueador	MIN-QR	MAX-QR	Riesgo Ambiental
<i>C. vidua</i>	NB-1	0.018	14.34	Insignificante-alto
	NB-2	0.18	5.76	Bajo-alto
	NB-3	0.01	0.22	Insignificante-bajo
	NB-4	0.2	4.42	Bajo-moderado
	NB-5	0.001	3.5	Insignificante-alto
	B-1	0.0009	0.004	Insignificante
	B-2	0.0006	0.002	Insignificante

	B-3	0.0007	0.01	Insignificante
	B-4	0.013	10.25	Insignificante-alto
<i>D. meridana</i>	NB-1	0.02	16.39	Insignificante-alto
	NB-2	0.3	9.45	Bajo-alto
	NB-3	0.02	0.43	Insignificante-bajo
	NB-4	0.5	10.84	Bajo-alto
	B-1	0.001	0.004	Insignificante
	B-2	0.002	0.01	Insignificante
	B-3	0.001	0.02	Insignificante
	B-4	0.01	11.95	Insignificante-alto

Utilizando a *M. triserialis* los bloqueadores no biodegradables NB-1, presentan un riesgo bajo, mientras que el bloqueador NB-4 tiene un riesgo moderado. El riesgo reportado es en general para la biota acuática de estudio, en el presente informe y acorde a la metodología propuesta por Cruzeiro *et al.* (2017). A continuación, se observa el riesgo ambiental con las dos pruebas en el cladóceros.

**Tabla 27. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro *et al.* (2017).**

Cepa	Bloqueador	MIN-QR	MAX-QR	Riesgo Ambiental
<i>M. triserialis</i>	NB-1	0.004	3.101	Insignificante-bajo
<i>M. triserialis</i>	NB-4	0.14	3.098	Bajo-moderado

Utilizando a *Gambusia yucatana* el bloqueador no biodegradable NB-1 presenta un riesgo ambiental insignificante. El riesgo reportado es en general para la biota acuática

de estudio, en el presente informe y acorde a la metodología propuesta por Cruzeiro *et al.* (2017). A continuación, se observa el riesgo ambiental con el pez.

**Tabla 28. Riesgo estimado de bloqueadores solares en especies acuáticas locales de Quintana Roo, de acuerdo a Cruzeiro *et al.* (2017).**

<b>Cepa</b>	<b>Bloqueador</b>	<b>MIN-QR</b>	<b>MAX-QR</b>	<b>Riesgo Ambiental</b>
<i>G. yucatanana</i>	NB-1	0.02	0.02	Insignificante

## 10. DISCUSIÓN.

Con respecto a los valores  $CL_{50}$  y las unidades de toxicidad de los bloqueadores solares catalogados como no biodegradables, se reporta lo siguiente: NB-1, NB-4, son muy tóxicos, comparado con NB-2, NB-3 y NB-5. Los ostrácodos son más sensibles que los rotíferos a los bloqueadores solares no biodegradables, específicamente, la especie *Diaphanocypris meridana*, la cual resulto ser la más sensible a los bloqueadores solares no biodegradables. Mientras que la toxicidad acorde a los valores  $CL_{50}$  y las unidades de toxicidad, de los bloqueadores solares catalogados, como biodegradables, se reporta lo siguiente: B-3 es el más tóxico, comparado con B-2. B-3 y B-4. Los rotíferos fueron más sensibles que los ostrácodos al ser expuestos a B-3, y B-2, en comparación al ostrácodo *C. vidua*, y en comparación a *D meridana* y *Brachionus cf ibericus* como las más sensibles a B-1. Es evidente que la cepa Sian Ka'an es la más sensible a los bloqueadores solares no biodegradables.

Por lo tanto, los bloqueadores solares no biodegradables resultaron ser más tóxicos para los ostrácodos, y los bloqueadores biodegradables resultaron ser más tóxicos para los rotíferos, de manera que existe una diferencia en las formulaciones de los bloqueadores no biodegradables y biodegradables, una de las diferencias que se observa en cuanto a su composición de ingredientes reportada, es la presencia de metales como ZnO y TiO<sub>2</sub>, en bloqueadores solares biodegradables además de una gran gama de compuestos vegetales. Respecto a ello, Sanchez-Quíles (2015), afirma que el TiO<sub>2</sub> puede formar peróxido de hidrogeno en el agua, el cual es tóxico para los organismos acuáticos.

La toxicidad de los bloqueadores solares en el cladócero *Macrothrix triserialis* en comparación a los otros grupos de estudio es menor, con un  $CL_{50}$  de 0.77 gr/L para NB-4 y para NB-1 es 1.85, es decir que fue más tolerante que los ostrácodos y rotíferos, y la toxicidad de NB-1 en el pez mosquito *Gambusia yucatanana* esta es semejante en rotíferos y ostrácodos: en el cladócero, los valores  $CL_{50}$  de los bloqueadores solares,

catalogados no biodegradables, nos indica una tolerancia mayor a los bloqueadores no biodegradables, por lo tanto los rotíferos son más sensibles así como los ostrácodos y el pez en el caso de NB-1.

Mientras que el pez mosquito, los valores  $CL_{50}$  del bloqueador solar no biodegradable NB-1, indica que fue más tolerante que los ostrácodos, pero más sensible que los rotíferos. Como resultado de los ensayos de toxicidad, ciertamente se utilizaron algunos de bloqueadores más tóxicos usados en zooplancton para realizar las posteriores pruebas, por lo que cabe mencionar que solo se empleó una prueba de bloqueador no biodegradable NB-1, para *Gambusia yucatanana* y dos pruebas para *M. triseriatis* con los bloqueadores NB-1 y NB-4. Es evidente que la toxicidad de los bloqueadores es distinta para las especies por lo que el efecto agudo pudiera estar dado por la mezcla de ingredientes activos, en este sentido algunos autores como Chang-Beom *et al.*, (2017) establece que existen antagonismos y sinergismos entre los componentes, como: etil exil metoxicinamato, octocrileno y avobenzona, en el caso de NB-1, los principales componentes son: Avobenzona, Benzofenona y Octocrileno; NB-4 contiene Homosalato, Octocrileno y Avobenzona.

Los datos sobre toxicidad aguda en especies de zooplancton, se han realizado, principalmente, en ingredientes activos, como sustancias aisladas, nunca como mezclas. Por ejemplo, la toxicidad aguda de los ingredientes activos inorgánicos  $ZiO$  y  $TiO_2$ , en peces oscila entre 0.001 g/L hasta 0.01 g/L (Danovaro *et al.*, 2008). Mientras que reportes de toxicidad aguda de anatasa y rutileno en cladóceros y rotíferos, los valores  $CL_{50}$  oscilan entre 0.00099 a 0.0947 g/L, y además datos reportados, en cladóceros, sobre toxicidad aguda de compuestos orgánicos como ingredientes activos en los bloqueadores solares, como Benzofenona y Alcanfor, se reportan valores que oscilan entre 0.0019 a 0.05 g/L (Clement *et al.*, 2013).

La contaminación de bloqueadores solares es un peligro ambiental silencioso, que afecta negativamente a la biota (McCoshum *et al.*, 2016). Lo cual se refleja, por

ejemplo, por la aparición de enfermedades en los corales y la reducción de su complejidad, así como en las bajas densidades de carnívoros y herbívoros y un aumento en la cobertura de macroalgas (Bozec *et al.*, 2008). Balmeret *al.* (2004), reportan altas concentraciones de filtros UV (4MBC, BP3, EHMC y OC) presentes en el 95% de efluentes de aguas residuales, 86% de aguas superficiales, y tejido de peces en todo el mundo. Con base, en los resultados de toxicidad obtenidos y la revisión bibliográfica de la contaminación del agua de componentes que los contienen los bloqueadores solares, se logró integrar un primer análisis de riesgo ambiental.

La heterogeneidad en los contenidos de los ingredientes activos, y dependerá, del fabricante y como sea catalogado, es decir, biodegradable o no biodegradable, es decir que los bloqueadores ya sea biodegradables o no biodegradables contienen componentes o sustancias químicas de origen orgánico o inorgánico como ingredientes activos. Rodríguez-Fuentes *et al.* (2010), reportan específicamente que en Cancún, 15 bloqueadores solares de diferentes marcas son los más utilizados por los turistas, en ellos se registró dos compuestos inorgánicos y 13 orgánicos: el dióxido de titanio (compuesto inorgánico) como ingrediente activo que aparece en las etiquetas de los bloqueadores en un 21.76%, mientras que los compuestos orgánicos oxibenzona, el homosalato, el octil salicilato, el octil dimetil, la avobenzona, el octil metoxi cinamato, y el octocrileno, aparecen en las etiquetas desde un 18.23% hasta un 56.17%. El problema como contaminante, entonces, está en la heterogeneidad y el uso desmedido, como medida de protección a la radiación solar (Sánchez-Quiles 2015). Por ejemplo, un estudio realizado por Poiger *et al.* (2004) estimaron que se utilizan hasta 1.2g de bloqueador solar por persona al día. Por consiguiente, en el estado de Quintana Roo, en el año, 2017, arribaron 17 millones de turistas, y potencialmente el 83.75% de turistas usaron bloqueador acorde al estudio de Rodríguez-Fuentes *et al.*, (2010). Entonces, se estima una descarga de bloqueadores solares al agua de 124.08 toneladas en el 2017, por lo tanto, en los últimos 9 años en total los sistemas acuáticos de Quintana se han descargado 782.52 toneladas de bloqueadores solares. Se asume que, con esta cifra, por lo menos un día usaron bloqueador solar, sin embargo, para

realizar una estimación exacta, se requiere conocer, incluir los días promedio que un turista se queda a vacacionar, y, además, el total de la población residente del estado, y el porcentaje de uso de esa población y por ende conocer las concentraciones presentes en el ambiente, para determinar con exactitud cuánto bloqueador y sus componentes se ha mantenido a lo largo de los años.

Un estudio realizado por Brausch y Rand (2011) estimaron la presencia de cuatro filtros UV en plantas de tratamiento de aguas residuales: las concentraciones fueron altas de 2-etil-hexil-4-trimetoxinamato (EHMC) con 118 g, mientras que se encontraron 49 g de 4-metil-benzilidina-alcanfor (4MBC), 69 g de benzofenona- 3 (BP3) y 28 g de octocrileno (OC), estos resultados, corresponden a una población con 10,000 personas (Balmer *et al.*, 2004). Balmer *et al.* (2004), reportan altas concentraciones de cuatro filtros UV (4MBC, BP3, EHMC y OC) presentes en efluentes de aguas residuales, aguas superficiales, y tejido de peces en Suiza; finalmente los autores como Brausch y Rand (2011), Giokas *et al.*, (2007), Sanchez-Quíles (2015) concluyen que los ingredientes activos de los bloqueadores solares se encuentran con mayor frecuencia en efluentes de plantas de tratamiento y aguas superficiales en todo el mundo, sin embargo aunque no se conocen las concentraciones de estos en los ecosistemas de Quintana Roo, sí se observa que muchos de los bloqueadores usados por los turistas contienen Benzofenona, Octocrileno, Homosalato, 4.2 metil metoxicinamato, Avovenzona, lo que indica que existen concentraciones en los ecosistemas no determinadas.

Los efectos de los ingredientes activos que contienen los bloqueadores solares son adversos, hay mucha información al respecto, de daño al arrecife de coral, a especies marinas, y sobre todo a organismos acuáticos, principalmente efectos letales y disrupción endocrina (Danovaro *et al.*, 2008; Brausch, 2011; Clément *et al.*, 2013). Además, se bioacumulan y probablemente se biomagnifican (Balmer *et al.*, 2004; Giokas *et al.*, 2007). Por lo tanto, el riesgo ambiental de los bloqueadores solares a la biota acuática es alto. No solo por su toxicidad, también, por su desconocimiento de la descarga real a los sistemas acuáticos.



## 11. CONCLUSIÓN.

La toxicidad reportada en el presente informe, representa un análisis general de la sensibilidad a la exposición aguda en un tiempo de 24 h de bloqueadores solares, biodegradables y no biodegradables. Sin embargo, los resultados obtenidos son relevantes debido:

a) no hay reportes de la toxicidad de los bloqueadores solares en especies nativas de los sistemas acuáticos de Quintana Roo,

b) los ensayos toxicológicos fueron realizados con los bloqueadores solares (mezcla de ingredientes), lo que significa que la toxicidad, está dada por la mezcla compleja de sus componentes, como generalmente ocurre en un ambiente natural, y que recibe descargas de diversas sustancias químicas.

c) la toxicidad obtenida, permitió identificar que grupo es más sensible, que bloqueador solar es más tóxico y cuál es el riesgo ambiental que representa para las especies que se estudiaron.

Los bloqueadores con mayor toxicidad fueron B-3, y B-4, NB-1, NB-2, NB-4, debido a que son categorizados con un alto riesgo ambiental para las especies nativas utilizadas como indicadores. Mientras que los bloqueadores menos tóxicos, por ser categorizados con un riesgo bajo o insignificante fueron B-1 y B-2, catalogados como bloqueadores solares biodegradables.

El análisis de riesgo ambiental, determina el riesgo para la biota acuática nativa de Quintana Roo, sin embargo, se requiere generar más estudios para su confirmación.

Se propone:

- 1) Determinar la descarga de bloqueadores solares que llegan a los sistemas acuáticos de Quintana Roo, basado en la cantidad de turistas que arriban a Quintana Roo, el tipo de bloqueador, el volumen de agua del cuerpo receptor, la

frecuencia de descarga entre otras variables, importantes como la químicas del contaminante, así como biológicas, es decir bioacumulación de tóxicos en tejidos de especies acuáticas.

- 2) Estudiar la toxicidad de los bloqueadores solares utilizados en Quintana Roo, en otras especies nativas indicadoras de bajo costo, pero muy sensibles, como los ostrácodos y los rotíferos.
- 3) Cuantificar para otras zonas de estudio, en agua y en la biota, los ingredientes activos que representan un riesgo para la biota acuática y la salud del ecosistema.
- 4) Mantener un monitoreo de los puntos de estudio, que permitían la integración de un análisis de riesgo ambiental específico para cada zona de estudio y para la región. Los resultados proveerán de información importante para la toma de decisiones, respecto a establecimiento de normas ecológicas tendientes a la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad.
- 5) Regular el uso de los bloqueadores solares dentro de los sistemas acuáticos, principalmente aquellos donde se llevan a cabo actividades turísticas intensivas.

## **12. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES**

Se requiere generar más información sobre el uso de bloqueadores solares en zonas turísticas o de recreación de Quintana Roo, su presencia y concentración en los ecosistemas de agua.

Determinar las concentraciones en efluentes y efluentes de plantas de tratamiento de compuestos muy tóxicos para la biota acuática.

Intensificar el uso de pruebas de toxicidad aguda con especies bioindicadoras de los ecosistemas de Q. Roo.

### 13. REFERENCIAS.

1. Agencia de Protección Ambiental. EPA (US Environmental Protection Agency) (1996) Marine toxicity identification evaluation (TIE). Phase I guidance document. EPA-600/R-96/054. US EPA, Washington, DC.
2. Arcos, P. M.de P., Ávila de Navia S. L., Estupiñán T. S. M., y Gómez P. A. C., (2005). Indicadores microbiológicos detectados en las fuentes de agua. *Nova- Publicación Científica*,3(9), pp.1-116.
3. Baird, S. F., y Girard, C.F., (1853). Descriptions of new species of fishes collected by Mr. John H. Clark, on the U.S. and Mexican Boundary Survey under Lieutenant Colonel Jas D Graham. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila*,6,(n.d.), pp. 387–390.
4. Balmer, M. E., Buser H. R., Muller M. D., y Poiger T., (2004). “Occurrence of the organic UV-filter compounds BP-3, 4-MBC, EHMC, and OC in wastewater, surface waters, and in fish from Swiss lakes”. *Environ. Sci. Technol*, 39, (n.d),pp.953-962.
5. Balvanera, P., Arias-González, E., Rodríguez-Estrella, R., Almeida-Leñero, L., y Schmitter-Soto, J. J., (2016).Una mirada al conocimiento de los ecosistemas de México. *Universidad Autónoma de México*. Ciudad de México, pp. 441.
6. Bartley, R., Z., Bainbridge, T., Lewis, S. E., Kroon, F. J., Wilkinson S. N., Brodie, J. E. y Silburn, D. M., (2014). Relating sediment impacts on coral reefs to watershed sources, processes and management: a review. *Science of the Total Environment*,468, (n.d.), pp.1138–1153.
7. Bartram, J., y Balance, S., (1996). Water Quality Monitoring-A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and MonitoringProgrammers’. United Nations Environment Programmers and the World Health Organization UNEP/WHO.
8. Beddows, P., Blanchon, P., Escobar, E., y Torres, O., (2007). Los cenotes de la Península de Yucatán. *Arqueología Mexicana*,14(83),pp.32–35

9. Bellwood, D. R., Hughes, T. P. C., Folke, C., y Nystrom, M., (2004). Confronting the coral reef crisis. *Rev Nature*, 429, (n.d.), pp.827–833.
10. Belmonte, O., Hernández, T., Vester, M., y Legorreta, Á. (2004). Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. *Instituto de Ecología A.C*, 2 (n.d.), pp.45-61.
11. Bermúdez, M. (2010). *Contaminación y turismo sostenible*, pp.1-24.
12. Beyer, J., Petersen, K., Song, Y., Ruus, A., Grung, M., y Bakke, T., Tollefsen, K.E., (2013) Environmental risk assessment of combined effects in aquatic ecotoxicology: a discussion paper. *Mar Environ*, 96(n.d), pp.81–91
13. Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P.E., Jeschke, J M , Kühn, I, Kumschick, S., Marková Z., Mrugała, A., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D. M., Sendek, A., Vilà, M., Wilson, J R., U., Winter, M., Genovesi, P., Bacher, S., (2014). A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLOS Biology*, 12 (5), pp.1-11. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850>
14. Botello, A.V., Villanueva-Fragoso S., Gutiérrez, J., y Rojas, J. L., (2010). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático*. Gobierno del Estado de Tabasco. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche, pp. 514
15. Bozec, Y. M., Acosta-González, G., Núñez-Lara, E., y Arias-González, J. E., (2008). Impacts of coastal development on ecosystem structure and function of Yucatan coral reefs, Mexico. *Proc. 11th Inter. Coral Reef Symposium*: 2(n. d.), pp.691–695.
16. Brausch, M. y Rand, M. (2011). A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity. *Chemosphere. Elsevier*, 82 (n. d.), pp.1518–1532.
17. Brusca, R. C., y Brusca, G. J., (1990). *Invertebrates*. SinauerAsoc. Inc, pp 922.
18. Buosi, C., Frontalini, F., Da Pelo, S., Chechi, A., Coccioni, R., Bucci, C., (2010). Foraminiferal proxies for environmental monitoring in the polluted lagoon

- of Santa Gilla (Cagliari, Italy): *Environment and Sustainable Development*, 4,(n. d.), pp. 91-103.
19. Calvelo P. (2008). Estudio del Comportamiento del Hexaclorociclohexano en el Sistema Suelo-planta para su aplicación en técnicas de fitocorrección. Universidad de Santiago de Compostela. *Departamento de Edafología y Química Agrícola. Facultad de Biología*, pp.1-192. Disponible en: [https://minerva.usc.es/xmlui/bitstream/handle/10347/981/9788498870930\\_content.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://minerva.usc.es/xmlui/bitstream/handle/10347/981/9788498870930_content.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Consultado el 5 de Octubre del 2017.
20. Camargo J.A. y Alonso A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16 (2), pp. 98-110.
21. Castillo, M. (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. 1 ed. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México, pp.13-114.
22. Chang-Beom P., Jiyi J., Sanghun K., Young J., (2017). Single- and mixture toxicity of three organic UV-filters, ethylhexyl methoxycinnamate, octocrylene, and avobenzene on *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 137 (n. d.), pp. 57-63.
23. Chavance, Y. (2012). *Tara Sciences 1: Definition of Plankton*. Tara Oceans. Junio 2012, pp. 876. Disponible en: <http://oceans.taraexpeditions.org/en/tara-sciences-1-definition-of-plankton.php?id>.
24. Chávez-Lara, C. M., Priyadarsi, D. R., Caballero, M. M., Carreño, A. L., y Chokkalingam, L., (2012). Los ostrácodos lacustres del Desierto Chihuahuense de México y las condiciones paleo ecológicas inferidas del Cuaternario tardío. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 29(2), pp. 422-431.
25. Chumba-Segura, L., y Barrientos-Mediana, R., (2010). Peces dulceacuícolas. pp. 253-254.
26. Círos-Pérez, y Elías-Gutiérrez, M., (1996). Nuevos registros de cladóceros (Crustacea: Anomopoda) en México. *Rev. Biol. Trop.*, 44(1), pp. 297-304. Disponible en: [www.revistas.ucr.ac.cr](http://www.revistas.ucr.ac.cr).

27. Clément, L., Hurel, C., y Marmier, N., (2013). Toxicity of TiO<sub>2</sub> nanoparticles to cladocerans, algae, rotifers and plants – Effects of size and crystalline structure. *Chemosphere Elsevier*, 90, (n. d.), pp. 1083-1090.
28. Cohuo S., Macario-González L., Pérez L., y Schwalb A. (2016). Overview of Neotropical-Caribbean freshwater ostracods fauna (Crustacea, Ostracoda): identifying areas of endemism and assessing biogeographical affinities. *Hydrobiologia*, 786, (n. d.), pp. 5–21.
29. Croteau, M., Hare, L., y Tessier, A., (1998). Refining and Testing a Trace Metal Biomonitor (Chaoborus) in Highly Acidic Lakes. *Environ. Sci. y Tech.*, 32 (n. d.), pp. 1348-1353.
30. Cruzeiro, C., Amaral, S., Rocha, E., y Rocha, M. J., (2017). Determination of 54 pesticides in waters of the Iberian Douro River estuary and risk assessment of environmentally relevant mixtures using the vertical approaches and *Artemia salina* y *Daphnia magna* bioassays. *Ecotoxicol Environ Safe*, 1456, (n. d.), pp 126-134.
31. Danovaro, R., Bongiorno, L., Corinaldesi, C., Giovannelli, D., Damiani, E., Astolfi, P., Greci, L., Pusceddu, A., (2008). Sunscreens cause coral bleaching by promoting viral infections. *Environmental Health Perspectives*, 116 (n. d.), pp 441-447.
32. Elías-Gutiérrez, M., Suárez-Morales, E., Gutiérrez Aguirre, M.A., Silva-Briano, M., Granados Ramírez, J.G. y Garfias Espejo, T., (2008). Cladóceros y Copépodos de las aguas continentales de México. Guía ilustrada. Ed.: J.M. Ávila Valdivieso. 323 pp.
33. Encinas, M. M. D., (2011). *Medio ambiente y Contaminación*. Principios básicos, pp. 1-119.
34. FAO, (1992). *Contaminación agrícola de los recursos hídricos*. Cap 1. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/W2598S/w2598s03.htm#definici%C3%B3n%20de%20la%20contaminaci%C3%B3n%20de%20fuentes%20no%20localizadas>. Consultado el 5 de octubre del 2017.

35. Fausch, K. D., Lyons, J., Karr, J. R., Angermeier, P. L., (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8, (n. d.), pp.123-144.
36. Gallardo, T. A., Badillo, A. M., Rivera, F. V., Rubio, M. J., Galindo de Santiago, C., Loera, P. J. García, G. T., y Chiappa, C. X., (2014). Catálogo de peces de la costa norte de Yucatán. Consejo de Ciencia, Innovación, y Tecnología, del Estado de Yucatán, Universidad Nacional Autónoma de México. México, pp. 97-101, pp. 191-194.
37. Garatachia-Vargas, (2013). *Efecto de metales pesados Cu, Pb, Al, Cd, Cr en la pulga de agua Ceriodaphnia cornuta (CRUSTACEA: CLADOCERA)*. Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Boca del Río. Veracruz. (s.n.)
38. Gil, M. J., Soto, A.M., Usma, J. I. Gutiérrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción + Limpia*, 7(2), pp.52-73
39. Giokas, L. D., Salvador, A. y Chisvert, A. (2007). UV filters: From sunscreens to human body and the environment. *Trends in Analytical Chemistry, Elsevier*, 26. (n. d.), pp. 360-374.
40. Gómez L., Yarima Larduet Y. y Noel Abrahantes N. (2001). Contaminación y biodiversidad en ecosistemas acuáticos. El fitoplancton de la bahía de Santiago de Cuba. *Rev. Invest. Mar*, 22(3), pp.191-197.
41. Güntzel, A. M., Matsumura-Tundisi, T., Rocha, O. (2004). *Macrothrix flabelligera*, a newly-recorded Cladocera Macrothricidae in Brazilian freshwaters. *Braz. J. Biol.* 64(2), pp. 221-26
42. Gutiérrez, M., Francisco, J., Varona-Cordero., y Contreras, E., (2006). Caracterización estacional de las condiciones físico-químicas y de productividad primaria fitoplanctónica de dos lagunas costeras tropicales del estado de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 16(2), pp.137-146.
43. Hiraes-Cota, M., Espinoza-Avalos, J., Schmook, B., Ruiz-Luna, A., y Ramos-Reyes, R., (2010). Agentes de deforestación de manglar en Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, sureste de México, *Ciencias Marinas*, 36(2), pp. 147–159.



44. Hoff, F.H., y Snell, T. W., (2008). *Plankton Culture Manual*. 3er ed. Florida AquaFarms. Inc. pp. 186.
45. Holmes, J.P., (1992). Nonmarine ostracodes as Quaternary paleoenvironmental indicators: *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 16(4), 425-431.
46. Holmes, J.A., (2001). Ostracods. In: Smol J.P., Birks H.J.B., Last W. M. (eds) *Tracking environmental change using lake sediments*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 125–151.
47. Ibe, E. K., Un-Jung, K., Sung-Hee, O. Hee-Young, K., Jeong-Eun, O., (2015). Distribution and Seasonal occurrence of UV filters in rivers and wastewater treatment plants in Korea, 542, (n. d.), pp. 121-128.
48. Ize, L.I., Zuk, M., y Rojas-Bracho, L., (2010). Introducción al análisis de riesgos ambientales. Secretaria del Medio Ambiente. 2da ed., y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología., pp.1-209
49. Jaramillo, J., Rincón, A., y Posadas, F., (2006). Toxicología Básica. Textos Universitarios. *Ciencias Biomédicas*, pp. 93-106.
50. Karlsson, C., (2007). Risk Assessment of Compounds That Could Impair. *The Aquatic Environment*. Uppsala University, pp.131. 55.
51. Koste, W., (1978). Rotatoria. Die Radertiere Mittel-europas, 2nd ed. Gebruder Borntraeger, Berlin and Stuttgart, 1, p 673 y 2. p. 476.
52. Loir M. y Mollo P., (2008). *Le plancton*. In: *Aquaculture* (ed) Vulbert Paris: 237-260. Disponible en: [www.Plancton-du-monde.org](http://www.Plancton-du-monde.org).
53. López-Portillo, J., y Ezcurra, E., (2002). Los manglares de México: Una revisión. Maderas y Bosques, pp. 27–51.
54. Luciani, V., (2007), Test abnormalities in benthic foraminifera and heavy metal pollution at the Goro lagoon (Italy): a multi-year history: *Geophysical Research Abstracts*, 9(n.d.), 09765.
55. Luoma, S. N., y Rainbow, P. S., (2008). Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management. *Cambridge University Press*. pp. 573.

56. Marín-Chang, A. G., (2016). *Análisis Morfométrico, y Reproductivo entre cepas dentro del Complejo de Especies Brachionus plicatilis*. Tesis para obtener el grado de Maestría. Universidad Politécnica de Quintana Roo. Pp. 63.
57. Martínez-Jerónimo, F., Rodríguez-Estrada, J., y Martínez-Jerónimo, L., (2008). *Daphnia exilis* Herrick, 1895 (Crustacea: Cladocera). una especie zooplanctónica potencialmente utilizable como organismo de prueba en bioensayos de toxicidad aguda en ambientes tropicales y subtropicales. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 24(4), pp. 153-159.
58. McCoshum, S., Schlarb, M. A., y Baum, A. K., (2016). Direct and indirect effects of sunscreen exposure for reef biota. *Rev. Hydrobiology*, 776 (n. d.), pp.139-146.
59. Meisch, C. (2000). Freshwater Ostracods of western and central Europe. Heidelberg, Berlin, Germany: *Spektrum Akademischer Verlag GmbH*. Heidelberg, Berlin, pp.522.
60. Metcalfe, C., Beddows, A. P., Gold B. G., Metcalfe, L. T., Hongxia, L., Hannek V. L., (2011). Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Elsevier*, 159,(4), pp. 991-997
61. Mills, S., Alcántara-Rodríguez, A. J., Círos-Pérez, J., Gómez, A., Hagiwara, A., Hinson, G. K., Jersabek, D. C., Malekzadeh-Viayeh, R., Leasi, F., Jae-Seong, L., Mark, W. D. B., Papakostas, S., Riss, S., Segers, H., Serra, M., Shiel, R., Smolak, R. Snell, W. T., Claus-Peter, S., Cuong, Q. T., Wallace, L. R., Fontaneto, D. y Walsh, J. E., (2016). Fifteen species in one: deciphering the *Brachionus plicatilis* species complex (Rotifera: Monogononta) through DNA taxonomy. *Rev. Hydrobiology*. Rotifera XIV, pp.1-20.
62. Moreno-Casasola., (2018). Los Humedales en México: Tendencias y Oportunidades. Cuadernos de Biodiversidad. Departamento de Ecología Funcional. Instituto de Ecología A.C., pp.10-18.
63. Nagler, C., Geist, J., y Matzke-Karasz, R., (2014). Revision of genus *Tanycypris* Ostracoda, Cypricercinae) con la description de *Tanycypris alfonsin*. sp., and an identification key to the genus. *Rev. Zootaxa*, 3821, (4), pp 401-424.

64. Naranjo, E. J., Dirzo R., López Acosta, J. C., Rendón-Von, O, J, y Sosa-Nishizaki, O., (2009). Impacto de los Factores Antropogénicos de Afectación Directa a las Poblaciones Silvestres de Flora y Fauna en Capital Natural de México. Estado de Conservación y Tendencias de Cambio. *CONABIO*, México, 2 (n. d.), pp. 247-276.
65. Navarro-Mendoza, M.,(1988). Inventario íctico y estudios ecológicos preliminares en los cuerpos de agua continentales en la reserva de la biósfera de Sian Ka'an y áreas circunvecinas en Quintana Roo, México. Informe Técnico., *Centro Investigación. Quintana Roo-Consorcio Nacional de Ciencia y Tecnología. -U.S. Fish Wildl. Service.*, Chetumal, pp. 240.
66. Nogrady, T., Pourriot, R., y Segers, H., (1995). Rotifera 3: The Notommatidae and The Scardiidae. In Nogrady T. y Dumont, H. J. (eds). Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 8. SPB Academic, The Hague. The Netherlands, pp.248.
67. Nogrady, T., y Segers, H., (2002). Rotifera 6; The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In Dumont, H. J. (ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18. Backhuys Publishers BV, Dordrecht, The Netherlands, pp. 223.
68. Norma Oficial Mexicana NMX-AA-087-2010-SCFI. Análisis de agua - evaluación de toxicidad aguda con *Daphnia magna*, Straus (Crustacea - Cladóceras) - Método de prueba.
69. Norma Oficial Mexicana NON-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
70. Palacios-Fest, M. R., Gío-Argáez F.R., y Krutak P.R., (1983). Los ostrácodos (Crustacea) Recientes del Caribe mexicano y su significación faunística. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México.10(1), pp.195-208.

71. Palacios-Fest, M.R., Dettman, D.L., (2001). Temperature controls monthly variation in Ostracode valve Mg/Ca: *Cypridopsis vidua* from a small lake in Sonora, México: *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(15), pp. 2499-2507.
72. Pérez-Legaspi, I. A., Garatachia-Vargas, M., García-Villar, A. M., y Rubio-Franchini, I., (2017). Evaluación de la sensibilidad del cladóceros tropical *Ceriodaphnia cornuta* a metales pesados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Universidad Nacional Autónoma de México, 33 (1): pp. 49-56.
73. Pérez-Legaspi, I. A., García-Villar, A. M., Garatachia-Vargas, M., Hernández-Vergara, M. P., Pérez-Rostro, C. I., y Ortega-Clemente, L. A., (2015). Influence of temperature and food type on the life history of *Ceriodaphnia cornuta* Sars 1885, (Crustacea: Cladocera), *Investigación y Ciencia*. 23(64), pp 11-18
74. Pérez-Legaspi, I. A., y Rico-Martínez R. (1998). Effect of temperature and food concentration in two species of littoral rotifers. *Hydrobiology*, pp.341-348.
75. Pérez-Legaspi, I. A., Montoya-García, M. Del R., J. Luis, Quintanar, J. L., Salinas, E. y Rico-Martínez, R. (2008). Identification of exocytotic membrane proteins in three rotifer species. *Hydrobiology*, 600(1), pp. 147–154.
76. Poiger, T., Hans-Rudolf, B., Balmer, E. M., Per-Anders, B., y Müller, D. M., (2004). Occurrence of UV filter compounds from sunscreen in surface water: regional mass balance in two Swiss lakes. *Chemosphere. Elsevier*, pp. 951-963.
77. Prudêncio, M. I., Gonzales, M. I., Dias, M. I., Galan, E., y Ruiz, F., (2007). Geochemistry of sediments from El Melah lagoon (NE Tunisia): a contribution for the evaluation of anthropogenic inputs: *Journal of Arid Environments*, 69. (n.d.), pp. 285-298.
78. Rautenberg, G. E., Amé, M. V., Monferrán, M. V., Bonansea, R. I., Hued, A. C. (2015). A multi-level approach using *Gambusia affinis* as a bioindicator of environmental pollution in the middle-lower basin of Suquia River, *Ecological Indicators Elsevier*, 48, pp. 706-720.

79. Reyes-Nivia, C., Diaz-Pulido, G., Kline, D., Guldberg, O. H. y Dove, S., (2013). Ocean acidification and warming scenarios increase microbio erosion of coral skeletons. *Global Change Biology*, 19, pp.1919–1929.
80. Rodríguez-Fuentes, G., Soto, M., y Luna-Ramírez., (2010). Sunscreen Use Behaviour, And Most Frequently Used Active Ingredients. Among Beachgoers on Cancun, Mexico. *Webmedcentral.Dermatology*pp1-12.
81. Roldán, P. G., (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colombia Científica*. 23(88), pp. 375-387.
82. Roman, G., Isnard, P. y Jouany, M., (1999). Critical Analysis of Methods for Assessment of Predicted No-Effect Concentration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43, (n.d.), pp. 117-125.
83. Ruíz, F., González-Regalado, M. L., Galán, E., González, M. I., Prudencio, M. I., Dias, M. I., Abad, M., Toscano, A., Prenda, J., García, Xio. M. E., (2013). Foraminíferos bentónicos como bioindicadores de impactos antropogénicos en dos lagunas del norte de África: una comparación con conjuntos de ostracodos. *Rev. Mexicana de Ciencias Geológicas*. Universidad Nacional Autónoma de México México. 29(3) pp. 527-533
84. Ruttner-Kolisko, A. (1974). *Plankton: rotifers*. Biology and taxonomy. *Die Binnengewasser Suppl.* 26: pp. 1-274.
85. Saldaña, P., Lerdo de Tejada, A., Gómez, A., y López, R., (2006). Importancia de incluir análisis de toxicidad en descargas industriales y municipales que afectan a los cuerpos receptores. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec México, p. 11.
86. Sánchez, A. J., Salcedo, M. A., Florido R., Armenta A., Rodríguez-Leal C., Galindo A., y Miguel E., (2007). Pantanos de Centla, un humedal costero tropical, pp. 399-422.
87. Sánchez, J. A., Álvarez, T., Pacheco, J. G., Carrillo, L., y González, R. A., (2016). Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), pp 75-96.

88. Sánchez-Quiles D. y Tovar-Sánchez A. (2015). Are sunscreens a new environmental risk associated with coastal tourism? *Environmental International*, pp. 158-170.
89. Sánchez-Sánchez, J. A., Álvarez-Legorreta T., Pacheco-Ávila J. G., González-Herrera., Roger A., y Carrillo-Briebiezca L., (2015). Caracterización Hidrogeoquímica de las Aguas Subterráneas del Sur del Estado de Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1), pp.62-76.
90. Santos-Medrano, G. E., y Ríco-Martínez, R., (2018). Acute Sensitivity Comparison among *Daphnia magna* Straus, 1820 *Daphnia pulex* Leydig, 1860 and *Simocephalus vetulus* Müller, 1776, Exposed to Nine Toxicants. *Turk. J. Fish y Aquat. Sci*, 19(7), pp. 615-623. Disponible en: [http://doi.org/10.4194/1303-2712-v19\\_7\\_08](http://doi.org/10.4194/1303-2712-v19_7_08)
91. Sarma, S. S. S., y Nandini, S., (2006). Review of Recent Ecotoxicological Studies on Cladocerans. *Journal of Environmental Science and Health, Part B. Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*. 41, (n. d.), pp. 1417-1430.
92. Scheringer, M., Steinbach, D., Escher, B., y Hungerbühler, K., (2001). Probabilistic Approaches in the Effect Assessment of Toxic Chemicals. What are the Benefits and Limitations? *Rev. ESPR-Environ Sci y Pollut Res.*, 9(5), pp. 307-314.
93. Schmitter-Soto, J. J. (1998). Catálogo de peces continentales de Quintana Roo, Guías Científicas. *ECOSUR*. pp. 86-107, y pp.149-169.
94. Schmitter-Soto J. J. y Gamboa-Pérez M. E. C. (1996). Composición y distribución de peces continentales en el sur de Quintana Roo, Península de Yucatán, México. *Rev. Biol. Trop.*, 44(1), pp. 199-212.
95. Secretaría de Turismo: (SEDETUR) (2018). Servicios Turísticos. 12 de octubre del 2016. Gobierno de México. Disponible en: <https://www.gob.mx/secturMc>.
96. Shuhaimi-Othman, Yakub, N., Nur-Amalina, R, y Abas, A. (2011.). *Toxicity of Metals to a Fresh water Ostracod: Stenocypris major*, *Journal of Toxicology*, 136104, (n. d.)

97. Sieratowicz, A., Kaiser, D., Behr, M., Oetken, M., y Oehlmann, J., (2011). Acute and chronic toxicity of four frequently used UV filter substances for *Desmodesmus subspicatus* and *Daphnia magna*. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 46 (n.d.), pp. 1532-411.
98. Smith, A. J., W. Davis, J., Donald, F., Palmer, D. F., Forester, y Richard M. (2017). Ostracodes as Hydrologic Indicators in Springs, Streams and Wetlands: A Tool for Environmental and Paleoenvironmental Assessment. *Paleontological Society*, 9, pp. 203-222.
99. Smith, A. J., y Delorme, L. D., (2010). Ostracoda. In J. Thorp y A. Covich. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates United Kingdom: Academic Press. *Elsevier*, 9(n. d.). pp. 725-771.
100. Turpen, J.B., y Angell, R.W., (1971). Aspects of molting and calcification in the ostracod *Heterocypris*: *Biological Bulletin*, 140 (2), pp. 331-338.
101. Valdovinos, C., Stuardo, J., y Arenas J., (1993). Estructura comunitaria de la zona de transición rítrón-potamón del río Biobío (VIII Región, Chile). *Serie Monografías Científicas*, Centro EULA (Chile), 12, pp. 217-248.
102. Varó, I., Amat, F., y Navarro, J.C., (2008). Acute toxicity of dichlorvos to *Aphanius iberus* (Cuvier y Valenciennes, 1846) and its anti-cholinesterase effects on this species. *Aquat. Toxicol.*, 88(1), pp. 53-61. Disponible en: 10.1016/j.aquatox.2008.03.004.
103. Vernaza-Quiñónez, L. M. (2015). *Análisis de los efectos de pérdida de masa forestal del ecosistema de manglar con la producción de peces pelágicos costeros*. Tesis de maestría. Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE. Maestría en Sistemas de Gestión Ambiental, pp.87.
104. Villalobos, L. y Gonzales, E. (2006). Estudios sobre la biología y ecología de *Ceriodaphnia cornuta* SARS: *Una revisión Interciencia*, 31(5), pp.351-357.
105. Walker, K. F., (1981). A synopsis of ecological information on the saline lake rotifer *Brachionus plícatalis* Müller 1786. *Hydrobiology*, 81, pp.159-167.

106. Wang, J., Pan L., Wu S., Lu L., Xu Y., Zhu Y. Guo M., y Zhuang S. (2016). Recent Advances on Endocrine Disrupting Effects of UV Filters. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13(782). doi: 10.3390/ijerph13080782.
107. Würding N. I. y Pinto I. D. (1990). *Diaphanocypris* a new ostracoda Genus occurring in South and Central America, *Pesquisas*, 17(1-2), pp. 31-39.



## 14. ANEXOS

Link de fotografías.

Figura 1.

**A)**<https://agua.org.mx/laguna-nichupte-se-encuentra-en-riesgo-por-metales-toxicos-yucatan-a-la-mano/>;

**B)**<https://sipse.com/novedades/q-roo-en-plan-para-conservar-el-agua-de-los-humedales-154253.html>;

**C)**<http://www.capitalquintanaroo.com.mx/sociedad/manglares-de-nichupte-proteccion-y-joya-de-cancun/>;

**D)**[https://www.tripadvisor.com.mx/Attraction\\_Review-g240327-d5113882-Reviews-Cenote\\_Verde\\_Lucero-Puerto\\_Morelos\\_Yucatan\\_Peninsula.html](https://www.tripadvisor.com.mx/Attraction_Review-g240327-d5113882-Reviews-Cenote_Verde_Lucero-Puerto_Morelos_Yucatan_Peninsula.html)