

Tópicos de investigación agropecuaria con enfoque sustentable en México

Volumen II

Ernesto González Gaona
Ignacio Orona Castillo
Urbano Nava Camberos
Manuel Fortis Hernández
Lucila Perales-Aguilar
Compiladores



Pantanal Editora

2026

Ernesto González Gaona
Ignacio Orona Castillo
Urbano Nava Camberos
Manuel Fortis Hernández
Lucila Perales-Aguilar
Compiladores

**Tópicos de investigación
agropecuaria con enfoque sustentable
en México - Volumen II**



Pantanal Editora

2026

Copyright© Pantanal Editora

Editor Jefe: Dr. Alan Mario Zuffo

Editores Ejecutivos: Dr. Jorge González Aguilera y Dr. Bruno Rodrigues de Oliveira

Diseño: El editor. **Diseño y arte:** el editor. Imágenes de portada y contraportada: José Mario. **Reseña:** Autor(es), organizador(es) y editor.

Consejo editorial

Grado académico y nombre

Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos
Profa. MSc. Adriana Flávia Neu
Profa. Dra. Albys Ferrer Dubois
Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior
Profa. MSc. Aris Verdecia Peña
Profa. Arisleidis Chapman Verdecia
Prof. Dr. Arinaldo Pereira da Silva
Prof. Dr. Bruno Gomes de Araújo
Prof. Dr. Caio Cesar Enside de Abreu
Prof. Dr. Carlos Nick
Prof. Dr. Claudio Silveira Maia
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos
Prof. Dr. Cristiano Pereira da Silva
Profa. Ma. Dayse Rodrigues dos Santos
Prof. MSc. David Chacon Alvarez
Prof. Dr. Denis Silva Nogueira
Profa. Dra. Denise Silva Nogueira
Profa. Dra. Dennyura Oliveira Galvão
Prof. Dr. Elias Rocha Gonçalves
Prof. Me. Ernane Rosa Martins
Prof. Dr. Fábio Steiner
Prof. Dr. Fabiano dos Santos Souza
Prof. Dr. Gabriel Andres Tafur Gomez
Prof. Dr. Hebert Hernán Soto Gonzáles
Prof. Dr. Hudson do Vale de Oliveira
Prof. MSc. Javier Revilla Armesto
Prof. MSc. João Camilo Sevilla
Prof. Dr. José Luis Soto Gonzales
Prof. Dr. Julio Cezar Uzinski
Prof. MSc. Lucas R. Oliveira
Prof. Dr. Luciano Façanha Marques
Profa. Dra. Keyla Christina Almeida Portela
Prof. Dr. Leandro Argentel-Martínez
Profa. MSc. Lidiene Jaqueline de Souza Costa Marchesan
Prof. Dr. Marco Aurélio Kistemann
Prof. MSc. Marcos Pisarski Júnior
Prof. Dr. Marcos Pereira dos Santos
Prof. Dr. Mario Rodrigo Esparza Mantilla
Profa. MSc. Mary Jose Almeida Pereira
Profa. MSc. Núbia Flávia Oliveira Mendes
Profa. MSc. Nila Luciana Vilhena Madureira
Profa. Dra. Patrícia Maurer
Profa. Dra. Queila Pahim da Silva
Prof. Dr. Rafael Chapman Auty
Prof. Dr. Rafael Felipe Ratke
Prof. Dr. Raphael Reis da Silva
Prof. Dr. Renato Jaqueto Goes
Prof. Dr. Ricardo Alves de Araújo (*In Memoriam*)
Profa. Dra. Sylvana Karla da Silva de Lemos Santos
Prof. Dr. Tayronne de Almeida Rodrigues
Prof. Dr. Ugur Azizoglu
Prof. Dr. Wéverson Lima Fonseca
Prof. MSc. Wesclen Vilar Nogueira
Profa. Dra. Yilan Fung Boix
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme

Institución

OAB/PB
Mun. Faxinal Soturno e Tupanciretã
UO (Cuba)
IF SUDESTE MG
Facultad de Medicina (Cuba)
ISCM (Cuba)
UFESSPA
UEA
UNEMAT
UFV
AJES
UFGD
UEMS
IFPA
UNICENTRO
IFMT
UFMG
URCA
ISEPAM-FAETEC
IFG
UEMS
UFF
(Colômbia)
UNAM (Peru)
IFRR
UCG (México)
Rede Municipal de Niterói (RJ)
UNMSM (Peru)
UFMT
SED Mato Grosso do Sul
UEMA
IFPR
Tec-NM (México)
Consultório em Santa Maria
UFJF
UEG
FAQ
UNAM (Peru)
SEDUC/PA
IFB
IFPA
UNIPAMPA
IFB
UO (Cuba)
UFMS
UFPI
UFG
UEMA
IFB
Sec. Mun. de Educação, Cultura e Tecnologia de Araripe
Universidade Kayseri, Türkiye
UFPI
FURG
UO (Cuba)
UFT

Consejo Científico Técnico
- Esp. Joacir Mário Zuffo Júnior
- Esp. Maurício Amormino Júnior
- Lda. Rosalina Eufrausino Lustosa Zuffo

Hoja de catálogo

Catalogación en publicación
Elaborada por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

T674

Tópicos de investigación agropecuaria con enfoque sustentable en México - Volumen II / Organización de Ernesto González Gaona, Ignacio Orona Castillo, Urbano Nava Camberos, et al. – Nova Xavantina-MT: Pantanal, 2026. 137p.

Otros compiladores: Manuel Fortis Hernández, Lucila Perales-Aguilar.

Livro em PDF

ISBN 978-65-85756-77-8

DOI <https://doi.org/10.46420/9786585756778>

1. Agricultura sostenible. 2. Control biológico. 3. Enfermedades de las plantas. I. Gaona, Ernesto González (Organização). II. Castillo, Ignacio Orona (Organização). III. Camberos, Urbano Nava (Organização). IV. Título.

CDD 630.72

Índice del catálogo sistemático

I. Agricultura sostenible



Nuestros libros electrónicos son gratuitos y se permite el acceso público, la descarga y el intercambio, pero solicitamos que se dé el debido crédito a Pantanal Editora y también a los organizadores y autores. Sin embargo, no se permite el uso de libros electrónicos con fines comerciales, salvo autorización expresa de los autores y acuerdo de Pantanal Editora.

Pantanal Editora

Rua Abaete, 83, Sala B, Centro. CEP: 78690-000.
Nova Xavantina – Mato Grosso – Brasil.
Telefone (66) 99682-4165 (Whatsapp).
<https://www.editorapantanal.com.br>
contato@editorapantanal.com.br

En la actualidad, la agricultura enfrenta el desafío crítico de garantizar la seguridad alimentaria mientras preserva la integridad de los ecosistemas. La dependencia histórica de agroquímicos sintéticos ha generado problemas de resistencia en plagas, degradación de suelos y riesgos para la salud pública. En este contexto, la presente obra compila estrategias avanzadas para el manejo sustentable y orgánico, enfocándose en alternativas biológicas y culturales que fortalecen la resiliencia de los sistemas agropecuarios.

Uno de los pilares fundamentales de este volumen es el manejo de enfermedades complejas, como la "escoba de bruja" en el cultivo de mango (*Mangifera indica* L.). Este patógeno representa una de las mayores limitantes en la producción frutícola mundial, exigiendo la implementación de alternativas que minimicen el impacto ambiental sin comprometer la productividad. Asimismo, se aborda el control alternativo en cultivos de alto valor comercial, como el guayabo (*Psidium guajava* L.) en regiones emblemáticas como Calvillo, Aguascalientes, donde la integración de métodos físicos, biológicos y culturales es vital para enfrentar plagas y enfermedades de manera sistémica.

La obra profundiza también en el control biológico por conservación, destacando el manejo de la mosquita blanca (*Bemisia tabaci*) en el algodón. Este enfoque prioriza el aprovechamiento de los enemigos naturales ya presentes en el agroecosistema, reduciendo la necesidad de intervenciones químicas y fomentando un equilibrio ecológico duradero. Por otro lado, la visión de salud integral se extiende al sector pecuario, analizando estrategias para el control de moscas en los establos. Este manejo es crucial no solo por el bienestar animal, sino por su impacto directo en la higiene y sanidad de las unidades de producción láctea y cárnica.

A través de estos capítulos, el lector encontrará un compendio de investigaciones y aplicaciones prácticas que demuestran que es posible transitar hacia un modelo de producción orgánica. El objetivo es proporcionar herramientas técnicas y científicas que permitan a productores, académicos y técnicos agrícolas implementar soluciones eficaces, económicamente viables y, sobre todo, respetuosas con el medio ambiente.

Los autores

Prólogo.....	4
Capítulo I.....	6
Control Alternativo de Plagas y Enfermedades del Guayabo en Calvillo, Aguascalientes	6
Capítulo II	23
Manejo de escoba de bruja en <i>Mangifera indica</i> L. con alternativas sustentables	23
Capítulo III.....	46
Control Biológico de Pulgones del Nogal Pecanero	46
Capítulo IV	67
Control Biológico por Conservación de la Mosquita Blanca, <i>Bemisia tabaci</i> (Hemiptera: Aleyrodidae) en Algodonero.....	67
Capítulo V.....	96
Estrategias para el Control de Moscas en los Establos.....	96
Capítulo VI	114
Estudios toxicológicos de plaguicidas piretroides en especies no objeto de control	114
Índice	135
Los compiladores	136

Estudios toxicológicos de plaguicidas piretroides en especies no objeto de control

Toxicological studies of pyrethroid pesticides in non-target species

Recibida em: 13/12/2025

Aprobado em: 07/03/2026

 10.46420/9786585756778cap6

Olga Lidia Rivera Dávila¹ 

Ernesto González Gaona^{2†} 

Karla Vanesa De Lira-Ramos² 

Uriel González Salas³ 

Mario Alberto Miranda Salcedo⁴ 

José Mario Miranda Ramírez⁵ 

Ofelda Peñuelas Rubio⁶ 



¹ Departamento de Biología, Centro Básico, Universidad Autónoma de Aguascalientes. Av. Universidad 940, Ciudad Universitaria, Aguascalientes, Ags. C.P. 20100, México.

² INIFAP, CIRNOC, Campo Experimental Pabellón: Pabellón de Arteaga, Aguascalientes, México. Kilómetro 32.5 Carretera Aguascalientes – Zacatecas, C.P. 20660, Pabellón de Arteaga, Ags.

³ Universidad Juárez del Estado de Durango, Facultad de Agronomía y Zootecnia. Dom. Constitución 404 Sur, Zona Centro. C.P. 34000, Durango, Dgo. México.

⁴ INIFAP, CIRPAC-Campo Experimental Valle de Apatzingán. km 17.5, Carretera Apatzingán-Cuatro Caminos, CP. 60781. Antúnez municipio de Parícu, Michoacán, México.

⁵ Tecnológico Nacional de México / ITS de Apatzingán (ITSA), Departamento de Ingeniería en Innovación Agrícola Sustentable. km 3.5 carretera Apatzingán-Aguililla, C.P. 60710, Apatzingán, Michoacán, México.

⁶ Tecnológico Nacional de México / IT del Valle del Yaqui (ITVY). Av. Tecnológico, Block 611, Valle del Yaqui Bám, Sonora, C.P. 85276, A.P. 197 en Cd. Obregón, Sonora, México

†Autor para correspondencia: eggaona@yahoo.com.mx

RESUMEN

Los piretroides son de los insecticidas más utilizados en el mundo, ya que se asocian con una baja toxicidad para los mamíferos y gran efectividad contra los insectos; sin embargo, sus residuos pueden alcanzar los depósitos de agua a través de escorrentías y afectar a organismos no objeto de control, como los invertebrados de agua dulce que constituyen el zooplancton, fuente de alimento para animales superiores. Se determinó la toxicidad letal, la tasa intrínseca de crecimiento y la bioacumulación de los insecticidas: bifentrina, cipermetrina y deltametrina en dos invertebrados de agua dulce: el cladóceros *Alona guttata* y el rotífero *Lecane papuana*. La extracción se realizó por medio de la técnica de microextracción en fase sólida por inmersión directa (SPME-DI) y la cuantificación se realizó mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría masas (CG/EM). En las pruebas letales, bifentrina fue el insecticida más tóxico para ambas especies con concentraciones de CL50 de $20.15 \times 10^{-3} \text{ mg L}^{-1}$ para *L. papuana* y $6.13 \times 10^{-3} \text{ mg L}^{-1}$ para *A. guttata*, mientras que la cipermetrina fue el compuesto menos tóxico para los dos organismos evaluados, con CL50 de hasta 60.36 mg L^{-1} para el rotífero y de 0.010 mg L^{-1} para el cladóceros. En las pruebas de reducción de la tasa de reproducción, bifentrina fue el insecticida más dañino para el rotífero (0.007 mg L^{-1}) y deltametrina para el cladóceros (0.002 mg L^{-1}). Cipermetrina fue el compuesto que más se bioacumuló en ambas especies, presentando las cargas corporales más elevadas, tanto letales como crónicas, que indica que se requiere mayor cantidad bioacumulada para causar un efecto letal o crónico. Los insecticidas piretroides bifentrina, cipermetrina y deltametrina, representan un peligro para las especies acuáticas *Alona guttata* y *Lecane papuana*, con dosis letales y crónicas relevantes que pueden encontrarse en reservorios de agua después de su aplicación para la protección de cultivos agrícolas.

Palabras clave: *Alona guttata*, *Lecane papuana*, bioacumulación, toxicidad letal, zooplancton.

SUMMARY

Pyrethroids are one the most used insecticides in the world, as they are associated with low toxicity for mammals and highly effective against insects; however, its residues can reach water through runoff and affecting non-target organisms, such as freshwater invertebrates, which constitute zooplankton, a source of food for higher animals. It was determined the lethal toxicity, intrinsic growth rate and bioaccumulation of the pyrethroid insecticides bifenthrin, cypermethrin and deltamethrin in two freshwater invertebrates: the cladoceran *Alona guttata* and the rotifer *Lecane papuana*. The extraction was carried out by means of the solid phase microextraction technique by direct immersion (SPME-DI) and the quantification was carried out by gas chromatography coupled to mass spectrometry (GC/MS). In the lethal tests, bifenthrin was the most toxic insecticide for both species with LC50 concentrations of $20.15 \times 10^{-3} \text{ mg L}^{-1}$ in *L. papuana* and $6.13 \times 10^{-3} \text{ mg L}^{-1}$ in *A. guttata*, and cypermethrin was the least toxic compound for the two organisms evaluated, with LC50 of 60.36 mg L^{-1} for the rotifer and 0.010 mg L^{-1} in the cladoceran. In the reproduction rate reduction tests, bifenthrin was the most toxic insecticide for

the rotifer (0.007 mg L^{-1}) and deltamethrin was the most toxic insecticide for the cladoceran (0.002 mg L^{-1}). Cypermethrin was the compound that bioaccumulated the most in both species, with the higher body burdens, both lethal and chronic, which indicates that a greater bioaccumulated quantity is required to cause a lethal or chronic effect. The pyrethroid insecticides bifenthrin, cypermethrin and deltamethrin represent a danger to the aquatic species *Alona guttata* and *Lecane papuana*, with relevant lethal and chronic doses that can be found in water reservoirs after it applied for the protection of crops.

Index words: *Alona guttata*, *Lecane papuana*, bioaccumulation, zooplankton, lethal toxicity.

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas de síntesis química se consideran una herramienta eficaz para el manejo de plagas (Sharifzadeh et al., 2018); con su uso, se reducen las pérdidas por plagas y se mantiene una alta calidad del producto (Damalas; Eleftherohorinos, 2011). Sin embargo, el uso indiscriminado de estos ha originado efectos colaterales como: a) son tóxicos no solo para las especies objetivo, sino también para las especies no objeto de control, b) algunos insectos han desarrollado resistencia, c) debido a la alta persistencia de los plaguicidas, algunos de ellos se bioacumulan y/o se transfieren a través de las cadenas tróficas (Corcellas et al., 2015; Calderón-Garcidueñas et al., 2018). Además, se ha observado un aumento de la mortalidad y la morbilidad de los seres humanos debido a la exposición a los plaguicidas, especialmente en los países en desarrollo (Wilson; Tisdell, 2001). Actualmente, los piretroides son de los insecticidas más utilizados en todo el mundo, ya que se asocian tradicionalmente con una baja toxicidad para los mamíferos (WHO, 2005). Este tipo de plaguicidas controlan una amplia gama de insectos a tasas mucho más bajas que los insecticidas usados tradicionalmente como los organofosforados y carbamatos (Ensley, 2018).

Los piretroides son altamente hidrófobos, fotosensibles y fácilmente hidrolizables, con tiempos de degradación inferiores a 60 días; no son persistentes en el ambiente y los mamíferos pueden metabolizarlos; además, su movimiento desde el sitio de aplicación a sitios lejanos es limitado, por aire debido a su baja volatilidad y en agua debido a su baja polaridad, y no se lixivian tan fácilmente debido a su adsorción tan fuerte a las partículas de suelo (Zhu et al., 2020). Por todas estas características, los plaguicidas piretroides sustituyeron rápidamente el uso de los insecticidas existentes (organoclorados, organofosforados y carbamatos); sin embargo, los insecticidas piretroides, incluso si se usan de acuerdo con las buenas prácticas agrícolas, también podrían ingresar a las aguas superficiales a través de varias rutas, como rociados, escorrentías y adherencia a los sedimentos en el fondo de los reservorios (Katagi, 2011). Los residuos de algunos compuestos piretroides se han detectado en agua subterránea y superficial (Carlson; Wetzstein, 1993). También, se ha demostrado que la escorrentía superficial facilita el transporte de los insecticidas piretroides a las corrientes superficiales por el movimiento de sedimentos (Bennett et al., 2005). Gan et al. (2005) observaron una persistencia prolongada del piretroide bifentrina en el

sedimento acuoso, con una vida media que varió de 8 a 17 meses a 20 °C, probablemente causada por la fuerte adsorción del plaguicida a la fase sólida.

El uso extensivo de plaguicidas exige un conocimiento profundo de la generación de residuos y su destino (Mestres; Mestres, 1992). La identificación de peligros es un aspecto importante de la evaluación química, pero el riesgo ambiental es un problema fundamental relacionado con la calidad de la salud ambiental y la salud humana. El riesgo ambiental incluye la cantidad de químicos liberados en el ambiente, su destino, transporte, toxicidad y acumulación (Arnot; Gobas, 2006). La toxicidad aguda de los piretroides en los mamíferos es baja (Kranthi et al., 2001); sin embargo, se ha demostrado que los piretroides son extremadamente tóxicos para los organismos acuáticos (Zhou et al., 2019). Muchos efectos adversos ocurren a concentraciones por debajo de 1.0 pg L⁻¹ en invertebrados acuáticos como dáfidos, copépodos y quironómidos, incluidos los efectos sobre la reproducción, el crecimiento y el comportamiento (Bradbury et al., 1987; Anderson, 1989).

Un factor clave para comprender el efecto de los productos químicos en la biota es describir la relación entre las concentraciones en los organismos, en el ambiente y la toxicidad potencial. Los procesos capaces de influir en estas relaciones son los de bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación (Gobas; Morrison, 2000). La evaluación de bioacumulación es importante en la evaluación científica de los riesgos que los productos químicos pueden representar para los humanos y el ambiente (Arnot; Gobas, 2006). La bioacumulación en organismos se describe comúnmente mediante el factor de bioconcentración (BCF), que es la relación entre la concentración en el cuerpo de un organismo y la concentración en el medio que habita (Katagi, 2010). El grado que un contaminante se concentra en un organismo es expresado como el BCF, así, un BCF de 100 significa que el organismo concentra la sustancia química 100 veces más que los medios circundantes (Arunakumara et al., 2007).

En Ecotoxicología, el efecto tóxico de una sustancia química para un organismo generalmente se expresa como concentración efectiva en el medio de exposición externo (EC₅₀, CL₅₀). El concepto de carga corporal letal (LBB por sus siglas en inglés: Lethal Body Burden) o crónica (CBB por sus siglas en inglés: Chronic Body Burden) muestra las ventajas de vincular los efectos tóxicos directamente con la exposición interna. El LBB se define como la concentración de tejido, que causa una respuesta biológica adversa como la muerte o la reducción del crecimiento (McCarty, 1987). La carga corporal crítica representa un parámetro de dosis intrínseca, y se ha demostrado que su aplicación reduce la variación de los datos de toxicidad entre productos químicos, medios y especies (Van der Heijden et al., 2015). Las evaluaciones de riesgo de tóxicos se basan típicamente en la evaluación de las concentraciones de exposición; sin embargo, las concentraciones en el medio son muy variables, y esta variación en la concentración externa es mayor como resultado de las diferencias en la absorción química, la biodisponibilidad y el metabolismo (Van der Heijden et al., 2015), mientras que la carga corporal puede proporcionar una mejor medida integrada del tiempo de exposición a plaguicidas y efectos potenciales (Shahid et al., 2018).

Los insecticidas piretroides son una alternativa menos dañina para el ambiente en comparación con los plaguicidas antes usados (organoclorados, organofosforados) para los organismos no objeto de control expuestos; sin embargo, se conoce de problemas de toxicidad en organismos acuáticos a concentraciones relevantes que pueden encontrarse en ambientes naturales. Por lo tanto, es importante el estudio de los insecticidas piretroides como una alternativa amigable con el ambiente para asegurar su seguridad con organismos no diana que. Los invertebrados dulceacuícolas representan un modelo eficiente de organismos no diana, ecológicamente relevante y sencillo para estudiar la toxicidad de compuestos como los piretroides, ya que se genera información que permite asegurar o no la bondad con el medio ambiente de las estrategias de combate de plagas de importancia agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Laboratorio de Toxicología Acuática de la Universidad Autónoma de Aguascalientes y en el Laboratorio de Sanidad Forestal y Agrícola del Campo Experimental Pabellón del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) en Aguascalientes, México.

Reactivos y Químicos

Plaguicidas. Los insecticidas utilizados fueron estándares de alta pureza: Bifentrina 99.2%, Cipermetrina 98% y Deltametrina 99.9%, todos adquiridos de Sigma-Aldrich (St. Louis, MO, EE. UU.)

Soluciones stock. Se prepararon soluciones madre a partir de los estándares de plaguicidas a 1000 mg L⁻¹, disolviendo la cantidad correspondiente en acetona (JT Baker, Phillipsburg, N. J., EE. UU.), debido a la limitada solubilidad en agua de los compuestos. Cada solución de trabajo se preparó a una concentración de 10 mg L⁻¹ las cuales se utilizaron para enriquecer las muestras en la optimización del procedimiento de extracción, para la validación del estudio y para preparar los estándares de calibración para la curva (1.0 hasta 0.0001 mg L⁻¹ para cada plaguicida). Todos los estándares se mantuvieron a -20 °C antes de su uso.

Cuantificación de plaguicidas. Se determinaron las concentraciones reales de los insecticidas utilizando la técnica de microextracción en fase sólida-inmersión directa (SPME-ID) en las muestras de exposición. En el caso de muestras acuosas (medio EPA) se utilizó el protocolo de Beltrán et al. (2003). La fibra utilizada para la extracción SPME fue la revestida con polidimetilsiloxano y divinilbenceno PDMS/DVB (65 µm) (Supelco, Bellefonte, PA, EE.UU.), con inyección manual. Esta fibra fue seleccionada debido a su mayor afinidad por los plaguicidas analizados en este trabajo según se determinó en estudios previos.

El análisis químico de plaguicidas se realizó en un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas (GC/MS) de Agilent Technologies modelo 7820A, con columna capilar (HP-

5MS, Agilent, (5% -Penil) -metilpolisiloxano; 30 m × 0.25 mm ID × 0.25 µm, EE. UU.). Se utilizó helio (99.99% de pureza) como gas acarreador con un flujo de 1.0 ml min⁻¹, con un detector selectivo de masas (MSD, Agilent Technologies 5975) operado en modo de inyección splitless a 280 °C. La rampa de temperatura del horno utilizada fue: temperatura inicial de 90 °C con un aumento de 30 °C min⁻¹ hasta 265 °C, después un aumento de 2 °C min⁻¹ hasta 276 °C, se mantuvo por 1.0 min. Luego, hubo un aumento de 2 °C min⁻¹ hasta 279 °C, se mantuvo durante 1.0 min; por último, se aumentó 4.0 °C min⁻¹ hasta 290 °C. El tiempo de ejecución total fue de 17.58 min. Finalmente, se añadió un período de post-run de 3.0 min a 300 °C. Las condiciones del detector de masas fueron: temperatura de transferencia en línea a 250 °C. Temperatura de la fuente de iones a 230 °C. La energía del impacto de los electrones fue de 70 eV. El análisis se realizó en el modo SIM (monitoreo de iones seleccionados) para cada plaguicida. Se utilizó un ión objetivo principal y dos iones calificadores como sigue: 181, 165 y 166 para bifentrina; 181, 163 y 209 para cipermetrina; 181, 251 y 253 para deltametrina. La confirmación de la detección correcta se realizó en modo de escaneo completo (utilizando todos los iones) con los estándares correspondientes. Los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) se calcularon como una relación señal/ruido de tres y diez veces, respectivamente.

Ensayos de Toxicidad

Organismos zooplanctónicos. Las especies de *A. guttata* y *L. papuana* se obtuvieron del Laboratorio de Toxicología Acuática de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, México. Todos los organismos se cultivaron en medio sintético EPA (60 mg CaSO₄ · 2H₂O, 60 mg MgSO₄, 96 mg NaHCO₃ y 4 mg KCl por litro) (US EPA, 1985) con dureza entre 70-110 mg L⁻¹ de CaCO₃ a pH 7.5 preparado con agua desionizada (Water Pro PS System Labconco, Co). Los organismos se mantuvieron a 25 ± 2 °C y fotoperiodo 16: 8 (luz: oscuridad) en una cámara bioclimática (Revco Scientific Inc.) y se alimentaron con el alga *Nannochloropsis oculata* (cepa LB2164 de UTEX) cultivado en medio basal de Bold (Nichols, 1973).

Ensayo de toxicidad aguda con el cladócono *Alona guttata*. Inicialmente, se determinó el rango de toxicidad de cada plaguicida. Se analizaron cinco concentraciones y un control negativo (disolvente) para cada tóxico, de la siguiente manera: para bifentrina (0.952, 4.76, 9.52, 14.28 y 16.66 µg L⁻¹), para cipermetrina (4.96, 9.91, 14.87, 19.83 y 24.79 µg L⁻¹) y para deltametrina (0.0117, 0.0585, 0.117, 0.585 y 1.17 µg L⁻¹). Se siguió el protocolo de Osorio-Treviño et al. (2019). Brevemente, la prueba se realizó en placas de poliestireno de 24 pocillos (Costar Co. EE. UU.), transfiriendo 10 neonatos por pocillo de menos de 24 h para las pruebas. Se realizaron diluciones en medio EPA para ajustar cada concentración a un volumen total de 2 ml y el pH se ajustó a 7.5 con KOH (U.S. EPA, 1985). Se realizaron cinco réplicas para cada concentración, y las muestras se incubaron a 25 ± 2 °C durante 48 h y un fotoperiodo de 16: 8 h (luz: oscuridad). La iluminación varió entre 600 y 1,100 luxes. La temperatura se midió con un termómetro digital e higrómetro Avaly Modelo EDT-1-55 (Santa Clara, CA) y la

iluminación se midió con un iluminómetro (Kyoritsu Electrical Instruments, Tokio, Japón). Tanto la iluminación como la temperatura se regularon con una cámara bioclimática Revco Scientific (Asheville, NC, EE. UU.). Los recuentos de mortalidad se realizaron 48 h después.

Ensayo de toxicidad aguda con el rotífero *Lecane papuana*. Se siguió el protocolo de Pérez-Legaspi y Rico-Martínez (2001). Se aisló una cantidad suficiente de huevos partenogenéticos (ya aclimatados a 25 ± 2 °C) en una placa de Petri limpia con medio EPA. Se obtuvieron neonatos de *Lecane papuana* de 12 h; se utilizaron diez neonatos para cada réplica, con cinco réplicas por nivel de tratamiento. Se analizaron cinco concentraciones y un control negativo (solvente) para cada tóxico, de la siguiente manera: para bifentrina (4.97, 14.90, 19.87, 198.7 y 298.06 $\mu\text{g L}^{-1}$), para cipermetrina (34.16, 63.44, 82.96, 97.67 y 146.4 mg L^{-1}) y para deltametrina (9.42, 23.56, 47.12, 94.24 y 235.6 $\mu\text{g L}^{-1}$). Todas las concentraciones se ajustaron a un volumen final de 1 ml con medio EPA. Los organismos de prueba se expusieron a los plaguicidas a 25 ± 2 °C durante 48 h con un fotoperiodo de 16: 8 h (luz: oscuridad), y la iluminación osciló entre 600 y 1.100 luxes en una cámara bioclimática (Revco Scientific, Asheville, NC, EE. UU.). Los recuentos de mortalidad se realizaron 48 h después.

Prueba de toxicidad crónica (inhibición del crecimiento). Para las pruebas de inhibición del crecimiento se utilizaron neonatos de menos de 12 h. Se analizaron cinco concentraciones con seis repeticiones cada una. Los tratamientos consistieron en 1/5, 1/10, 1/50, 1/100 y 1/1000 de sus respectivas CL_{50} . Para este experimento, se colocaron cinco neonatos por pocillo en una placa de poliestireno de 24 pozos en un volumen final de 2 mL. Se añadió el alga verde *Nannochloropsis oculata* como alimento a una concentración final de 1×10^6 células mL^{-1} para *L. papuana* (Pérez-Legaspi y Rico-Martínez, 1998) y 2×10^6 células mL^{-1} para el cladócono *A. guttata* (OCDE, 2012). Las placas se incubaron a 25 ± 2 °C durante 5 días (Hernández-Flores; Rico-Martínez, 2006) para el rotífero y 14 días (Garza-León et al., 2017) para el cladócono; con un fotoperiodo de 16: 8 h (luz: oscuridad) en una cámara bioclimática (Revco Scientific, Asheville, NC, EE. UU.). Al final del período correspondiente para cada prueba se contó el número de organismos. Para el cálculo de la tasa intrínseca de crecimiento, r , se utilizó la siguiente fórmula:

$$r = \frac{\ln Nt - \ln No}{t}$$

Donde $\ln$ es el logaritmo natural, Nt es el número de organismos vivos en el pozo al final de la prueba, No corresponde al número inicial de organismos en el pozo, t es el tiempo de exposición y r corresponde a la tasa intrínseca de crecimiento (McCarty, 1987).

Pruebas de Bioacumulación

Bioacumulación en *Alona guttata*. Dos mil neonatos de *A. guttata* (< 24 h de edad) fueron expuestos a cada insecticida en frascos de vidrio de 20 mL usando medio EPA. Se eligieron dos

concentraciones ambientalmente relevantes ($1/2$ y $1/5$ del valor de LC_{50} para cada insecticida). Las concentraciones de absorción de cada uno de compuestos analizados no excedieron la solubilidad en agua a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$. Los experimentos se realizaron en una cámara bioclimática a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ y un fotoperiodo de 16:8 h (luz: oscuridad). Los recién nacidos se descartaron diariamente. Se utilizó *Nannochloropsis oculata* como alimento a una concentración de 1×10^6 células mL^{-1} , la cual se dejó dos horas diarias para evitar la acumulación de algas y evitar la entrada de compuestos a través de los alimentos (OCDE, 2012). Después de dos horas con las algas en medio EPA, los organismos se colocaron en filtros de membrana de policarbonato (Whatman®) con un tamaño de malla de $18\text{ }\mu\text{m}$, y posteriormente se lavaron cuidadosamente con agua destilada para eliminar las algas y el medio EPA con el plaguicida. Los organismos lavados se colocaron finalmente en medio EPA recién preparado y se ajustaron a la concentración deseada. Las concentraciones se midieron diariamente y se utilizó la media de las concentraciones para calcular los Factores de Bioconcentración (FBC).

Extracción y cuantificación de los insecticidas piretroides en el cladócero *Alona guttata*. Se utilizó el protocolo de Manar et al. (2009) con ligeras modificaciones. Brevemente, se tomaron dos mil individuos, los cuales fueron filtrados y lavados cuidadosamente con agua destilada, secados y homogenizados en un molinillo de vidrio (Potter-Elvehjem) con 1.0 mL de cloroformo/acetona (1:1 v/v) (grado analítico) para extraer los compuestos orgánicos del tejido. El polvo se extrajo usando 5.0 mL de una mezcla de cloroformo/acetona (60:40, v/v) durante 30 min en agitación y centrifugación a 1000 rev min^{-1} durante 10 min. Se recolectó el sobrenadante y se repitió una vez el proceso de extracción. La concentración de cada compuesto en el cladócero se determinó mediante GC/MS. La eficiencia de la extracción y limpieza se determinó agregando concentraciones conocidas del químico de interés a los homogenatos de organismos no expuestos a los plaguicidas. La tasa de recuperación de las extracciones fue siempre superior al 89% para los cinco compuestos en los cuerpos de los cladóceros.

Bioacumulación en *Lecane papuana*. Para las pruebas de toxicidad aguda de 48 h con el rotífero *Lecane papuana*, se determinaron las concentraciones inicial y final de cada compuesto (una concentración baja y una concentración alta). Se realizaron dos réplicas por cada tratamiento. Para calcular el FBC se calculó la cantidad de compuesto acumulado (q) ($\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco) utilizando el método de diferencias de concentración con la fórmula de Volesky y Holan (1995):

$$q = \frac{(C_0 - C_t) V}{W}$$

Donde C_0 es la concentración inicial del compuesto en el medio ($\mu\text{g L}^{-1}$), C_t es la concentración del compuesto en el tiempo " t " ($\mu\text{g L}^{-1}$), V es el volumen total de la muestra (L) y W (g), es el peso seco del rotífero. El BFC se determinó dividiendo la cantidad de compuesto acumulado en el cuerpo (q) por la concentración del compuesto en la solución de exposición.

Entonces, BCF se define como el cociente del compuesto de prueba en el cuerpo del organismo de prueba (OCDE, 2012). Entonces: $BCF = C_B/C_w$. Para calcular la Carga Corporal Letal (LBB) y la Carga Corporal Crónica (CBB) usamos las siguientes fórmulas (McCarty, 1986): $LBB = LC_{50} * BCF$ y $CBB = EC_{50} * BCF$.

Peso seco de las especies zooplanctónicas. Se colocaron dos mil neonatos de *A. guttata* de menos de 24 h de edad en medio EPA y se alimentaron con el alga *Nannochloropsis oculata* a 2×10^6 células mL^{-1} en cámara bioclimática a 25 °C y un fotoperiodo de 16: 8 h (luz: oscuridad). Después de 10 días, 1,000 adultos se lavaron cuidadosamente con agua destilada y se colocaron en un vial de vidrio de 2 mL (previamente pesado). Luego, el vial se secó a 60 °C en un horno durante 24 horas y se dejó enfriar a temperatura ambiente (alrededor de 25 °C), se pesó en una balanza analítica (A&D HR-200, rango: 0.1 mg a 200 g) para determinar el peso seco ($n = 5$). En el caso del rotífero, se aislaron cinco mil hembras no ovígeras de *Lecane papuana* y se trasladaron a placa petri con agua desionizada para lavarlas, y luego se colocaron en un frasco de vidrio previamente pesado con ayuda de micropipetas de plástico. Las muestras se secaron durante 24 h a 60 °C y se dejaron enfriar a temperatura ambiente ($n = 5$). Se procedió a calcular el peso seco de un rotífero individual ($\mu g\ g^{-1}$) para determinar la carga corporal de cada compuesto ($\mu g\ individuo^{-1}$). Para calcular la Carga Corporal Letal (LBB) y la Carga Corporal Crónica (CBB) se usaron las siguientes fórmulas (McCarty, 1986): $LBB = LC_{50} * BCF$ y $CBB = EC_{50} * BCF$.

Análisis Estadístico

Dosis letales. Para el análisis estadístico se empleó el programa Statistica 10.0 (StatSoft, 2004). Los datos de mortalidad en las pruebas de toxicidad aguda se utilizaron para determinar los valores de CL_{50} y CL_{10} (concentración letal donde mueren el 50% y 10% de los organismos, respectivamente) y r^2 se obtuvieron mediante análisis de regresión entre unidades probit y el logaritmo de la concentración de cada insecticida (Finney, 1952). Los valores de concentración de efecto no observado (NOEC) y concentración más baja de efecto observado (LOEC) se determinaron mediante ANOVA de una vía y análisis post-hoc de las medias utilizando Tukey HSD ($p < 0.05$). Los valores de CE_{50} y CE_{10} [concentración donde se observa una reducción del 50% y 10% en el valor de la tasa de crecimiento instantáneo (r), respectivamente] se calcularon mediante regresión lineal entre las concentraciones de cada compuesto de prueba y el valor medio de r .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Validación de Método de Extracción y Cuantificación

El método se validó mediante la determinación de la linealidad, los límites de detección (LOD por sus siglas en inglés: Limit of Detection) y la cuantificación (LOQ por sus siglas en inglés: Limit of Quantification), los porcentajes de recuperación en diferentes niveles de enriquecimiento y la

reproducibilidad (precisión intra-día, CV%). El método mostró linealidad en la calibración ($r^2 \geq 0.98$). Las curvas se realizaron con soluciones estándar de cada plaguicida, utilizando siete concentraciones 1.0, 0.5, 0.1, 0.05, 0.01, 0.005 y 0.001 mg L⁻¹ para los tres plaguicidas (cipermetrina, deltametrina y bifentrina). Se graficó el promedio de la suma del área de los picos (mezcla de isómeros) de cada plaguicida frente a las diferentes concentraciones del mismo. El análisis de regresión para los tres plaguicidas mostró un r^2 aceptable y los límites de detección para cipermetrina y deltametrina fueron de 0.001 mg L⁻¹ y de bifentrina fue 0.0001 mg L⁻¹. Además, se observan los límites de cuantificación de 0.003 para los plaguicidas excepto el de la bifentrina que fue de 0.0003 mg L⁻¹. Los porcentajes de recuperación de los plaguicidas en medio EPA se determinaron en dos concentraciones (medio EPA enriquecido con 0.5 y 0.05 mg L⁻¹; n = 6 para cada insecticida y concentración) los cuales fueron 94.58, 95.04 y 89.23% (n = 12) para bifentrina, cipermetrina y deltametrina, respectivamente, todos ellos con desviaciones estándar menores a 19.77%. El análisis de reproducibilidad (Intra-día) se realizó a las mismas concentraciones utilizadas para los porcentajes de recuperación. Los valores de los coeficientes de variación (CV%) obtenidos de cada plaguicida oscilaron entre 10.12% a 21.24 %.

Toxicidad Letal (48 h) en los Organismos Acuáticos

La utilización de los insecticidas piretroides es una estrategia que conlleva un riesgo ambiental importante ya que, presentan una toxicidad alta para organismos acuáticos con concentraciones letales ambientalmente relevantes ya que pueden encontrarse en reservorios de agua después de una aplicación para el control de plagas de importancia agrícola. En el Tabla 1 se muestran los valores de CL₅₀ de los piretroides evaluados para las dos especies de zooplancton. Para el rotífero *Lecane papuana*, la bifentrina fue el insecticida más tóxico y la cipermetrina el compuesto menos tóxico, siendo la bifentrina 3,018 veces más tóxica que la cipermetrina. Bifentrina también fue el plaguicida más tóxico para el cladóceros *A. guttata*, sin embargo, bifentrina fue sólo 1.12 veces más tóxico que deltametrina y 1.79 veces más tóxico que cipermetrina. Para ambas especies el piretroide menos tóxico fue cipermetrina, siendo 5,537 veces más tóxico para el cladóceros que para el rotífero. Si hacemos una comparación entre las especies evaluadas, se observa que la especie más resistente fue el rotífero *L. papuana* con una CL₅₀ de hasta 60.36 mg L⁻¹ para cipermetrina. El rotífero presenta mayor resistencia a todos los compuestos evaluados con respecto al cladóceros *A. guttata* quien fue más sensible para todos los compuestos evaluados.

Los ecosistemas acuáticos parecen ser especialmente sensibles a estos compuestos (Colin et al., 2016; Clasen et al., 2018); y se contaminan fácilmente a través de la escorrentía. Varias investigaciones han demostrado la presencia de piretroides en aguas de ríos donde la presencia se atribuye a su arrastre aguas abajo (Riaz et al., 2018; Zheng et al., 2016). Akan et al. (2015), reportaron concentraciones de 0.48–0.93 mg L⁻¹, de 0.28–1.14 y de hasta 0.29–1.36 mg L⁻¹ para los piretroides cipermetrina, deltametrina y bifentrina, respectivamente, en agua del río Benue en Nigeria, mientras que Liu et al. (2004) reportaron

concentraciones de bifentrina de $0.22-45.3 \mu\text{g L}^{-1}$ en agua del arroyo San Diego en E.U.A. En ambos estudios las concentraciones fueron muy superiores a las CL_{50} obtenidas en nuestro estudio para ambas especies de zooplancton, lo que demuestra el peligro que estos piretroides representan para la fauna acuática, cantidades que pueden aumentar en temporada de lluvias por el arrastre de piretroides a los reservorios de agua; como lo demostraron Delgado-Moreno et al. (2011) quienes midieron las concentraciones de permetrina en las cuencas costeras del sur de California y cuyos valores fueron 22 veces más altos durante la estación húmeda que los encontrados durante la estación seca. Los piretroides son una especie de insecticidas biomiméticos de alta hidrofobicidad, que cuando se aplican en el medio ambiente son fácilmente adsorbidos por partículas y finalmente acumulados en sedimentos (Qin et al., 2011).

La toxicidad letal de los piretroides en el zooplancton es mayor que la toxicidad en organismos objeto de control (Chernaki-Leffer et al., 2011). Este aumento de la sensibilidad en los organismos acuáticos se debe a varios factores; entre ellos, una mayor sensibilidad de los sitios fisiológicos en los organismos acuáticos. El modo de acción de los piretroides implica la alteración de la permeabilidad iónica de las células neuronales (Clark; Matsumura, 1982), dado que los organismos acuáticos de agua dulce viven en un ambiente extremadamente diluido, los procesos involucrados en el mantenimiento del equilibrio iónico y la osmorregulación son críticos para el mantenimiento de la homeostasis, y una alteración mínima en la permeabilidad de las membranas es fatal para el organismo (Schmidt-Nielsen, 1997). Tales efectos también se han reportado para peces, en los cuales la exposición a piretroides interrumpe las superficies respiratorias y la regulación de iones (Symonik et al., 1989). Por último; el prolongado tiempo de exposición con una mayor superficie de contacto (ambiente acuático) aumentando así la absorción de los piretroides (Tu et al., 2014).

Tabla 1. Toxicidad letal (48 h) de los insecticidas piretroides sobre las dos especies de zooplancton evaluadas.

Especie	Insecticida	CL_{50} (mg L^{-1})		CL_{10} (mg L^{-1})	r^2	LOEC (mg L^{-1})	NOEC (mg L^{-1})	Ecuación
<i>Lecane papuana</i>	Cipermetrina	60.36	c†	42.34	0.86	34.16	<34.16	$y = -7.68 + 7.18x$
	Bifentrina	20.15×10^{-3}	a	8.46×10^{-3}	0.91	4.96×10^{-3}	$<4.96 \times 10^{-3}$	$y = 0.964 + 3.098x$
	Deltametrina	0.109	b	0.053	0.89	0.023	9.4×10^{-3}	$y = 8.497 + 3.764x$
<i>Alona guttata</i>	Cipermetrina	10.99×10^{-3}	b	6.41×10^{-3}	0.84	4.95×10^{-3}	$<4.95 \times 10^{-3}$	$y = 0.149 + 4.627x$
	Bifentrina	6.13×10^{-3}	a	3.79×10^{-3}	0.81	0.95×10^{-3}	$<0.950 \times 10^{-3}$	$y = 1.034 + 4.983x$
	Deltametrina	6.91×10^{-3}	a	2.24×10^{-4}	0.87	5.85×10^{-5}	1.17×10^{-5}	$y = -1.5 + 2.265x$

† Valores con letras distintas para la misma especie indican diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $P \leq 0.05$). CL_{50} y CL_{10} (concentración donde se observa la muerte del 50% y 10% de los organismos, respectivamente) NOEC= Concentración de efecto no observado, LOEC= Concentración más baja donde se observa efecto, r^2 = Coeficiente de determinación para estos resultados. N=5.

Toxicidad en la Tasa de Crecimiento Intrínseco

En cuanto a las pruebas crónicas de inhibición de la tasa de crecimiento (r) (Tabla 2), el piretroide bifentrina fue nuevamente el compuesto más tóxico para *L. papuana* y cipermetrina el compuesto menos tóxico, siendo bifentrina 984 veces más tóxica que cipermetrina y sólo 4.7 veces más tóxica que deltametrina. Para el cladóceros *A. guttata* el piretroide más tóxico fue deltametrina; sin embargo, para este organismo, los valores de toxicidad crónica de los tres plaguicidas estudiados fueron muy similares. Asimismo, haciendo una comparación entre especies, cipermetrina reportó una toxicidad 2,546 veces mayor para el cladóceros que para el rotífero. Como podemos observar, bifentrina presenta una tasa de toxicidad mayor de los tres piretroides evaluados (Tabla 2), tanto en *A. guttata* como en *L. papuana* lo que indica que la toxicidad de bifentrina afecta la reproducción (r) de ambas especies. Si bien, la cipermetrina es el compuesto menos tóxico y al que presentan mayor resistencia los dos organismos evaluados, la resistencia o la baja toxicidad a un compuesto puede tener otras implicaciones, por ejemplo, la asignación significativa de energía a la biotransformación y a procesos de desintoxicación, lo que puede resultar que los organismos sean más sensibles a otros estresores (Werner et al., 2002). Los costos de retener la resistencia pueden limitar la cantidad de energía que un organismo puede asignar al desarrollo y la reproducción, por lo que la tasa de crecimiento intrínseco se verá afectada. Osorio-Treviño et al. (2019) encontraron que *A. guttata* expuesta al piretroide deltametrina disminuyó significativamente las reservas de energía y consecuentemente produjo menos neonatos que los controles no expuestos. La asignación significativa de energía a la desintoxicación (biotransformación y/o eliminación) puede tener un impacto en la reproducción, así la tolerancia al estrés podría potencialmente traducirse en efectos en la población en general.

Tabla 2. Análisis de toxicidad de la tasa de intrínseca de crecimiento (r) entre dos las especies de zooplankton (*Lecane papuana* y *Alona guttata*) expuestas a los tres insecticidas piretroides.

Especie	Insecticida	CE ₅₀ (mg L ⁻¹)		LC95% (mg L ⁻¹)	CE ₁₀ (mg L ⁻¹)	r ²	LOEC (mg L ⁻¹)	NOEC (mg L ⁻¹)
<i>Lecane papuana</i>	Cipermetrina	6.628	c†	5.43 - 7.81	0.479	0.98	5.89 x10 ⁻²	<5.89 x10 ⁻²
	Bifentrina	7.48 x10 ⁻³	a	4.55 x10 ⁻³ - 10.42 x10 ⁻³	1.257 x10 ⁻³	0.9	1.99 x10 ⁻⁵	<1.99 x10 ⁻³
	Deltametrina	0.0338	b	0.019 - 0.058	0.147 x10 ⁻²	0.81	1.02 x10 ⁻⁴	<1.02 x10 ⁻⁴
<i>Alona guttata</i>	Cipermetrina	2.69 x10 ⁻³	a	0.96 x10 ⁻³ - 4.42 x10 ⁻³	3.47 x10 ⁻⁴	0.78	1.08 x10 ⁻⁴	1.08 x10 ⁻⁵
	Bifentrina	2.87 x10 ⁻³	a	0.05 x10 ⁻³ - 5.75 x10 ⁻³	7.09x10 ⁻⁴	0.67	5.76 x10 ⁻⁷	<5.76 x10 ⁻⁷
	Deltametrina	2.47 x10 ⁻³	a	1.408 x10 ⁻³ - 3.53 x10 ⁻³	4.91 x10 ⁻⁴	0.88	8.08 x10 ⁻⁶	<8.08 x10 ⁻⁶

†Valores con letras distintas para la misma especie indican diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $P \leq 0.05$). CE₅₀ y CE₁₀ (concentración donde se observa una reducción del 50% y 10% en el valor de la tasa de crecimiento instantáneo (r), respectivamente) NOEC = Concentración de no efecto observado, LOEC = Concentración de efecto observada más baja, r² = Coeficiente de determinación para estos resultados. LC 95% = Límites de confianza al 95%. N=5.

Bioacumulación

Cuando se compararon las cargas corporales (mg g^{-1}) de los dos organismos evaluados, se determinó que las cargas corporales aumentaron en todos los compuestos a medida que aumentaba la concentración de exposición (Tabla 3 y 4). Cipermetrina fue el piretroide con el factor de bioacumulación (BCF) más alto. Según los criterios de los acuerdos de Canadá y Estocolmo (CS, 2008), los productos químicos orgánicos con $\log K_{ow}$ entre 3.7 y 8.2 o $\text{BCF} \geq 5000$, son potencialmente acumulables; por tanto, los tres piretroides (bifentrina, cipermetrina y deltametrina) a bajas concentraciones, se bioacumularán en el cladócero *Alona guttata*. Asimismo, los tres piretroides evaluados, por los valores observados de BCF, no se bioacumularán en el rotífero a bajas concentraciones. Tu et al. (2014) indican que la bioacumulación depende de la concentración de exposición debido al potencial de cada organismo para regular la concentración interna de cada contaminante.

Los piretroides son compuestos con alta hidrofobicidad y capacidad de bioacumulación (Katagi, 2011); esto se confirma con los valores de bioacumulación (cargas corporales) obtenidos en este trabajo. Cipermetrina presentó valores más altos de BCF en *A. guttata* (Tabla 4), y con cargas corporales letales (LBB) más altas en *L. papuana* (Tabla 3). Los valores de LBB de deltametrina tanto en concentraciones altas como bajas para *A. guttata* (Tabla 4) son los valores más bajos de LBB y muestran cómo una concentración tan baja de deltametrina puede matar a la mitad de la población con una combinación de acumulación/efecto letal. Bifentrina y deltametrina en *L. papuana* muestran valores de LBB y CBB (carga corporal crónica) muy similares a los observados en *A. guttata*. Por otro lado, *L. papuana* expuesta a cipermetrina tiene valores de LBB aproximadamente 2,290 veces más altos que los valores de LBB de deltametrina (Tabla 3), lo que indica que se necesita concentraciones de cipermetrina 2,290 veces mayores que las que se requieren de deltametrina para causar la muerte del rotífero. Esta diferencia podría estar relacionada con la alta tolerancia que mostró el rotífero para cipermetrina en las pruebas letales, en general, el cladócero fue más sensible que el rotífero a todos los compuestos evaluados.

Existen estudios que demuestran que los cladóceros son más sensibles a los piretroides que los rotíferos (Garza-León et al., 2017). Los cladóceros al estar expuestos a sustancias tóxicas reasignan la energía de los lípidos y disminuyen su concentración corporal, resultando en una menor capacidad para bioacumular compuestos lipofílicos como los aquí estudiados (Sancho et al., 2009). Al contrario, los rotíferos presentan una “lórica” gruesa donde los compuestos lipofílicos pueden bioacumularse y así presentar grandes cantidades de cargas corporales sin que produzcan efectos tóxicos (Hernández-Ruiz et al., 2016). Las altas tasas de bioacumulación observadas por el rotífero *L. papuana* puede explicar la resistencia exhibida a los compuestos evaluados, en comparación con las mostradas por el cladócero *A. guttata*. Muggelberg et al. (2017) demostraron que la resistencia a los plaguicidas piretroides mostrada por el anfípodo epibéntico *Hyallela azteca* se debe al potencial de bioacumulación de esta especie cuando se expuso a altas concentraciones del piretroide permetrina; estos autores aseguran que los organismos

resistentes presentan mayor capacidad de acumular compuestos tóxicos, tolerando la exposición a altas concentraciones del tóxico; así los organismos no resistentes sucumbirán a la toxicidad antes de alcanzar cargas corporales elevadas. Los organismos resistentes difieren de los no resistentes con respecto a los procesos toxicocinéticos como son la absorción, la biotransformación y la eliminación; sin embargo, el potencial de bioacumulación es el que confiere la mayor resistencia.

Tabla 3. Cargas corporales, BCF, LBB y CBB en el rotífero *Lecane papuana* expuesto a los tres insecticidas piretroides durante la prueba de toxicidad letal de 48 h.

Plaguicida	Concentración (mg L ⁻¹)	Carga corporal (µg g ⁻¹)	µg individuo ⁻¹	BCF	LBB (µg g ⁻¹ ps)	CBBr (µg g ⁻¹ ps)
Bifentrina	0.018±0.003	26.75± 2.21	1.53x10 ⁻⁵ ±2.01x10 ⁻⁶	1,486.01	29.87	11.13
	0.347±0.048	563.99± 11.32	3.23x10 ⁻⁴ ±1.34x10 ⁻⁵	1,625.32	32.67	12.17
Cipermetrina	35.83±4.607	24,473.78± 67.98	1.40x10 ⁻² ±3.45x10 ⁻³	683.05	41,229.06	4,521.81
	86.12±14.68	47,508.74±87.54	2.72x10 ⁻² ±1.11x10 ⁻³	551.66	33,298.04	3,651.97
Deltametrina	0.237±0.003	41.26±3.65	2.36x10 ⁻⁵ ±1.02x10 ⁻⁶	174.09	18.98	5.90
	0.748±0.024	164.51±8.43	9.41x10 ⁻⁵ ±4.78x10 ⁻⁶	219.93	23.97	7.45

†Valores con letras distintas para la misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $P \leq 0.05$). BCF= Factor de bioconcentración, LBB= Carga corporal letal (LBB), CBBr= Carga corporal crónica. ps= Peso seco. Peso seco de *L. papuana* = $0.572 \pm 0.028 \mu\text{g individuo}^{-1}$ (media $\pm$ DE, N = 5). Para todos los demás valores (media $\pm$ DE, N = 2).

A pesar de la suposición inicial de que los insecticidas piretroides son "ideales" porque no se bioacumulan, por su rápida degradación y porque pueden ser metabolizados por los mamíferos, se ha demostrado bioacumulación en ambientes naturales en varias especies (Aznar-Alemany et al., 2017). En este estudio se observó una alta capacidad de bioacumulación en *A. guttata* con valores de BCF de los tres piretroides superiores a los 5,000. De acuerdo con el criterio de la Convención de Stocolmo (CS, 2008) los compuestos orgánicos con el coeficiente de reparto octanol-agua (Log Kow) entre 3.7 y 8.2 o el $\text{BCF} \geq 5\,000$, son potencialmente acumulativos. De esta forma, los piretroides bifentrina, cipermetrina y deltametrina, a bajas concentraciones (como las evaluadas en este estudio) podrían bioacumularse en el cladócero *Alona guttata*. Además, un alto grado de bioacumulación de piretroides en organismos de un nivel trófico inferior aumenta la probabilidad de transferencia trófica de estos compuestos en la red alimentaria. Muggelberg et al. (2017) demostraron que la permetrina bioacumulada por *H. azteca* resistente fue capaz de transferirse a sus peces depredadores por ingestión. Millow et al. (2015) descubrieron estos compuestos tóxicos en los huevos de aves y concluyeron que este hallazgo es indicativo de bioacumulación y es resultado directo de la transferencia materna a través de la ingesta alimentaria. Barón et al. (2014) analizaron la presencia de piretroides en huevos de aves silvestres del Parque Nacional de Doñana (España), siendo el 93% de estas muestras positivas a insecticidas piretroides; este hallazgo sugiere que estos compuestos son persistentes, bioacumulativos y potencialmente biomagnificantes.

Tabla 4. Cargas corporales, BCF, LBB y CBB de los tres insecticidas piretroides en el cladóceros *Alona guttata*.

Plaguicida		Concentración	Carga corporal		BCF	CBB	
		(mg L ⁻¹)	(µg g ⁻¹)	µg individuo ⁻¹		(µg g ⁻¹ ps)	
Bifentrina	L	0.018±0.003	26.75± 2.21	b†	1.53x10 ⁻⁵ ±2.01x10 ⁻⁶	1,486.01	b†
	H	0.347±0.048	563.99± 11.32		3.23x10 ⁻⁴ ±1.34x10 ⁻⁵	1,625.32	12.17
Cipermetrina	L	35.83±4.607	24,473.78± 67.98	a	1.40x10 ⁻² ±3.45x10 ⁻³	683.05	c
	H	86.12±14.68	47,508.74±87.54		2.72x10 ⁻² ±1.11x10 ⁻³	551.66	3,651.97
Deltametrina	L	0.237±0.003	41.26±3.65	c	2.36x10 ⁻⁵ ±1.02x10 ⁻⁶	174.09	a
	H	0.748±0.024	164.51±8.43		9.41x10 ⁻⁵ ±4.78x10 ⁻⁶	219.93	7.45

†Valores con letras distintas para la misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, P ≤ 0.05). BCF= Factor de bioconcentración, LBB = Carga corporal letal, CBB = Carga corporal crónica, ps = Peso seco. Peso seco de *A. guttata* = 2.058 ± 0.151 µg individuo⁻¹ (media ± una DE, N = 5). L = Concentración baja (CL₅₀/5; media ±DE, N = 2), H = Concentración alta (CL₅₀/2; media ±DE, N = 2).

La bioacumulación está relacionada con la persistencia ambiental de los compuestos (Ernst et al., 2018). Según el Convenio de Estocolmo (CS, 2008), para que un compuesto pueda considerarse potencialmente bioacumulativo debe tener una vida media superior a 2 meses en el agua o superior a 6 meses en el suelo y los sedimentos. Los piretroides tienen baja persistencia ambiental (< 90 días) (Feo et al., 2010); sin embargo, el uso continuo de éstos los hace omnipresentes en el medio ambiente. Rossi et al. (2020) analizaron muestras de agua, sedimento y peces expuestos a bifentrina en un campo de cultivo de arroz; en sus resultados no detectaron bifentrina en las muestras de sedimentos y agua; sin embargo, estuvo presente en todos los peces analizados. Estos resultados muestran la naturaleza biodisponible de estos compuestos y, que a concentraciones muy bajas, la bioacumulación puede ocurrir al tener exposiciones recurrentes a estos compuestos.

CONCLUSIÓN

Los datos de toxicidad demuestran que se pueden esperar efectos tóxicos agudos como la muerte y crónicos como la inhibición de la tasa de reproducción de los insecticidas piretroides: bifentrina, deltametrina y cipermetrina en los dos organismos no objeto de control (las especies zooplactónicas, el rotífero *L. papuana* y el cladóceros *A. guttata*) a concentraciones relevantes encontradas en ambientes acuáticos naturales. También se demostró la alta capacidad de bioacumulación de los piretroides en las especies acuáticas evaluadas; las cuales, en ambientes naturales, estarían potencialmente accesibles para su transferencia dentro de la cadena alimenticia. El piretroide bifentrina presentó mayor toxicidad, tanto letal como crónica de los tres compuestos evaluados, mientras que cipermetrina presenta la menor toxicidad para los organismos acuáticos aquí evaluados; sin embargo, esta menor toxicidad se debe a la gran capacidad de este compuesto para bioacumularse en los organismos, esta característica puede representar un peligro para organismos superiores de las cadenas tróficas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Doctor Roberto Rico-Martínez por las cepas de zooplancton y algas donadas y al Doctor Guillermo Sánchez Martínez por las facilidades en el uso de cromatógrafo de gases del Laboratorio de Sanidad Vegetal del INIFAP, Aguascalientes.

LITERATURA CITADA

- Akan, J. C., Battah, N., Waziri, M., & Mahmud, M. M. (2015). Organochlorine, organophosphorus and pyrethroid pesticides residues in water and sediment samples from River Benue in Vinikilang, Yola, Adamawa state, Nigeria using gas Chromatography-Mass Spectrometry equipped with Electron Capture Detector. *Am. J. Environ. Sci.* 3, 164-173. <https://doi:10.12691/env-3-5-2>.
- Anderson, R. L. (1989). Toxicity of synthetic pyrethroids to freshwater invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.* 8, 403-410. doi:10.1002/etc.5620080506.
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14, 257-297. <https://doi:10.1139/a06-005>.
- Arunakumara, K. K. I. U., Xuecheng, Z., & Song, X. (2007). Comparative study on bioaccumulation of lead and cadmium by the cyanobacterium *Synechocystis* sp. PCC 6803 under laboratory conditions. *Cienc. Mar.* 33, 271-280.
- Aznar-Alemany, Ò., Giménez, J., de Stephanis, R., Eljarrat, E., & Barceló, D. (2017). Insecticide pyrethroids in liver of striped dolphin from the Mediterranean Sea. *Environ. Pollut.* 225, 346-353. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.060>.
- Barón, E., Manez, M., & Andreu, A. C. (2014). Bioaccumulation and biomagnification of emerging and classical flame retardants in bird eggs of 14 species from Doñana natural space and surrounding areas (South-Western Spain). *Environ. Int.* 68, 118-126. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.013>
- Beltrán, J., Peruga, A., Pitarch, E., López, F. J., Hernández, F. (2003). Application of solid-phase microextraction for the determination of pyrethroid residues in vegetable samples by GC-MS. *Anal. Bioanal. Chem.* 376, 502-511. <https://doi:10.1007/s00216-003-1916-z>.
- Bennett, E. R., Moore, M. T., Cooper, C. M., Smith, S., Shields, F. D., Drouillard, K. G., & Schulz, R. (2005). Vegetated agricultural drainage ditches for the mitigation of pyrethroid-associated runoff. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(9), 2121-2127.
- Bradbury, S. P., Symonik, D. M., Coats, J. R., & Atchison, G. J. (1987). Toxicity of fenvalerate and its constituent isomers to the fathead minnow, *Pimephales promelas*, and bluegill, *Lepomis macrochirus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 38(5), 727-735.

- Calderón-Garcidueñas, A. L., Waliszewski, S. M., Ruiz-Ramos, R., & Martinez-Valenzuela, M. (2018). Time trend tendency (1988-2014 years) of organochlorine pesticide levels in the adipose tissue of Veracruz inhabitants. *Environ. Monit. Assess.* 190, 206. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6581-y>.
- Carlson, G. A., & Wetzstein, M. E. (1993). Firm decisions and behavior in pest management on a regional level. In 'Agricultural and environmental resource economics' (Eds G. A. Carlson, D. Zilberman, J. A. Miranowski), pp. 273-288.
- Chernaki-Leffer, A. M., Sosa-Gómez, D. R., Almeida, L. M., & Lopes, I. D. O. N. (2011). Susceptibility of *Alphitobius diaperinus* (Panzer) (Coleoptera, Tenebrionidae) to cypermethrin, dichlorvos and triflumuron in southern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 55, 125-128. <https://doi.org/10.1590/S008556262011000100020>.
- Clark, J. M., & Matsumura, F. (1982). Two different types of inhibitory effects of pyrethroids on nerve Ca-and Ca+ Mg-ATPase activity in the squid, *Loligo pealei*. *Pestic. Biochem. Physiol.* 18, 180-190. [https://doi.org/10.1016/0048-575\(82\)90104-3](https://doi.org/10.1016/0048-575(82)90104-3).
- Clasen, B., Loro, V., Murussi, C. R., Tiecher, T., Moraes, B., & Zanella, R. (2018). Bioaccumulation and oxidative stress caused by pesticides in *Cyprinus carpio* reared in a rice-fish system. *Sci. Total Environ.* 626, 737-743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.154>
- Colin, N., Porte, C., Fernades, C., Barata, C., Padrós, F., Carrassón, M., Monroy, M., Cano-Rocabayera, O., Sostoa, A., Piña, A., & Maceda-Veiga, A. (2016). Ecological relevance of biomarkers in monitoring studies of macro-invertebrates and fish in Mediterranean rivers. *Sci. Total. Environ.* 540, 307-323. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.099>.
- Corcellas, C., Eljarrat, E., & Barceló, D. (2015) First report of pyrethroid bioaccumulation in wild river fish: a case study in Iberian river basins (Spain). *Environ Int* 75:110–116. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.007>
- CS (2008). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. <http://chm.pops.int/>. (Fecha de consulta: 05 de Agosto 2019).
- Damalas, C. A., & Eleftherohorinos, I. G. (2011). Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 8, 1402-1419. <https://doi.org/10.3390/ijerph8051402>
- Delgado-Moreno, L., Lin, K., Veiga-Nascimento, R., & Gan, J. (2011). Occurrence and toxicity of three classes of insecticides in water and sediment in two southern California coastal watersheds. *J. Agric. Food Chem.* 59, 9448-9456. <https://doi.org/10.1021/jf202049s>.
- Ensley, S. M. (2018). Pyrethrins and pyrethroids. In *Veterinary toxicology*, Academic Press, pp. 515-520. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811410-0.00039-8>.
- Ernst, F., Alonso, B., Colazzo, M., Pareja, L., Cesio, V., Pereira, A., Márquez, A., Errico, E., Segura, A., Heinzen, H., & Pérez-Parada, A. (2018). Occurrence of pesticide residues in fish from South American rainfed agroecosystems. *Sci. Total Environ.* 631/632, 169-179. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.320>.

- Feo, M. L., Ginebreda, A., Eljarrat, E., & Barceló, D. (2010). Presence of pyrethroid pesticides in water and sediments of Ebro River Delta. *J. Hydrol.* 393, 156—162. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.08.012
- Finney, D. J. (1952). *Probit analysis: a statistical treatment of the sigmoid response curve*. 2nd ed. Cambridge University Press, New York, pp 318. <https://doi.org/10.1002/jps.3030411125>.
- Gan, J., Lee, S. J., Liu, W. P., Haver, D. L., & Kabashima, J. N. (2005). Distribution and Persistence of Pyrethroids in Runoff Sediments. *J. Environ. Qual.* 34, 836–841. doi:10.2134/jeq2004.0240.
- Garza-León, C. V., Arzate-Cárdenas, M. A., & Rico-Martínez, R. (2017). Toxicity evaluation of cypermethrin, glyphosate, and malathion, on two indigenous zooplanktonic species. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 18123–18134. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9454-y>.
- Gobas, F. A. P. C., & Morrison, H. A. (2000). Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. *In: Boethling, R.S., Mackay, D. (Eds.), Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals: Environmental and Health S.B. Gewurtz et al./Chemosphere* 63 (2006) 1328-1341 1339 Sciences. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, pp. 189-231.
- Hernández-Flores, S., & Rico-Martínez, R. (2006). Study of the effects of Pb and hg toxicity using a chronic toxicity reproductive 5-day test with the freshwater rotifer *Lecane quadridentata*. *Environ. Toxicol.* 21, 533-540. <https://doi.org/10.1002/tox.20218>.
- Hernández-Ruiz, E., Alvarado-Flores, J., Rubio-Franchini, I., Ventura-Juárez, J., & Rico-Martínez, R. (2016). Adverse effects and bioconcentration of chromium in two freshwater rotifer species. *Chemosphere.* 158, 107-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.067>.
- Katagi, T. (2010). Bioconcentration, Bioaccumulation, and Metabolism of Pesticides in Aquatic Organisms. *In: Whitacre D. (eds) Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology (Continuation of Residue Reviews)*, vol 204. Springer, New York, NY, pp. 1-132. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-1440-8_1.
- Katagi, T. (2011). Environmental Behavior of Synthetic Pyrethroids. In *Pyrethroids. Topics in Current Chemistry*. Vol 314, Springer, Berlin, Heidelberg, pp 167-202. https://doi.org/10.1007/128_2011_255.
- Kranthi, K. R, Jadhav, D., Wanjari, R., Kranthi, S., & Russell, D. (2001). Pyrethroid resistance and mechanisms of resistance in field strains of *Helicoverpa armigera* (Lepidoptera: Noctuidae). *Journal of Economic Entomology.* 94, 253-263.
- Liu, W., Gan, J. J., Lee, S., & Kabashima, J. N. (2004). Phase distribution of synthetic pyrethroid in runoff and stream water. *Environ. Toxicol. Chem.* 23, 7-11. <https://doi.org/10.1897/03-183>.
- Manar, R., Bessi, H., & Vasseur, P. (2009). Reproductive effects and bioaccumulation of chlordane in *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 28, 2150-2159. <https://doi.org/10.1897/08-564.1>.
- McCarty, L. S. (1986). The relationship between aquatic toxicity QSARs and bioconcentration for some organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 5, 1071-1080. <https://doi.org/10.1002/etc.5620051207>.

- McCarty, L. S. (1987). Relationship between toxicity and bioconcentration for some organic chemicals. I. Examination of the relationship. *In*: Kaiser K. L. E. (eds) QSAR in environmental Toxicology-II. Springer, Dordrecht, pp. 207-220. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3937-0_16.
- Mestres, R., & Mestres, G. (1992). Deltamethrin: Uses and Environmental Safety. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 1-18. doi:10.1007/978-1-4612-2864-6_1.
- Millow, C. J, Mackintosh, S. A, Lewison, R. L, Dodder, N. G, & Hoh, E. (2015). Identifying Bioaccumulative Halogenated Organic Compounds Using a Nontargeted Analytical Approach: Seabirds as Sentinels. *PLoS ONE*. 10, e0127205. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127205>
- Muggelberg, L. L., Hartz, K. E. H., Natile, S. A., Harwood, A. D., Heim, J. R., Derby, A. P., & Lydy, M. J. (2017). Do pyrethroid-resistant *Hyalella Azteca* have greater bioaccumulation potential compared to non-resistant populations? Implications for bioaccumulation in fish. *Environ. Pollut.* 220, 375-382. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.073>.
- Nichols, H.W. (1973). Growth media-freshwater. *In*: Stein, J.R. (Ed.), Handbook of Physiological Methods II. Cambridge University Press, New York, pp. 7-24.
- OECD (2012). Test No. 211: *Daphnia magna* Reproduction Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264185203-en>.
- Osorio-Treviño, O. C., Arzate-Cárdenas M. A., & Rico-Martínez, R. (2019). Energy budget in *Alona guttata* (Chydoridae: Aloninae) and toxicant-induced alterations. *J. Environ. Sci. Health A*. 54, 398-929. <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1558901>.
- Perez-Legaspi, I. A., & Rico-Martínez, R. (2001). Acute toxicity tests on three species of the genus *Lecane* (Rotifera: Monogononta). *Hydrobiologia* 446, 375-381. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1017531712808>.
- Qin, W. X., Yan, D. Y., Wang, C. G., & Xu, S. H. (2011). Research on the fate and biological effects of pyrethroids in sediment. *Soils*, 43, 703-709.
- Riaz, G., Tabinda, A. B., Kashif, M., Yasar, A., Mahmood, A., Rasheed, R., & Mahfooz, Y. (2018). Monitoring and spatiotemporal variations of pyrethroid insecticides in surface, water, sediment, and fish of the river Chenab Pakistan. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 22584-22597. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1963-9>.
- Rossi, A. S., Fantón, N., Michlig, M. P., Repetti, M. R., & Cazenave, J. (2020). Fish inhabiting rice fields: Bioaccumulation, oxidative stress and neurotoxic effects after pesticides application. *Ecol. Indic.* 113, 106186. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106186
- Sancho, E., Villarroel, M. J., Andreu, E., & Ferrando, M. D. (2009). Disturbances in Energy Metabolism of *Daphnia magna* after Exposure to Tebuconazole. *Chemosphere*. 74, 1171-1178. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.076>.
- Schmidt-Nielsen, K. (1997). Animal physiology: adaptation and environment. Cambridge University Press, p. 301.

- Shahid, N., Becker, J. M., Krauss, M., Brack, W., & Liess, M. (2018). Pesticide Body Burden of the Crustacean *Gammarus pulex* as a Measure of Toxic Pressure in Agricultural Streams. *Environ. Sci. Technol.* 52, 7823-7832. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01751>.
- Sharifzadeh, M. S., Abdollahzadeh, G., Damalas, C. A., & Rezaei, R. (2018). Farmers criteria for pesticide selection and use in the pest control process. *Agriculture*. 8, 24. <https://doi.org/10.3390/agriculture8020024>.
- StatSoft, Inc, 2004. STATISTICA (Data Analysis Software System) version 5. <https://www.statsoft.com>.
- Symonik, D. M., Coats, J. R., Bradbury, S. P., Atchison, G. J., & Clark, J. M. (1989). Effect of fenvalerate on metabolic ion dynamics in the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 42, 821-828. <https://doi.org/10.1007/BF0170162>.
- Tu, W., Lu, B., Niu, L., Xu, C., Lin, C., & Liu, W. (2014). Dynamics of uptake and elimination of pyrethroid insecticides in zebrafish (*Danio rerio*) eleutheroembryos. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 107, 186-191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.05.013>.
- US EPA (Environmental Protection Agency) (1985). DRASTIC: A Standard System for Evaluating Groundwater Potential Using Hydrogeological Settings. Ada, Oklahoma WA/EPA Series. <https://www.scrip.org/reference/referencespapers?referenceid=2954024> (Fecha de consulta: 01 de Agosto 2020).
- Van der Heijden, S. A., Hermens, J. L., Sinnige, T. L., Mayer, P., Gilbert, D., & Jonker, M. T. (2015). Determining high-quality critical body residues for multiple species and chemicals by applying improved experimental design and data interpretation concepts. *Environ. Sci. Technol.* 49, 1879–1887. <https://doi.org/10.1021/es505078r>
- Volesky, B., Holan, Z. R. (1995). Biosorption of heavy metals. *Biotechnol. Prog.* 11, 235–250. <https://doi.org/10.1021/bp00033a001>.
- Werner, I., Deanovic, L. A., Hinton, D. E., Henderson, J. D., De Oliveira, G. H., Wilson, B. W., & Zalom, F. G. (2002). Toxicity of stormwater runoff after dormant spray application of diazinon and esfenvalerate (Asana®) in a French prune orchard, Glenn County, California, USA. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 68, 29-36.
- WHO (2005). Safety of pyrethroids for public health use (No. WHO/CDS/WHOPES/GCDPP/2005.10). Geneva: World Health Organization.
- Wilson, C., & Tisdell, C. (2001). Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. *Ecol. Econ.* 39, 449-462.
- Zheng, S., Chen, B., Qiu, X., Chen, M., Ma, Z., & Yu, X. (2016). Distribution and risk assessment of 82 pesticides in Jiulong River and estuary in South China. *Chemosphere*. 144, 1177-1192. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.050>.

- Zhou, J., Kang, H. M., Lee, Y. H., Jeong, C. B., Park, J. C., & Lee, J. S. (2019). Adverse effects of a synthetic pyrethroid insecticide cypermethrin on life parameters and antioxidant responses in the marine copepods *Paracyclops nana* and *Tigriopus japonicus*. Chemosphere. 217, 383-392. <https://doi:10.1016/j.chemosphere.2018.10.217>.
- Zhu, Q., Yang, Y., Zhong, Y., Lao, Z., O'Neill, P., Hong, D., & Zhao, S. (2020). Synthesis, insecticidal activity, resistance, photodegradation and toxicity of pyrethroids (A review). Chemosphere. 254, 126779. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126779>.

A

áfidos, 49, 53, 55, 56, 58, 59, 60, 61, 62, 64
 Algodonero, 70, 72, 89, 98
Alona guttata, 118, 122, 123, 124, 127, 128, 129, 130, 131

B

Bemisia tabaci, 70, 71, 73, 74, 87, 88
 Bioacumulación, 123, 124, 128

C

Conotrachelus dimidiatus, 7, 8, 9, 10
 Conservación, 70
 Control Biológico, 48, 70
Cyclocephala lunulata, 7, 8, 11, 12

E

escoba de bruja, 24, 37, 38, 39
 Establos, 99

G

guayaba, 7, 8, 9, 10, 11, 15, 16, 17

H

Haematobia irritans, 99, 100, 102, 103, 104

L

Lecane papuanna, 118

M

Mangifera indica, 24, 26
 Mango, 24, 28, 38, 39
Meloidogyne incognita, 7, 14
 Moscas, 99, 102, 105
 Mosquita Blanca, 70, 71
Musca domestica, 99, 100, 102, 103, 105

N

Nogal, 48, 51, 53, 54
 nuez, 49, 50, 58

P

Pestalotiopsis clavispora, 7
 plaguicidas, 117, 119, 120, 121, 123, 124, 125, 127, 129

S

Stomosys calcitrans, 99, 100, 102

T

toxicidad letal, 118, 127, 130

Z

zooplancton, 118, 126, 127, 128, 132

Los compiladores



Dr. Ernesto González Gaona

Investigador Titular del Programa de Sanidad Forestal y Agrícola del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, adscrito al Campo Experimental Pabellón en Aguascalientes desde 1984, Miembro del SNII Nivel 1. Líneas de Investigación: Manejo orgánico biológico de plagas y enfermedades en Guayaba, Nopal, Vid, Maíz, así como plagas forestales con énfasis en defoliadores de la familia Diprionidae.



Dr. Ignacio Orona Castillo

Profesor Investigador de Tiempo Exclusivo de la Universidad Juárez del Estado de Durango, adscrito a la Facultad de Agricultura y Zootecnia, ubicada en el ejido Venecia, Gómez Palacio Durango desde 2006. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores Nivel I. Líneas de Investigación: Economía de los Recursos Naturales y Comercialización de Productos Agropecuarios.



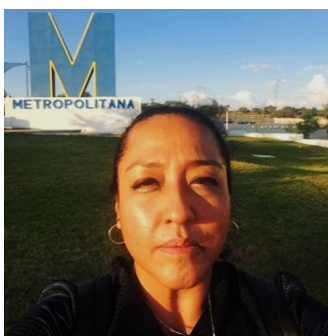
Dr. Urbano Nava Camberos

Profesor Investigador de tiempo completo de la Universidad Juárez del Estado de Durango, adscrito a la Facultad de Agronomía y Zootecnia, ubicada en el ejido Venecia, Gómez Palacio, Durango. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores Nivel II. Líneas de investigación: Manejo Integrado de Plagas en cultivos forrajeros, hortícolas, frutícolas y algodónero.



Dr. Manuel Fortis Hernández

Profesor-Investigador en el Tecnológico Nacional de México, Campus Instituto Tecnológico de Torreón, en Torreón, Coahuila desde el año 1992. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores Nivel I. Líneas de investigación: Manejo sustentable de los recursos agronómicos y agricultura protegida.



Dra. Lucila Perales-Aguilar

Profesora Investigadora de tiempo parcial del Instituto Tecnológico de Pabellón de Arteaga (ITPABE) y de la Universidad Tecnológica Metropolitana de Aguascalientes (UTMA). Miembro activo de la Red Internacional de Biotecnología y Estrategias Innovadoras para la Seguridad Alimentaria Global (BioSeguraNet). Líneas de investigación sobre Biotecnología Agropecuaria y desarrollo de tecnologías amigables con el ambiente, para la conservación de la biodiversidad y el manejo ecológico de plagas y enfermedades.

Ante los desafíos críticos de la seguridad alimentaria y la degradación ambiental, esta obra reúne estrategias avanzadas para una gestión sostenible y orgánica como alternativa a la dependencia de agroquímicos sintéticos. Mediante estudios de caso que abarcan desde el control de la escoba de bruja en el cultivo de mango y las plagas en los huertos de guayaba, hasta el control biológico mediante la conservación de la mosca blanca en el algodón y la gestión sanitaria en el sector ganadero, el libro demuestra la viabilidad de sistemas agrícolas resilientes. Con una sólida base técnica y científica, el texto ofrece a productores, académicos y técnicos herramientas prácticas para la transición hacia un modelo de producción que equilibre la productividad, la viabilidad económica y el respeto esencial por la integridad de los ecosistemas.



Pantanal Editora

Rua Abaete, 83, Sala B, Centro. CEP: 78690-000

Nova Xavantina – Mato Grosso – Brasil

Telefone (66) 9608-6133 (Whatsapp)

<https://www.editorapantanal.com.br>

contato@editorapantanal.com.br