

**TOXICIDAD AGUDA DEL HERBICIDA PARAQUAT EN
Oreochromis niloticus (CICHLIDAE) Y *Macrobrachium olfersii*
(PALAEMONIDAE)****Paraquat's herbicide acute toxicity in *Oreochromis niloticus*
(Cichlidae) and *Macrobrachium olfersii* (Palaemonidae)**David Gil Díaz¹, Gabycarmen Navarrete Rodríguez¹, María del Refugio Castañeda Chávez¹*, Itzel Galaviz Villa¹, Cinthya Alejandra Sosa Villalobos¹¹Tecnológico Nacional de México/Instituto tecnológico de Boca del Río, km 12 carretera Veracruz-Cordoba, Boca del Río, México.

*For correspondence: mariacastaneda@bdelrio.tecnm.mx

Received: 29th January 2020, Returned for revision: 10th June 2020, Accepted: 21st August 2020.

Associate Editor: Michael Ahrens.

Citation/Citar este artículo como: Gil Díaz D, Navarrete Rodriguez G, Castañeda Chávez MR, Galaviz Villa I, Sosa Villalobos C. Toxicidad aguda del herbicida paraquat en *Oreochromis niloticus* (Cichlidae) y *Macrobrachium olfersii* (Palaemonidae). Acta Biol Colomb. 2021;26(2):178-185. Doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v26n2.84792>**RESUMEN**

El Paraquat es un herbicida utilizado en la actividad agropecuaria para controlar hierbas, su modo de acción es por medio de contacto y no selectivo. Debido a su alta solubilidad en agua y baja volatilidad representa un riesgo potencial para organismos acuáticos, principalmente los que son cultivados con aguas superficiales que reciben impacto de la actividad agrícola. La tilapia *Oreochromis niloticus* y el langostino *Macrobrachium olfersii* son organismos de importancia comercial para la industria acuícola del estado de Veracruz, México. El objetivo de este estudio fue determinar la Concentración Letal Media (CL₅₀) del herbicida Dasurquat® (ingrediente activo Paraquat) a través de un bioensayo de toxicidad aguda (96 horas). Se utilizaron como especímenes de prueba a juveniles de tilapia *O. niloticus* (peso promedio = 10 mg, longitud total= 8,75 mm) y otro el ensayo fue con poslarvas de langostino *M. olfersii* (peso promedio = 5 mg, longitud total= 5,72 mm). Se emplearon cinco concentraciones (5, 10, 20, 40 y 80 µl L⁻¹ para el bioensayo con juveniles de tilapia; para el bioensayo con poslarvas de langostino las concentraciones fueron 0,1, 0,2, 0,5, 0,7 y 1 µl L⁻¹). El diseño experimental consideró un control negativo, con dos repeticiones y dos réplicas por cada tratamiento. El análisis de datos se realizó con el método Probit para determinar la CL50 a 96 horas, se obtuvo un valor para juveniles de *O. niloticus* de 17,49 µl L⁻¹ con intervalo de confianza (95 %) con límite inferior de 13,75 µl L⁻¹ y límite superior 22,25 µl L⁻¹, para las larvas de *M. olfersii* se obtuvo un valor de 0,31 µl L⁻¹ con intervalo de confianza (95 %) con límite inferior de 0,26 µl L⁻¹ y límite superior 0,35 µl L⁻¹. El análisis de varianza demostró que no existió diferencia estadística significativa ($p > 0.05$) entre las réplicas de los tratamientos. Se concluye que es necesario continuar con estudios para evaluar su toxicidad en organismos acuáticos debido al amplio uso de este herbicida en la actividad agropecuaria, y determinar su riesgo para otras actividades productivas además de la acuícola.

Palabras clave: CL₅₀, ecotoxicología, riesgo, pesticidas.**ABSTRACT**

Paraquat is an herbicide used in the agricultural industry for weed and undergrowth control, its mode of action is by contact and non-selective. Due to its high-water solubility and low volatility, it represents a potential risk for non-target organisms. *Oreochromis niloticus* tilapia and the prawn *Macrobrachium olfersii* are important commercial species for Veracruz's aquaculture industry. The objective of this study was to determine the Mean Lethal Concentration (LC₅₀) of the herbicide Dasurquat® (active ingredient Paraquat) through an acute toxicity bioassay (96 hours). Juvenile *O. niloticus* (average weight = 10 mg, total length = 8.75 mm) and juvenile *M. olfersii* postlarvae (average weight = 5 mg, total length = 5.72mm) were used as test specimens. Five herbicide concentrations (5, 10, 20, 40 and 80 µl/L for tilapia and 0.1, 0.2, 0.5, 0.7 y 1 µl/L for prawn) were applied. The experimental design considered a negative control, with two replications and two replicates for each treatment. Probit analysis determined that the LC50 at 96 hours for *O. niloticus* was 17.49 µl L⁻¹, with a lower 95 % confidence limit of 13.75 µl L⁻¹ and an upper limit of 22.25 µl L⁻¹, whereas for *M. olfersii* the LC₅₀ at 96 hours was 0.31 µl L⁻¹, with a lower 95 % confidence limit of 0.26 µl L⁻¹ and an upper limit of 0.35 µl L⁻¹. The analysis of variance

showed that there was no significant statistical difference ($p > 0.05$) between the replicates of the treatments. It is concluded that it is necessary to continue evaluating its toxicity in aquatic organisms due to the wide use of this herbicide in Veracruz's agricultural activity, to determine its potential risk to other activities.

Keywords: LC₅₀, ecotoxicology, risk, pesticides.

INTRODUCCIÓN

El paraquat (1,1-dimetil-4,4-bipiridilo) es un herbicida que pertenece al grupo de los bipiridilos. Este compuesto controla un amplio número de hierbas postemergentes (Bromilow, 2004). El uso extensivo de este herbicida se asocia con su bajo costo en el mercado y su rápida acción en el control de hierbas y malezas, por lo que es uno de los compuestos más usados a nivel mundial, junto con el glifosato (Hernández y Hansen, 2011; Ortíz, 2013; Bajwa, 2014). Esto contribuye en gran medida a su inadecuado uso y manejo y, como consecuencia, a su elevada distribución en el ambiente, lo cual causa la contaminación del suelo y del agua (Gómez, 2005; García y Rodríguez, 2012; Camacho *et al.*, 2017). En México se distribuyen cerca de 36 marcas comerciales que contienen porcentajes del ingrediente activo del paraquat, con un rango del 25 % hasta el 44,9 % (INECC, 2019). Sin embargo, son escasas las investigaciones sobre este tipo de compuestos en la actividad agropecuaria del país y particularmente del herbicida paraquat. Esto contrasta con la relevancia que el paraquat tiene por su alta toxicidad y los efectos que causa a la salud pública y al medio ambiente. Se considera que su comercialización se ha realizado desde hace 60 años (Bauer *et al.*, 1995; Gagneten, 2002; Martínez *et al.*, 2004; PANANP, 2011).

Existen argumentos contradictorios con respecto a la movilidad del paraquat en suelo. Algunos trabajos reportan que este herbicida es altamente persistente y se inactiva por completo al entrar en contacto con el suelo, en donde puede almacenarse (Saha, 2004). En otras investigaciones se ha indicado que este herbicida tiene una alta solubilidad en el agua, así como una alta afinidad con la materia orgánica, lo que contribuye a que este compuesto tenga una movilidad restringida en el suelo. Dicha movilidad del herbicida ocurre a través de las escorrentías de los ríos y su infiltración hacia los cuerpos acuáticos cercanos (Salazar, 2011; Salazar, 2013; Arellano *et al.*, 2017; Veríssimo *et al.*, 2018). Se afectan así otras actividades económicas que dependen de aguas superficiales de calidad, en las cuales no se ha utilizado este tipo de compuestos, tales como la acuicultura, en la que se cultivan diferentes especies de interés comercial. Además de los efectos de tipo ecológico derivados del uso extensivo de este herbicida, como la toxicidad subletal y la crónica, se puede presentar la mortalidad de especies no objetivo.

En distintas regiones del Estado de Veracruz se cuenta con granjas acuícolas (SAGARPA, 2008). Desde la década de los 70 se ha impulsado a esta actividad que representa una alternativa económica para muchas familias (Zetina *et al.*, 2006), la cual ha contribuido al mejoramiento de su

nivel de vida. Sin embargo, también trae consigo diversas problemáticas de tipo productivo, socioeconómico y ambiental, que la vuelven una actividad vulnerable a factores externos. De las especies cultivadas en la acuicultura se destacan la tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), también conocida como mojarra, la cual genera los mayores volúmenes de producción (Avilés y Vásquez, 2006), y los langostinos como *Macrobrachium olfersii* (Wiegmann, 1836). Estos organismos representan un importante rol ecológico en los ciclos de energía y nutrientes de los hábitats acuáticos (García *et al.*, 2013). A pesar de esto, en muchas ocasiones se carece de planes de manejo eficientes, lo que dificulta controlar los riesgos potenciales a los que se encuentran expuestos dichos organismos, como el vertimiento de aguas contaminadas dentro de los sistemas de producción. Aunque las especies antes mencionadas tienen importancia económica en México, no hay reportes publicados particularmente sobre evaluaciones de toxicidad aguda del Dasurquat® (con paraquat como ingrediente activo, manufacturado por la Distribuidora de Agroquímicos del Surestes de la república S.A DE CV®, TABASCO, MÉXICO), ni para la tilapia *O. niloticus*, ni para los langostinos *M. olfersii*. Se sabe que el análisis toxicológico ha sido poco abordado para los herbicidas de uso en México, lo cual resalta la necesidad de conocer los efectos tóxicos de compuestos como el paraquat en sus formas comerciales, ya que son estas, y no el ingrediente activo por sí solo, las que están disponibles en el ambiente y que pueden afectar a otros organismos. El objetivo del presente trabajo fue determinar la concentración letal media (CL₅₀) del herbicida Dasurquat® con bioensayos de toxicidad aguda en juveniles de tilapia *O. niloticus* y postlarvas de langostino de *M. olfersii*, dada la importancia de estas especies en la actividad acuícola. Particularmente con *M. olfersii*, este estudio es el primero que determina la toxicidad del paraquat en esta especie.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Para llevar a cabo el bioensayo de toxicidad aguda en organismos acuáticos se tomaron en cuenta los lineamientos que proporciona la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA) en su Guía Para Pruebas de Efectos Ecológicos OCSPP 850.1075 (EPA, 1996; 2016). Dicha guía tiene como propósito establecer los lineamientos para llevar a cabo pruebas toxicológicas agudas que involucren organismos acuáticos cuando son expuestos a concentraciones de un

determinado compuesto. El diseño experimental comprendió tres etapas para cada especie: la primera correspondió a un periodo de aclimatación de los organismos, la segunda a un bioensayo preliminar exploratorio de concentraciones y la última al bioensayo definitivo.

Periodo de aclimatación

Se designó un área exclusiva del laboratorio de cuarentena y aclimatación del Instituto Tecnológico de Boca del Río, en la ciudad de Boca del Río, México, la cual se acondicionó a partir de junio 2 de 2019, con los requisitos ambientales necesarios para cada especie. Las condiciones que se mantuvieron similares para ambas especies fueron: la saturación de O_2 disuelto del 85%, $\pm 2,5\%$; el pH del agua en $7,0 \pm 0,5$; la dureza $< 180 \text{ mg L}^{-1}$; y un fotoperiodo de 12 horas de luz y 12 horas de oscuridad. Solo en el caso de la temperatura, se mantuvieron condiciones mayores para *O. niloticus* con $28 \text{ }^\circ\text{C}$, $\pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$, mientras que *M. olfersii* permaneció con una temperatura de $23 \text{ }^\circ\text{C}$, $\pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$. Dichas condiciones se perseveraron desde 14 días previos al arribo de los organismos hasta la finalización del bioensayo definitivo, para declarar y estimular la maduración del agua en la que se mantuvieron los organismos. Para contener a los especímenes se colocaron 11 peceras de vidrio de 30 L de capacidad, cada una con agua potable apta para consumo humano previamente filtrada con un filtro mecánico y carbón activado. El suministro de aire constante mantuvo una concentración de O_2 superior a 5 mg L^{-1} .

Los lotes de organismos se adquirieron con un proveedor acuícola local para asegurar tener una talla similar e iguales condiciones de mantenimiento de los organismos previo a su aclimatación. Se contó con un lote de 1000 especímenes de tilapia *O. niloticus* con 22 días de eclosión del saco vitelino y un segundo lote de 1000 especímenes de langostino *M. olfersii* en estadio poslarval. Los lotes de cada especie se adquirieron en diferentes fechas para cada tipo de bioensayo, el preeliminar y el definitivo. Los individuos se distribuyeron en los acuarios de vidrio con el agua previamente madurada a una densidad aproximada de 50 a 70 organismos por acuario y se mantuvieron durante 14 días en periodo de aclimatación y de valoración del vigor del lote a través del registro de la mortalidad en ese periodo. Durante esta fase se midieron la talla y el peso promedio de una muestra de 20 organismos de cada especie (*O. niloticus*: peso promedio = $10 \pm$ desviación estándar mg, longitud total promedio = 8,75 mm; *M. olfersii*: peso promedio = 5 mg, longitud total promedio = 5,72 mm). Durante el periodo de aclimatación y hasta 24 horas previas del inicio de los bioensayos, se suministró diariamente alimento comercial con 30 % de proteína. Cada tercer día se realizó la limpieza de las peceras mediante la técnica de sifón y se contabilizaron los organismos muertos, los cuales no rebasaron el 5 % de cada lote; de acuerdo con la guía OCSPP 850.1075 (EPA, 1996)

este bajo porcentaje demuestra la vitalidad del lote para ser sometido al bioensayo.

Bioensayo preliminar

Se llevó a cabo un bioensayo estático preliminar con una duración de 96 horas para determinar el rango de concentraciones adecuadas para el bioensayo definitivo. El herbicida a evaluar (Dasurquat® con solución al 25 % de Paraquat) se adquirió en presentación líquida en una tienda local de productos agroquímicos. Se colocaron seis contenedores de polipropileno de 10 L de capacidad, cada uno con 4 L de agua acondicionada de acuerdo a las estipulaciones previamente señaladas y con concentraciones del herbicida de 10, 50, 100, 500 y $1000 \mu\text{L L}^{-1}$, más un control negativo. De forma aleatoria, se seleccionaron 60 organismos y se distribuyeron en grupos de diez ejemplares por contenedor. Esta distribución se realizó por separado en lotes para cada especie.

Análisis estadístico

La determinación de la Concentración Letal Media (CL_{50}) consideró la mortalidad en los grupos experimentales a través de un análisis Probit realizado con el programa estadístico Minitab® Versión 18 (Minitab Inc, State College, Pennsylvania, EE. UU), con un intervalo de confianza del 95 %. Se definió el valor de CL_{50} como la concentración de la sustancia tóxica que es letal para el 50 % de los organismos de la prueba. Se realizó además un análisis de varianza para determinar la diferencia estadística significativa ($p < 0.05$) a través de una prueba de las comparaciones múltiples de Tukey entre las réplicas con el software estadística (StatSoft, Inc. Tulsa, USA).

Bioensayo definitivo

A partir de los datos obtenidos con el análisis Probit del bioensayo preliminar (Russel, 1979, se determinó una serie geométrica de cinco concentraciones a evaluar (5, 10, 20, 40 y $80 \mu\text{L L}^{-1}$ para la tilapia y 0,1, 0,2, 0,5, 0,7 y $1 \mu\text{L L}^{-1}$ para el langostino) más un control negativo y dos repeticiones por cada tratamiento, con dos réplicas de igual estructura realizadas en fechas consecutivas. Se utilizaron 18 recipientes para las tres replicas del lote, con el siguiente diseño experimental: seis contenedores para el grupo control, seis para la repetición uno y seis para la repetición dos. En total se emplearon 570 individuos de cada especie en los bioensayos definitivos. Cada ensayo se realizó de manera escalonada por lote y por especie debido a los requerimientos de mantenimiento y a las concentraciones usadas con cada taxón (Fig. 1). En los dos casos los bioensayos se realizaron de forma semi-estática, con recambios del 50 % de la solución dispuesta en los contenedores. Cada 24 horas se

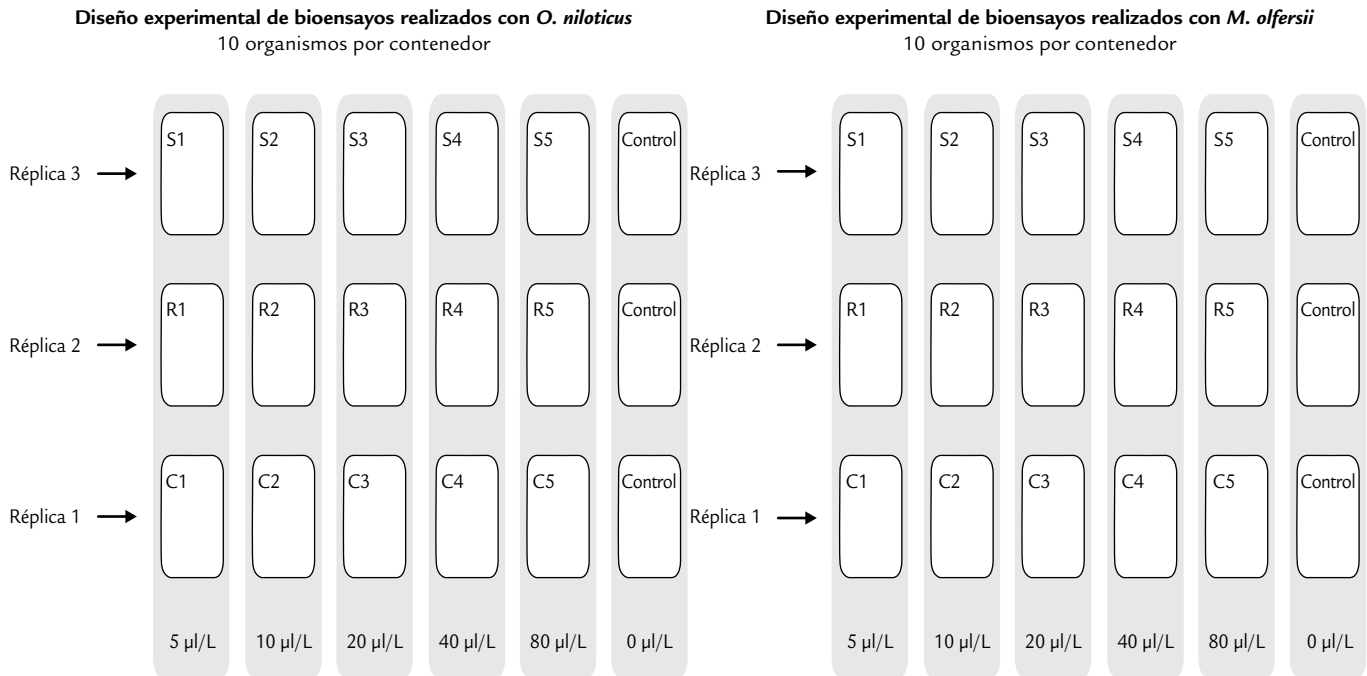


Figura 1. Diseño experimental del bioensayo de toxicidad en agua para *O. niloticus* y *M. olfersii*, expuestos a Dasurquat® (96 h)

hicieron observaciones de los organismos y se midió la temperatura, el pH y la concentración de oxígeno disuelto (O_2); se documentó el comportamiento anormal como nado errático, inmovilidad, apariencia y daños corporales como deshilachamiento de aletas, hemorragias en branquias, ojos saltones y otras características que no correspondieran a la especie; se cuantificó el número de organismos muertos y se calculó la mortalidad acumulada en porcentaje.

RESULTADOS

Bioensayo definitivo con tilapia *O. niloticus*

No se observó ningún cambio en la apariencia de los organismos. En el comportamiento se registró un movimiento mínimo y la pérdida del eje de natación (natación repentinamente boca arriba) en los organismos bajo las concentraciones de 40 y 80 μL^{-1} . En los individuos de las concentraciones más bajas se observó un nado normal. Solo en la concentración más alta (80 μL^{-1}) se registró una mortalidad del 100 % (Tabla 1). El análisis Probit reportó una CL_{50} de Dasurquat® en tilapia *O. niloticus* a 96 horas de 17,4 μL^{-1} , con un intervalo de confianza del 95 %, un límite inferior de 13,7 μL^{-1} y un límite superior de 22,2 μL^{-1} (Fig. 2). El valor del análisis de variación para *O. niloticus* ($p = 0,93$) indicó que no existieron diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$) entre la mortalidad obtenida en las réplicas para cada concentración (Fig. 3). Por lo tanto, se puede decir que no existieron variaciones en las condiciones de manejo de los bioensayos ni en los resultados obtenidos entre los lotes utilizados en el diseño experimental.

Tabla 1. Mortalidad en bioensayos definitivos con tilapia *O. niloticus* expuesta a diferentes concentraciones de Dasurquat® (96 h)

Concentración	Mortalidad (96h)	Máximo	Mínimo
0	0	0	0
5	2.88	1	5
10	3.88	2	6
20	5.00	3	8
40	7.000	4	9
80	8.222	6	10

Bioensayo definitivo con langostino *M. olfersii*

No se observó ningún cambio en la apariencia ni en el comportamiento de los organismos. Se contabilizaron 14 mudas de caparazón distribuidas en todos los contenedores, incluido el control negativo. La concentración más alta (1 μL^{-1}) fue la única que ocasionó una mortalidad del 100 % (Tabla 2). La CL_{50} de Dasurquat® en langostino *M. olfersii* a 96 horas fue de 0,31 μL^{-1} ; con un intervalo de confianza al 95 %, el límite inferior fue de 0,26 μL^{-1} y el límite superior de 0,35 μL^{-1} (Fig. 4). El análisis de variación para *M. olfersii* ($p = 0,94$) indicó que no existieron diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$) en la mortalidad obtenida entre las réplicas para cada concentración (Fig. 5). Tal como se registró para el bioensayo con *O. niloticus*, en el caso del langostino tampoco existieron variaciones en las condiciones de manejo de los bioensayos.

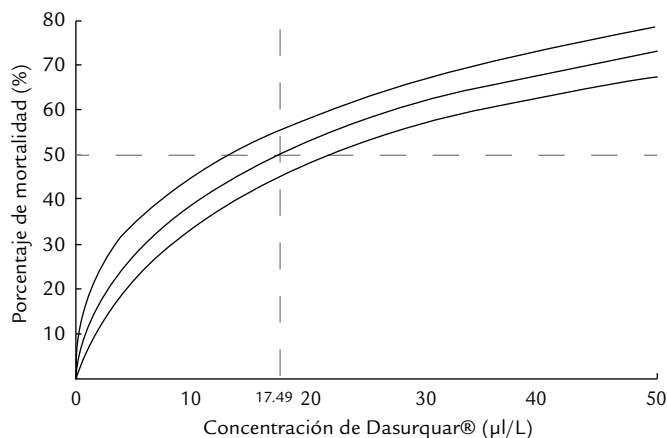


Figura 2. Concentración Letal Media (CL_{50}) de Dasurquat® en tilapia *O. niloticus* a 96 horas con intervalos de confianza superior e inferior al 95 %.

DISCUSIÓN

Eisler (1990) registró los siguientes datos de la CL_{50} de Paraquat en forma de catión (1,1-dimetil-4,4-bipiridilo) a 96 horas en invertebrados acuáticos: *Procambarus clarkii* = 1400 μL^{-1} , *Gammarus fasciatus* = 11 000 μL^{-1} , *Pteronarcys californica* > 100 000 μL^{-1} ; y en peces: *Brachydanio rerio* entre 7500 y 48 500 μL^{-1} , *Lepomis macrochirus* = 13 000 μL^{-1} , *Poecilia reticulata* entre 15 y 22 000 μL^{-1} , *Oncorhynchus mykiss* entre 15 000 y 32 000 μL^{-1} , *Salmo trutta* = 25 000 μL^{-1} e *Ictalurus punctatus* > 100 000 μL^{-1} .

En juveniles de peces de la especie *Hemigrammus rhodostomus*, Vargas (2010) halló una CL_{50} de 32,83 μL^{-1} a 96 horas de exposición, pero utilizando la marca comercial Gramoxone® (27 % de ingrediente activo Paraquat). La CL_{50} determinada para *O. niloticus* (17,49 μL^{-1}) se encuentra dentro del rango de concentraciones encontradas por otros

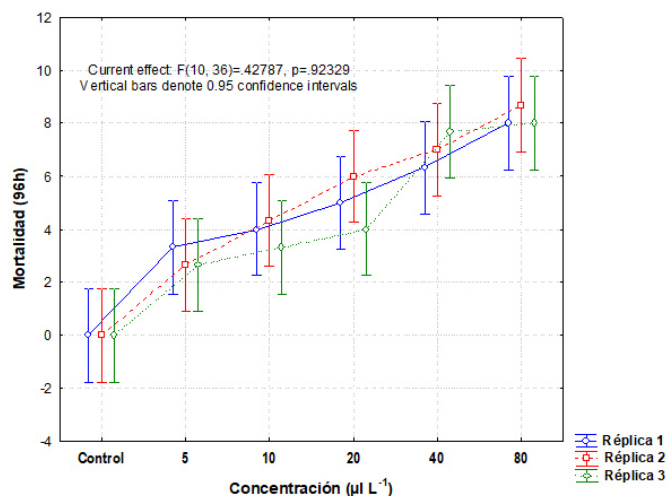


Figura 3. Análisis de varianza de la mortalidad de *O. niloticus* (96 h) expuesta a Dasurquat®, para las diferentes concentraciones y réplicas de los tratamientos.

Tabla 2. Mortalidad en bioensayos definitivos con langostino *M. olfersii* expuesto a diferentes concentraciones de Dasurquat® (96 h).

Concentración	Mortalidad (96h)	Máximo	Mínimo
0	0	0	0
0.1	1.5	1	2
0.2	3.5	2	5
0.5	7.25	6	8
0.7	8	6	9
1	9.75	9	10

autores en diferentes especies de peces, la cual va desde 7500 hasta 100 000 μL^{-1} , independientemente de si se trata del ingrediente activo (catión Paraquat) o de una forma comercial. En contraste con el valor determinado en este estudio, Babatunde y Oladimeji (2014) registraron una CL_{50} de paraquat en *O. niloticus* de 12 250 μL^{-1} (12,25 mg L^{-1}). Estas diferencias pudieron estar asociadas con el uso de especímenes de mayor tamaño empleados por esos autores en su bioensayo, debido a que utilizaron peces con un rango de peso de 6,97 a 7,72 g (peso medio de 7,35 \pm 0,53 g), mientras que los organismos usados en la presente investigación tuvieron un peso inferior a 1 g, de acuerdo con las especificaciones de la Guía OCSPP 850 1075 (EPA, 1996). Por lo tanto, parece existir una mayor resistencia a la exposición al herbicida paraquat en organismos de mayor talla, lo que incrementaría el valor de la CL_{50} . Asimismo, Akinsorotan *et al.* (2019), empleando concentraciones mayores en sus bioensayos, encontraron un valor de CL_{50} de 40,7684 mg L^{-1} (40 768,4 μL^{-1}), el cual fue superior al obtenido en el presente trabajo.

La variabilidad en los valores de CL_{50} se han registrado para especies con diferente grado de complejidad. En mamíferos es de 110 mg Kg^{-1} (ratas) y en aves de 35 mg Kg^{-1} , mientras que en peces la toxicidad aguda en la trucha arcoiris alcanza una CL_{50} de 19 mg L^{-1} (UNEP, 2012). En invertebrados acuáticos como los neonatos de *Daphnia similis* la CL_{50} es de 0,017 $\mu\text{g L}^{-1}$ a < 24 h (Barbosa *et al.*, 2014).

La CL_{50} encontrada para *M. olfersii* (0,31 μL^{-1}) utilizando la forma comercial Dasurquat® fue menor al rango encontrado por otros autores para distintos invertebrados acuáticos (desde 1,4 ppm hasta 100 ppm) con el catión Paraquat. En contraste, Barbosa *et al.* (2014) indicaron que los juveniles *M. amazonicum* presentaron una CL_{50} de 5,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ después de 96 horas. Lo mencionado destaca la variabilidad de la respuesta de la toxicidad aguda, aún entre especies del mismo género, y permite destacar que el langostino *M. olfersii* tiene una mayor sensibilidad al herbicida al reportar una CL_{50} casi 56 veces más baja que la determinada para *O. niloticus*.

El riesgo toxicológico del herbicida Paraquat para actividades como la acuicultura es muy alto, tomando como referencia los valores de CL_{50} hallados. Bastaría con

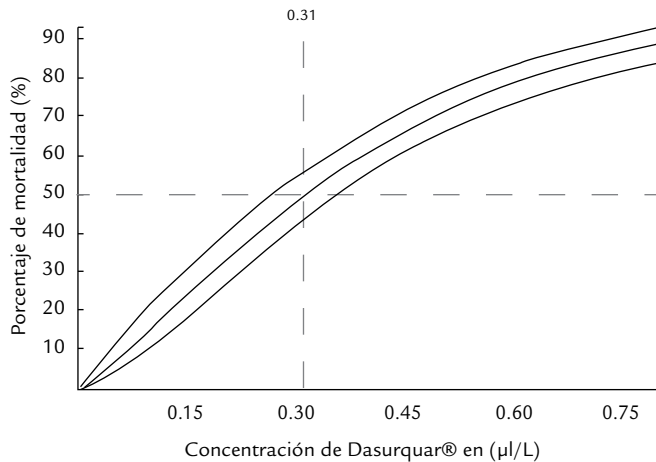


Figura 4. Concentración Letal Media (CL_{50}) de Dasurquat® en langostino *M. olfersii* a 96 horas con intervalos de confianza superior e inferior al 95 %.

añadir 174,9 ml del herbicida Dasurquat en un tanque de cultivo de tilapia *O. niloticus* con capacidad de 10 000 L para poner en riesgo al 50 % de los organismos que ahí se cultiven, y tan solo 3,1 ml si el tanque contuviera langostinos de *M. olfersii*. Los valores mencionados resaltan la diferencia en la susceptibilidad de los organismos acuáticos, la que está asociada con las capacidades de resistencia de cada especie. Sin embargo, no existe suficiente información científica pública sobre el uso de herbicidas en cultivos agrícolas del Golfo de México. Solo Polanco-Rodríguez *et al.* (2019) reportan el uso de diez herbicidas de grupos químicos diferentes en municipios de Yucatán (pero sin indicar las dosis de aplicación), entre los cuales se incluye al paraquat, clasificado como altamente tóxico (Categoría II).

La disponibilidad de herbicidas en aguas superficiales es un tema actual de estudio, a pesar de que el uso de estos compuestos no es reciente. En la acuicultura, el uso del agua superficial sin un tratamiento específico para eliminar este tipo de compuestos es común, y afecta la calidad los diferentes cultivos acuícolas, principalmente en los estadios juveniles y de poslarvas (Bautista-Covarrubias y Ruiz Velazco, 2011; Briones-Pérez *et al.*, 2017). Veríssimo *et al.* (2018) describen la contaminación por paraquat en aguas de un arroyo rural en la región de montaña de Río de Janeiro en el sureste de Brasil e indican la posibilidad de migración de este contaminante, lo que lo hace disponible tanto para los organismos silvestres como para los cultivados.

Se requiere evaluar más detalladamente la sensibilidad al tóxico en diversas especies de organismos acuáticos. Los estudios realizados por Barbosa *et al.* (2014) establecieron que el langostino *Macrobrachium amazonicum*, el caracol *Pomacea lineata* y el cladóceros *Daphnia similis* mostraron diferencias en su susceptibilidad en las pruebas toxicológicas de varios órdenes de magnitud, y que fueron más sensibles que los organismos de prueba correspondientes a grupos como los insectos acuáticos, los anfípodos y los cladóceros

utilizados habitualmente en regiones templadas. Es necesario conocer el potencial toxicológico del herbicida para identificar las afectaciones en especies silvestres y cultivadas. Se ha reportado que el uso de herbicidas como el Glifosato genera efectos negativos en organismos de diversas especies no objetivo y provoca alteraciones en la estructura y la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos y dulceacuícolas (Di Fiori *et al.*, 2012). El uso de estos plaguicidas, su transporte y su lixiviación hacia el ambiente provocan riesgos para la biota acuática y la salud pública. Hay registros que indican efectos patológicos por la exposición a estos compuestos (Villaamil-Lepori *et al.* 2013).

El efecto de los herbicidas en la acuicultura se ha asociado con cambios y daños histopatológicos de diversa índole. En el caso de la tilapia ocurre la proliferación de células filamentosas y la hiperplasia celular en las branquias, la vacuolización de hepatocitos y la picnosis nuclear en hígado y en riñón, así como alteraciones de los parámetros enzimáticos. En esta investigación el principal indicador fue el comportamiento que mostraron los especímenes de *O. niloticus*, que se expresó en un nado errático e invertido. De manera similar, Babatunde y Oladimeji (2014), en bioensayos con exposición a paraquat de *O. niloticus* a concentraciones de $9600 \mu\text{L}^{-1}$ ($9,6 \text{ mg L}^{-1}$) hasta $15\ 200 \mu\text{L}^{-1}$ ($15,20 \text{ mg L}^{-1}$), observaron en los especímenes expuestos cambios físicos y de comportamiento, tales como hemorragia en la cabeza y las aletas pectorales y pélvicas, salida a la superficie del agua con la liberación de burbujas de la boca, pérdida de equilibrio, natación agitada y ojos inyectados en sangre. Akinsorotan *et al.* (2019) también registraron en *O. niloticus* respuestas adversas de comportamiento que incluyeron inquietud, natación errática y pérdida de equilibrio, así como decoloración y muerte súbita en los peces expuestos. Los efectos variaron con

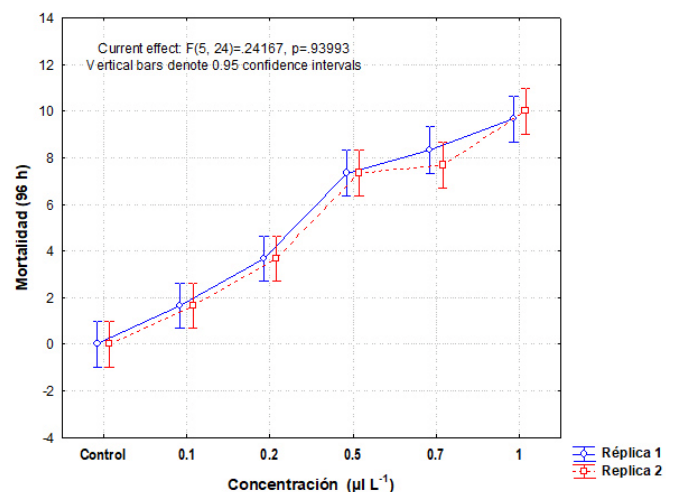


Figura 5. Análisis de varianza de la mortalidad de *M. olfersii* (96 h) expuesto a Dasurquat®, para las diferentes concentraciones y réplica de los tratamientos.

respecto a las concentraciones del contaminante y se detectó que la mortalidad de los especímenes se incrementó con el aumento en la concentración. Así, queda claro que el daño en las especies silvestres y cultivadas causado por los diferentes herbicidas depende de la concentración del compuesto al que se exponen. Para el presente caso, es necesario controlar el uso de herbicidas a base de paraquat cerca de los ecosistemas acuáticos, a fin de reducir el riesgo para los sectores productivos que dependen de estas actividades.

CONCLUSIONES

El resultado obtenido de una CL_{50} de 17,49 μL^{-1} en la tilapia *O. niloticus* fue menor que para algunas especies de mayor complejidad como los mamíferos, pero similar para otras especies de peces. Los valores hallados demuestran la alta toxicidad de este compuesto para los organismos acuáticos y su potencial riesgo ambiental si se hace un manejo inadecuado. La ficha técnica de uso del Dasurquat® pide utilizar una concentración del compuesto no mayor a 1 L de producto por cada 100 L de agua, es decir una concentración de 10 ml L^{-1} . Esta concentración representa alrededor de 570 veces más de la CL_{50} encontrada para la tilapia *O. niloticus*. Se tienen que considerar todos los factores involucrados en el uso y manejo de este tipo de herbicidas desde una perspectiva integral, lo que incluye a los usuarios de estos agroquímicos, los aspectos productivos de sus cultivos y las condiciones socioeconómicas, así como su impacto negativo en el ambiente y en la salud pública. Los datos obtenidos en este bioensayo en condiciones controladas brindan un marco de referencia para continuar con la investigación del efecto toxicológico de este herbicida.

AGRADECIMIENTOS

Al Tecnológico Nacional de México TecNM/ITBOCA por su soporte presupuestal dentro del marco de la Convocatoria de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica 2019 para los Institutos Tecnológicos Federales, Descentralizados y Centros, para el proyecto titulado: Paraquat en ecosistemas acuáticos con impacto en la actividad acuícola (clave: 5033.19P). Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de posgrado otorgada para el programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del Instituto Tecnológico de Boca del Río. Al Dr. Sergio Cházaro Olvera, profesor investigador de la Universidad Nacional Autónoma de México por su valiosa asistencia para la identificación de *M. olfersii*.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

REFERENCIAS

- Akinsorotan AM, Ajisodun AF, Izah SC, Jimoh JO. Acute Toxicity of Paraquat Dichloride on Fingerlings of *Oreochromis niloticus*. Int J Res Stud Biosci (IJRSB). 2019;7(1):29-36. Doi: <http://dx.doi.org/10.20431/2349-0365.0701005>
- Arellano-Aguilar O, Betancourt-Lozano M, Aguilar-Zárate G, de Leon-Hill CP. Agrochemical loading in drains and rivers and its connection with pollution in coastal lagoons of the Mexican Pacific. Environ Monit Assess. 2017;189(6):270. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5981-8>
- Avilés QS, Vásquez HM. "Fortalezas y debilidades de la acuicultura en México". En: Guzmán AP, Fuentes CD, editores. Pesca, acuicultura e investigación en México. Cámara de Diputados, comisión de pesca. México: CEDRSSA; 2009. p. 69-86.
- Babatunde MM, Oladimeji AA. 2014. Comparative study of acute toxicity of Paraquat and Galex to *Oreochromis niloticus*. Int J Adv Sci Tech Res. 4(3): 437-444.
- Bajwa AA. Sustainable weed management in conservation agriculture. Crop Prot. 2014;65:105-113. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2014.07.014>
- Bauer CA, Dial NA. Lethal effects of the consumption of field levels of paraquat-contaminated plants on frog tadpoles. Bull Environ Contam Toxicol. 1995;55:870-877. Doi: <https://doi.org/10.1007/BF00209467>
- Barbosa, JEL, Watanabe T, Coler RA, PAZ RJ. Biota toxicity to herbicide Paraquat in Brazilian Northeast littoral reservoirs: need for a biomonitoring program for watershed management. Braz. J. Biol. Sci. [online]. 2014; 1(1):21-27.
- Bautista-Covarrubias JC, Ruiz-Velazco AJMJ. Calidad de agua para el cultivo de Tilapia en tanques de geomembrana. Rev Fuente. 2011;3(8):10-14.
- Briones-Pérez E, Hernández-Acosta E, Leal-Mendoza AI, Calvario-Rivera CI. La calidad del agua en diferentes unidades de producción acuícola de Tlaxcala, México. Rev Ibero Cienc. 2017;4(5):40-48.
- Bromilow RH. Paraquat and sustainable agriculture. Pest Manag Sci. 2004;60(4):340-349. Doi: <https://doi.org/10.1002/ps.823>
- Camacho-Morales RL, Gerardo-Gerardo JL, Navarro KG, Sánchez JE. Producción de enzimas ligninolíticas durante la degradación del herbicida paraquat por hongos de la pudrición blanca. Rev Argent Microbio. 2017;49(2):189-196. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ram.2016.11.004>
- Di Fiori E, Pizarro H, dos Santos Afonso M, Cataldo D. Impact of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* on glyphosate concentration in water. Ecotoxicol Environ Saf. 2012; 81:106-13. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.04.024>
- Eisler R. Paraquat Hazards to Fish, Wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Contaminant Hazard Reviews Report 22. U. S: Fish and Wildlife Service; 1990. 38 p.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.1075 Fish

- Acute Toxicity Test, Freshwater and Marine. Prevention, Pesticides and Toxic Substances. 1996. 11 p. Disponible en: <https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/850-1075.pdf>. Citado: 2 Ene 2020.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.1075 Fish Acute Toxicity Test, Freshwater and Marine. Office of Chemical Safety and Pollution Prevention. 2016. 19 p. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100SH65.PDF?Dockey=P100SH65.PDF> Citado: 2 Ene 2020.
- Gagneten AM. Efectos del herbicida paraquat sobre el zooplancton. *Iheringia Ser Zool.* 2002;92(3):47-56. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212002000300005>
- García-Gutiérrez C, Rodríguez-Meza GD. Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa. *Ra Ximhai.* 2012;8(3):1-10. Doi: <https://doi.org/10.35197/rx.08.03.e2.2012.01.cg>
- García MU, Becerril F, Vega F, Espinosa LD. Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación. *Lat Am J Aquat Res.* 2013;41(4):651-675. Doi: <http://dx.doi.org/103856/vol41-issue4-fulltext-3>
- Gómez Gómez R. Efecto del control de malezas con paraquat y glifosato sobre la erosión y pérdida de nutrimentos del suelo en café. *Agron Mesoam.* 2005;16(1):77-87. Doi: <https://doi.org/10.15517/am.v16i1.5184>
- Hernández A, Hansen AM. Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Rev Int Contami Ambient.* 2011;27(2):115-127.
- INECC. Diagnóstico sobre la contaminación por plaguicidas en agua superficial, agua subterránea y suelo. Informe 2019. México, D.F. p. 37. Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/495283/Diagnostico_sobre_la_Contaminacion_por_Plaguicidas_en_Agua_Superficial__Agua_Subterranea_y_Suelo_versi_n_final_s-d.pdf. Citado: 5 Ene 2020.
- Ortíz I, Avila MA, Torres LG. Plaguicidas en México: usos, riesgos y marco regulatorio. *Rev Latinoam Biotecnol Ambient Algal.* 2013;4(1):1-21.
- PANANP. Paraquat riesgos inaceptables para la salud de los usuarios. 2011. 3ra Edición. Declaración de Berna, Red de Acción en Plaguicidas UK (PAN UK), PAN Asia y Pacífico (PANAP). Disponible en: https://www.pestizidexperte.de/Publikationen/Neumeister_EvB_11_Paraquat_UnacceptableHealthRisk_Spanisch.pdf. Citado: 5 Ene 2020.
- Polanco-Rodríguez AG, Magaña-Castro TV, Cetz-luit J, Quintal-López R. Uso de agroquímicos cancerígenos en la región agrícola de Yucatán, México. *Centro Agrícola.* 2019;46 (2):73-83.
- Russell RM, Robertson JR. Programming Probit Analysis. *Bull Entomol Soc Am.* 1979;25 (3):191-193. Doi: <https://doi.org/10.1093/besa/25.3.191>
- SAGARPA. Evaluación alianza para el campo 2007. Informe de Evaluación Estatal. Pesca y acuicultura. 2008. SAGARPA. Disponible en: <https://www.agricultura.gob.mx/sites/default/files/sagarpa/document/2018/11/20/1562/20112018-2007-ver-ayp.pdf>. Citado: 2 Ene 2020.
- Saha A, Gajbhiye VT, Gupta S, Kumar R, Ghosh RK. Simultaneous removal of pesticides from water by rice husk ash: batch and column studies. *Water Environ Res.* 2014;86(11):2176-2185. Doi: <https://doi.org/10.2175/106143014X14062131178358>
- Salazar NJ, Aldana ML. Herbicida glifosato: usos, toxicidad y regulación. *Biotecnia.* 2011;13(2):23-28. Doi: <http://dx.doi.org/10.18633/bt.v13i2.83>
- Salazar VG, Viteri CE, Suarez LA. Características físicas, químicas y microbiológicas del agua de consumo en las comunidades de Barcelona, Sinchal, Valdivia y San Pedro de la Parroquia Manglaralto. Provincia de Santa Elena, 2013. *Rev Cient Investig Actualiz Mundo Cienc.* 2019;2(1):690-713.
- UNEP. Proyecto de documento de orientación para la adopción de decisiones para formulaciones líquidas (concentrado emulsionable y concentrado soluble) que contienen, como mínimo, 276 g/l de dicloruro de paraquat, equivalente a 200 g/l o más de ión de paraquat. Convenio de Rotterdam, Naciones Unidas. UNEP/FAO/RC/CRC.8/9/Rev.1. Ginebra, Suiza. 35 pp. Disponible en: http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:SVy9kDZ_d1MJ:www.pic.int/Portals/5/download.aspx%3Fd%3DUNEP-FAO-RC-COP.6-11-Add.1.Sp.pdf+%&cd=1&hl=es-419&ct=clnk&gl=mx. Citado: 3 Ene 2020.
- Vargas RCE. Determinación de la concentración letal 50 (cl50) a 96 horas en rodostomo (*Hemigrammus rhodostomus*) expuesto al herbicida Gramoxone® (paraquat) (Tesis de licenciatura). Bogotá: Universidad Militar Nueva Granada, Facultad de Ciencias; 2010. p. 64.
- Veríssimo G, Costa Moreira J, Meyer A. Paraquat contamination in surface waters of a rural stream in the mountain region in the State of Rio De Janeiro Southeastern Brazil. *J Environ Toxicol Stud.* 2018;2(1). Doi: <https://doi.org/10.16966/2576-6430.111>
- Villaamil-Lepori EC, Bovi-Mitre G, Nassetta M. Situación actual de la contaminación por plaguicidas en Argentina. *Rev Int Contam Ambie.* 2013;29:25-43.
- Zetina CP, Reta MJ, Olguín PC, Acosta BR, Espinoza SG. El cultivo de tilapia (*Oreochromis spp*) en la rentabilidad de seis agrosistemas en el Estado de Veracruz. *Téc Pecu Méx.* 2006; 44(2): 169-179.