



Revista Internacional de Investigación e Innovación Tecnológica

Página principal: www.riit.com.mx

Efecto ecotoxicológico del paratión metílico en *Moina macrocopa* bajo diferentes densidades algales

Ecotoxicological effect of methyl parathion on *Moina macrocopa* under different algal densities

Mauricio-Gutiérrez, A.^a, Mangas-Ramírez, E.^b, Valdez-Ruíz, S.^b, Cortés-Reyes, K.^b; Mora-Ravelo, S.G.^c, Amaro-Leal, L.J.^a, Romero-Arenas, O.^{d*}

^a SECIHTI-Posgrado en Manejo Sostenible de Agroecosistemas; Instituto de Ciencias; Benemérita Universidad Autónoma de Puebla; C.P. 72960, Puebla, México. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-7525-9522>, <https://orcid.org/0009-0001-0253-5987>, <https://orcid.org/0000-0003-0076-3609>.

^b Facultad de Ciencias Biológicas; Benemérita Universidad Autónoma de Puebla; C.P. 72570, Puebla, México. Orcid: <https://orcid.org/0000-0001-8400-5914>, <https://orcid.org/0009-0008-1967-137X>, <https://orcid.org/0009-0008-9536-1285>.

^c Facultad de Ingeniería y Ciencias; Universidad Autónoma de Tamaulipas; C.P. 87149, Tamaulipas, México. Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-0015-4811>.

^d Centro de Agroecología; Instituto de Ciencias; Benemérita Universidad Autónoma de Puebla; C.P. 72960, Puebla, México. Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-0076-3609>*. amg2510@hotmail.com; ernesto.mangas@correo.buap.mx; sebastian.valdez@alumno.buap.mx; karla.cortes@alumno.buap.mx; sgmora@docentes.uat.edu.mx; luisjosuebiol@gmail.com; biol.ora@hotmail.com*

Innovación tecnológica: Bioindicadores de ecotoxicología.

Área de aplicación industrial: Tecnología del medio ambiente.

Recibido: 19 enero 2026

Aceptado: 20 mayo 2026

Abstract

Organophosphate pesticides, such as methyl parathion, represent one of the main sources of pollution in freshwater ecosystems, directly affecting the structure and dynamics of zooplankton communities. The toxicity of these compounds can vary depending on their concentration and environmental factors such as food availability. In this context, the objective of this study was to evaluate the acute and chronic effects of methyl parathion on survival and life-history variables of *Moina macrocopa* under different levels of algal food. Acute bioassays were performed to determine the median lethal concentration (LC₅₀) at 24 h, and chronic bioassays were conducted using life tables. Two densities of *Chlorella vulgaris* (A= 0.5 × 10⁶ and B= 1.5 × 10⁶ cells mL⁻¹) and four concentrations of methyl parathion were used. The following life-table variables were analyzed: age-specific survival (l_x), age-specific reproduction (m_x), life expectancy (e_x), gross and

net reproductive rates (R_0), generation time (T), and the intrinsic rate of population increase (r). The LC_{50} of *M. macrocopa* was 3.2×10^{-3} mg L⁻¹ ($\log_{10} C = -2.49$) of methyl parathion. The life history variables were significantly affected by methyl parathion concentration ($p < 0.001$). Algal density significantly influenced average lifespan, life expectancy, gross reproductive rate, generation time, and population growth rate. The interaction between food level and toxicant concentration only affected generation time and daily growth rate ($p < 0.001$). The greatest effects on the studied variables were observed at low toxicant concentrations (0.002 mg L⁻¹; $\log_{10} C = -2.70$) and lower algal density. The increase in algal food density did not mitigate the compound's toxicity, suggesting a direct action of the pesticide on the organisms. These results confirm the high sensitivity of *M. macrocopa* as a bioindicator organism in ecotoxicological studies.

Keywords: Aquatic ecotoxicology, LC_{50} , Life tables, Methyl parathion, Zooplankton.

Resumen

Los plaguicidas organofosforados, como el paratión metílico, representan una de las principales fuentes de contaminación en los ecosistemas acuáticos continentales, afectando de manera directa la estructura y dinámica de las comunidades zooplanctónicas. La toxicidad de estos compuestos puede variar en función de su concentración y de factores ambientales como la disponibilidad de alimento. En este contexto, el objetivo de este estudio es evaluar los efectos agudos y crónicos del paratión metílico sobre la supervivencia y las variables de historia de vida de *Moina macrocopa* bajo diferentes niveles de alimento algal. Se realizaron bioensayos agudos para determinar la concentración letal media (CL_{50}) a 24 h y ensayos crónicos mediante tablas de vida. Se emplearon dos densidades de *Chlorella vulgaris* ($A = 0.5 \times 10^6$ y $B = 1.5 \times 10^6$ células mL⁻¹) y cuatro concentraciones de paratión metílico. Se analizaron las variables edad específica de supervivencia (l_x) como: reproducción (m_x), esperanza de vida (e_x), tasa reproductiva bruta y neta (R_0), tiempo generacional (T) y tasa intrínseca de incremento poblacional (r). La CL_{50} de *M. macrocopa* fue de 3.2×10^{-3} mg L⁻¹ ($\log_{10} C = -2.49$). Las variables de historia de vida se vieron significativamente afectadas por la concentración de paratión metílico ($p < 0.001$). La densidad algal influyó de manera significativa en el promedio de vida, esperanza de vida, tasa reproductiva bruta, tiempo generacional y tasa de crecimiento poblacional. La interacción entre el nivel de alimento y la concentración paratión metílico sólo afectó significativamente al tiempo generacional y a la tasa de crecimiento por día ($p < 0.001$). Los valores más altos de las variables estudiadas se observaron a concentraciones bajas de paratión metílico (0.002 mg L⁻¹; $\log_{10} C = -2.70$) y a menor densidad algal. El paratión metílico ejerce un efecto tóxico significativo sobre *M. macrocopa*, alterando de manera importante sus variables de historia de vida. El incremento en el nivel del alimento algal no mitigó la toxicidad del compuesto, lo que sugiere una acción directa del plaguicida sobre los organismos. Estos resultados confirman la alta sensibilidad de *M. macrocopa* como organismo bioindicador en estudios ecotoxicológicos.

Palabras clave: Ecotoxicología acuática, CL_{50} , Paratión metílico, Tablas de vida, Zooplancton.

I. Introducción

El zooplancton constituye un componente esencial de los ecosistemas acuáticos y representa el segundo nivel trófico en la cadena alimenticia, al actuar como intermediario en la transferencia de energía entre los productores primarios y los consumidores superiores (Goździejewska et al., 2024), respondiendo de forma sensible a perturbaciones ambientales. En los ecosistemas de agua dulce, el zooplancton se encuentra integrado principalmente por tres grandes grupos taxonómicos: cladóceros, copépodos y rotíferos, los cuales presentan una diversidad relativamente menor en comparación con los ambientes marinos, debido a las características fisicoquímicas y estructurales de estos sistemas acuáticos (Margalef, 1983; González, 1998). Dentro de estos grupos, los cladóceros destacan por su elevada contribución a la biomasa zooplanctónica y por su relevancia ecológica, con más de 110 especies reportadas para México (Sarma et al., 2000; Nandini & Sarma, 2001). Entre ellos, *M. macrocopa* es una especie ampliamente distribuida y utilizada como organismo modelo en estudios de ecotoxicología, debido a su rápido ciclo de vida (10 a 14 días), elevada tasa reproductiva (15 a 18 crías diarias durante sus periodos pico) y alta sensibilidad a contaminantes químicos, altamente vulnerable a la presencia de Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Plomo (Pb) y Zinc (Zn), así como a pesticidas como clorpirifos o permetrina (Marcelino et al., 2025).

Entre los contaminantes de origen agrícola con mayor impacto en los ecosistemas acuáticos se encuentra el paratión metílico (tiofosfato de O, O-dimetilo y de O-4-nitrofenilo), un insecticida organofosforado catalogado como extremadamente peligroso por organismos internacionales, la OMS (Organización Mundial de la Salud) lo

coloca en su categoría extremadamente peligroso. El paratión metílico altera la función normal del sistema nervioso al inhibir la acetilcolinesterasa en vertebrados (Patel et al., 2021). Este compuesto ha demostrado efectos adversos sobre la estructura y dinámica de las comunidades zooplanctónicas, particularmente en los cladóceros, al alterar parámetros poblacionales como la supervivencia, fecundidad y longevidad (Hernández-Zamora et al., 2023).

En México, el uso de plaguicidas en el sector agrícola ha sido identificado como una de las principales fuentes de contaminación de cuerpos de agua superficiales, debido al arrastre de residuos químicos por escorrentía y lavado de suelos agrícolas hacia ríos, lagunas y embalses (Robles, 1998; Rojas, 1991). A pesar de los esfuerzos regulatorios impulsados en México por instituciones como la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER) para restringir y controlar el uso de plaguicidas de alta peligrosidad (<https://www.gob.mx>), el incremento sostenido de la agricultura intensiva ha favorecido la persistencia de estos compuestos en ecosistemas de agua dulce y en organismos no objetivo, generando importantes riesgos ecológicos (Arias-Castro et al., 2025).

Los bioensayos ecotoxicológicos en el laboratorio son una herramienta esencial, ya que con un determinado organismo y el uso de testigos se puede predecir el efecto de las sustancias químicas tóxicas (Iannacone *et al.* 2003). Los riesgos ecológicos por lo general son juzgados basándose en el efecto sobre los organismos, las poblaciones o la comunidad, utilizando respuestas como la concentración letal media (CL₅₀); sustancia

de la que puede esperarse que produzca la muerte, durante la exposición o en un plazo definido después de ésta, del 50% de los animales expuestos a dicha sustancia durante un periodo determinado (Iannacone & Alvaríño 2002).

Las comunidades zooplanctónicas, particularmente los cladóceros y rotíferos, son altamente sensibles a las variaciones en las concentraciones de sustancias tóxicas, lo que ha propiciado su uso extensivo en bioensayos ecotoxicológicos para la evaluación de la calidad del agua (Sarma et al., 1998; Sarma & Nandini, 2001). Estudios previos han documentado efectos letales y subletales del paratión metílico en organismos zooplanctónicos; por ejemplo, se ha reportado una CL_{50} de 9 mg L^{-1} para el rotífero *Brachionus calyciflorus* tras 24 horas de exposición, así como la influencia de la disponibilidad de alimento algal en la toxicidad del pesticida (Sarma et al., 1998; Sarma & Fernández-Araiza, 1999). Investigaciones más recientes evidencian que la diversidad funcional del zooplankton está estrechamente correlacionada con la salud de los ecosistemas de agua dulce y permite evaluar respuestas tempranas frente a múltiples estresores ambientales, incluidos contaminantes emergentes y eutrofización (Goździewska et al., 2024).

En este contexto, *M. macrocopa* adquiere relevancia no solo como indicador biológico de toxicidad, sino también como una herramienta toxicológica para la detección y evaluación de la contaminación por paratión metílico en cuerpos de agua dulce (Marcelino et al., 2025). La medición de variables derivadas de la tabla de vida permite identificar efectos subletales tempranos que no siempre son evidentes mediante análisis fisicoquímicos convencionales. Por ello, el objetivo del presente estudio es evaluar el efecto del paratión metílico sobre las variables de la

tabla de vida de *M. macrocopa* bajo diferentes concentraciones de alimento algal, con la finalidad de aportar evidencia científica que contribuya a la evaluación ecotoxicológica y al monitoreo de la calidad del agua en sistemas acuáticos impactados por actividades agrícolas.

II. Metodología

Organismo de prueba

El cladócero *M. macrocopa* Goulden (1968) fue aislado de la presa de Valsequillo, en el estado de Puebla, México. Posteriormente, se establecieron cultivos de laboratorio bajo condiciones controladas libres de contaminantes, siguiendo protocolos estandarizados para cladóceros utilizados en estudios ecotoxicológicos (Sarma, 1998; US EPA, 2002a). Los organismos se mantuvieron en agua dura reconstituida con una dureza total aproximada de $80\text{--}90 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3 , preparada conforme a las especificaciones recomendadas de Weber (1991), la cual se utilizó para el mantenimiento de los cultivos, así como para el desarrollo de los experimentos.

Como fuente de alimento se empleó el alga verde *Chlorella vulgaris*, cultivada de forma masiva en un acuario de vidrio de 20 L. El cultivo algal se realizó mediante la inoculación en recipientes transparentes de 2 L con medio Bold (Borowitzka & Borowitzka, 1988), bajo condiciones de aireación continua y fotoperiodo constante. El medio de cultivo se renovó cada dos días, manteniendo una densidad algal final de 1.0×10^6 células mL^{-1} en los cultivos rutinarios.

Cultivo y aclimatación de *Moina macrocopa*

El cultivo de *M. macrocopa* se mantuvo en recipientes de vidrio bajo condiciones ambientales controladas de temperatura ($23 \pm 1^\circ\text{C}$), pH (7.2 ± 0.4) y fotoperiodo

continuo con iluminación fluorescente difusa, condiciones que favorecen un crecimiento poblacional estable y reproducible (Sarma, 2026). Los organismos fueron alimentados diariamente con *C. vulgaris*, previamente cultivada en medio Bold (Borowitzka & Borowitzka, 1988). Al inicio de los experimentos, los organismos fueron aclimatados durante un periodo mínimo de 10 días a las condiciones experimentales, incluyendo el medio de cultivo, la temperatura y el régimen alimenticio. Durante este periodo, el medio se renovó cada dos días para evitar la acumulación de desechos metabólicos y asegurar condiciones fisicoquímicas estables. Únicamente se utilizaron neonatos menores de 24 h de edad, obtenidos de hembras partenogenéticas sanas, para garantizar la homogeneidad biológica y minimizar la variabilidad experimental, conforme a las recomendaciones de la OCDE TG202 (OECD, 1984) y la US EPA (US EPA, 2002a).

Sustancia tóxica y prueba de toxicidad aguda

Como agente tóxico se utilizó paratión metílico $(\text{CH}_3\text{O})_2\text{P}(\text{S})\text{OC}_6\text{H}_4\text{NO}_2$ (Merck Life Science) con pureza analítica PESTANAL® (>99 %). La selección del rango de concentraciones se basó en valores reportados en la literatura para organismos zooplanctónicos, particularmente rotíferos y cladóceros tras 24 h de exposición (Fernández-Casalderrey et al., 1992; Sarma et al., 1998). Para la determinación de la CL_{50} en *M. macrocopa*, se evaluaron concentraciones nominales del insecticida en el intervalo de 0.005–0.01 mg L^{-1} ($\log_{10} [\text{C} (\text{mg L}^{-1})] = -2.30$ a -2.00), además de un control sin presencia paratión metílico. Las pruebas se realizaron por triplicado utilizando 18 vasos experimentales de 100 mL de capacidad, cada uno con una combinación específica de medio EPA–

paratión metílico. En cada vaso se introdujeron 30 neonatos de *M. macrocopa* (<24 h de edad). Posterior a 24 h de exposición, se registró el número de organismos vivos y muertos. Se consideró como mortalidad a aquellos individuos incapaces de nadar después de una agitación suave del medio de acuerdo con los criterios establecidos en la guía OCDE TG202 (OECD, 1984).

La estimación de la concentración letal media (CL_{50}) se realizó mediante un análisis Kepler–Meller, ajustando un modelo de regresión binomial con función de enlace probit, en el cual, la proporción de mortalidad se relacionó con el logaritmo decimal de la concentración del insecticida (Finney, 1971). A partir de este modelo se obtuvo la CL_{50} a 24 h, así como su error estándar e intervalos de confianza al 95%, los cuales se emplearon como referencia para la selección de las concentraciones subletales utilizadas en el ensayo crónico y análisis de tabla de vida.

Ensayo crónico y análisis de tabla de vida

Con base en los resultados de la prueba de toxicidad aguda, se seleccionaron cuatro concentraciones subletales de paratión metílico (0.002, 0.003, 0.004 y 0.005 mg L^{-1} , equivalentes a $\log_{10} [\text{C} (\text{mg L}^{-1})] = -2.70, -2.52, -2.40$ y -2.30 , respectivamente), además de un grupo control sin exposición al tóxico, así como dos niveles de alimento ($A = 0.5 \times 10^6$ y $B = 1.5 \times 10^6$ células mL^{-1} de *C. vulgaris*). El diseño experimental consistió en un arreglo factorial completamente al azar, con pruebas por triplicado, utilizando un total de 30 recipientes experimentales transparentes.

En cada vaso se colocaron 50 mL de medio EPA con la combinación correspondiente de concentración de paratión metílico y densidad de alimento algal. Posteriormente,

se introdujeron 10 neonatos <24 h de edad de *M. macrocopa* (Nandini & Sarma, 2019). A partir del inicio del experimento y de manera diaria, se registró la supervivencia de los organismos y el número de neonatos producidos por cohorte. Los individuos adultos sobrevivientes fueron transferidos diariamente a recipientes nuevos con las mismas condiciones experimentales, con el fin de evitar la acumulación de metabolitos y garantizar la estabilidad fisicoquímica del medio. El ensayo se dio por concluido cuando todos los individuos de cada tratamiento habían muerto.

Cálculo de variables demográficas de la tabla de vida

A partir de los datos de supervivencia y reproducción se construyeron las tablas de vida demográficas, calculándose la supervivencia específica por edad (l_x), definida como la proporción de individuos sobrevivientes a la edad x , y la fecundidad específica por edad (m_x), expresada como el número promedio de crías producidas por individuo a dicha edad. Con estos parámetros se estimaron las siguientes variables poblacionales:

*Tasa reproductiva bruta (GR), calculada como la suma de los valores de fecundidad específica por edad: $GR = \sum m_x$.

*Tasa reproductiva neta (R_0), estimada como: $R_0 = \sum (l_x \cdot m_x)$, la cual representa el número promedio de descendientes producidos por un individuo a lo largo de su vida.

*Tiempo generacional (T), calculado mediante la expresión: $T = \sum (x \cdot l_x \cdot m_x) / \sum (l_x \cdot m_x)$; donde x corresponde a la edad en días, representando el intervalo promedio entre el nacimiento de los progenitores y el de su descendencia.

*Esperanza de vida (e_x), definida como el número promedio de días que se espera que un individuo viva a partir de una edad específica, estimada a partir de la suma de

las probabilidades de supervivencia remanentes dividida entre l_x .

*Tasa intrínseca de incremento poblacional (r), estimada inicialmente de forma aproximada mediante la relación: $r \approx \ln(R_0) / T$; donde el valor de r se refinó mediante un procedimiento iterativo resolviendo la ecuación de Euler-Lotka: $\sum (e^{-rx} \cdot l_x \cdot m_x) = 1$, hasta obtener un valor estable que describiera el crecimiento poblacional bajo cada condición experimental.

Todos los cálculos de las variables demográficas siguieron los criterios clásicos propuestos por Krebs (1985) y Sarma & Nandini (2001).

Análisis estadístico

Los valores de las variables de la tabla de vida de *M. macrocopa* se sometieron a un análisis de varianza de dos vías (ANOVA) para evaluar el efecto de la concentración de paratión metílico, el nivel del alimento algal y su interacción. El análisis estadístico se realizó utilizando el paquete SPSS Statistics versión 27.0 para Windows. Los resultados se interpretaron de acuerdo con los siguientes niveles de significancia: $p < 0.01$ (**), $p < 0.001$ (*) y ns = no significativo ($p > 0.05$).

III. Resultados y discusión

Toxicidad aguda y estimación de la CL_{50}

La mortalidad de *M. macrocopa* expuesta durante 24 h a paratión metílico mostró una respuesta dosis-dependiente clara. El análisis Probit (método de Kepler-Meller) permitió estimar una concentración letal media (CL_{50}) de $3.20 \times 10^{-3} \text{ mg L}^{-1}$ ($\log_{10} C = -2.49$), con un intervalo de confianza al 95% de 3.81×10^{-4} a $1.50 \times 10^{-2} \text{ mg L}^{-1}$ ($\log_{10} [C (\text{mg L}^{-1})] = -3.42$ a -1.82) (Figura 1), en ausencia de alimento. La curva dosis-respuesta evidenció un incremento progresivo de la mortalidad a partir de la concentración

mínima evaluada (0.002 mg L^{-1} ; $\log_{10} = -2.70$), aumentando conforme se incrementa la concentración, hasta alcanzar mortalidad total en concentraciones superiores al rango subletal evaluado. La curva dosis–respuesta evidenció un incremento progresivo de la

mortalidad a partir de la concentración mínima evaluada (0.002 mg L^{-1} ; $\log_{10} C = -2.70$), incrementándose conforme aumenta la concentración, hasta alcanzar mortalidad total en niveles superiores al rango subletal analizado.

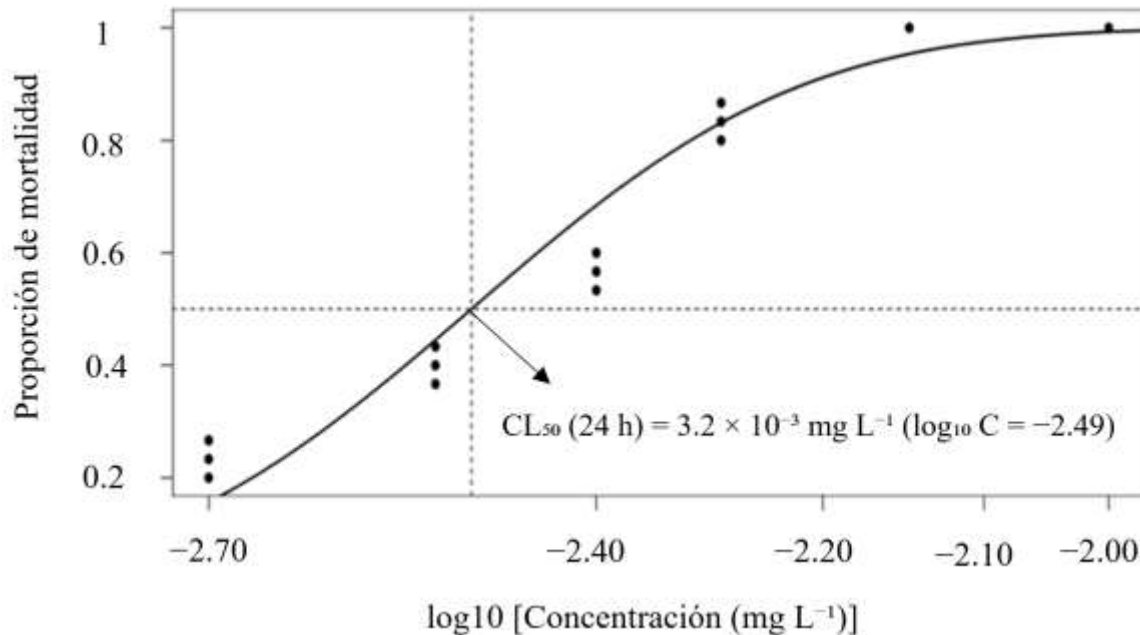


Figura 1. Curva dosis–respuesta (24 h) de *M. macrocopa* expuesta a paratión metílico.

La curva indica una respuesta dosis-dependiente consistente con un modelo sigmoideo típico de compuestos organofosforados evaluados en crustáceos zooplanctónicos ($p < 0.001$). La estimación de CL_{50} es congruente con observaciones de toxicidad de paratión y otros insecticidas organofosforados en zooplankton y microinvertebrados acuáticos (Van Dijk et al., 2013; Suzuki et al., 2024), donde valores agudos también caen en rangos de órdenes de magnitud similares dependiendo de la especie (rotíferos o crustáceos).

Ensayo crónico y efectos sobre la historia de vida

Las variables de historia de vida de *M. macrocopa* alimentadas con $A = 0.5 \times 10^6$ y $B = 1.5 \times 10^6$ células mL^{-1} de *C. vulgaris*

fueron significativamente afectadas tanto por la concentración de paratión metílico como por la densidad algal (Tabla 1). El análisis de varianza de dos vías mostró que el nivel de alimento tuvo un efecto altamente significativo ($p < 0.001$) sobre el promedio de vida, la esperanza de vida (e_x), la tasa reproductiva bruta, el tiempo generacional (T) y la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r). Para la tasa reproductiva neta (R_0), el efecto fue significativo ($p < 0.01$). Por su parte, el paratión metílico afectó de manera significativa todas las variables evaluadas ($p < 0.001$). La interacción entre la concentración paratión metílico y el nivel de alimento resultó significativa únicamente para el tiempo generacional (T) y la tasa de crecimiento poblacional (r) ($p < 0.001$).

Tabla 1. Resultados del análisis de varianza de dos vías (ANOVA) de la tabla de vida de *M. macrocopa* en relación con el nivel del alimento algal y niveles de paratión metílico.

Variables	gl	SC	CM	F
Esperanza de vida				
Nivel de alimento (A)	1	57.602	57.60	34.76***
Paratión metílico (B)	4	210.054	52.51	31.69***
Interacción A x B	4	15.584	3.90	2.35 ^{ns}
Error	20	33.141	1.66	
Tasa reproductiva bruta				
Nivel de alimento (A)	1	3822.180	3822.18	14.84***
Paratión metílico (B)	4	19936.883	4984.22	19.35***
Interacción A x B	4	3105.539	776.38	3.01 ^{ns}
Error	20	5152.098	257.60	
Tasa reproductiva neta				
Nivel de alimento (A)	1	352.035	352.04	13.54**
Paratión metílico (B)	4	2579.099	644.77	24.81***
Interacción A x B	4	201.822	50.46	1.94 ^{ns}
Error	20	519.833	25.99	
Tiempo generacional				
Nivel de alimento (A)	1	93.029	93.03	167.55***
Paratión metílico (B)	4	313.734	78.43	141.26***
Interacción A x B	4	84.605	21.15	38.10***
Error	20	11.104	0.56	
Tasa de crecimiento				
Nivel de alimento (A)	1	0.131	0.13	20.58***
Paratión metílico (B)	4	0.841	0.21	32.89***
Interacción A x B	4	0.208	0.05	8.14***
Error	20	0.128	0.01	

** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$; ns = no significativo ($p > 0.05$). gl= grados de libertad; SC= suma de cuadrados; CM= cuadrado medio; F= estadístico F.

El promedio de esperanza de vida (e_x) más alto (8.65 ± 0.83 días) se registró a una densidad algal de $A = 0.5 \times 10^6$ células mL^{-1} y una concentración de 0.002 mg L^{-1} de paratión metílico, mientras que el valor más bajo (1.32 ± 0.13 días) se observó en $B = 1.5 \times 10^6$ células mL^{-1} y 0.005 mg L^{-1} paratión metílico (Tabla 2).

En estudios recientes relacionados con paratión metílico se observó que a mayores concentraciones de alimento se reduce el efecto toxico en rotíferos pero se desconoce en cladóceros, lo cual es interesante dado

que estudios previos en rotíferos señalaron un efecto modulador del alimento sobre la toxicidad de paratión metílico cuando este se proporcionaba en rangos más altos ($3-6 \times 10^6$ células mL^{-1}), mitigando parcialmente los efectos tóxicos y favoreciendo la supervivencia y reproducción en *C. vulgaris* (Ghosh et al., 2023; Pilotto et al., 2025). Sin embargo, Sarma & Fernández-Araiza (1999) encontraron que las concentraciones de paratión metílico cercanas a la CL_{50} , no hay ninguna reducción de la toxicidad, como se observó en el presente ensayo.

Tabla 2. Tabla de vida de *M. macrocopa* en relación con la densidad de alimento y niveles de paratión metílico.

Paratión metílico [mg L ⁻¹]	N	Variables de tabla de vida				
		A	e _x	GR	R ₀	T
0.00 (Control)	A	9.63 ± 0.71 ^a	70.34 ± 16.72 ^a	24.31 ± 4.23 ^a	9.15 ± 0.88 ^a	0.42 ± 0.03 ^a
	B	8.6 ± 1.10 ^a	60.84 ± 18.52 ^{a,b}	22.36 ± 5.40 ^a	8.15 ± 0.75 ^a	0.45 ± 0.02 ^a
0.002	A	8.65 ± 0.83 ^a	63.26 ± 5.83 ^{a,b}	23.0 ± 4.30 ^a	8.86 ± 0.34 ^a	0.43 ± 0.02 ^a
	B	4.53 ± 0.82 ^c	45.70 ± 6.50 ^b	14.15 ± 0.84 ^b	6.97 ± 0.38 ^b	0.41 ± 0.02 ^a
0.003	A	5.71 ± 0.34 ^b	57.89 ± 5.41 ^b	12.98 ± 0.87 ^c	9.04 ± 0.23 ^a	0.33 ± 0.02 ^b
	B	1.69 ± 0.1 ^e	-	-	-	-
0.004	A	4.79 ± 1.23 ^{b,c}	22.29 ± 11.43 ^c	6.14 ± 4.37 ^d	5.62 ± 0.43 ^c	0.25 ± 0.14 ^c
	B	1.39 ± 0.12 ^f	-	-	-	-
0.005	A	2.32 ± 0.18 ^d	-	-	-	-
	B	1.32 ± 0.13 ^f	-	-	-	-

NA= Nivel alimenticio; e_x = Esperanza de vida (días); GR = Tasa reproductiva bruta; R₀ = Tasa reproductiva neta; T = tiempo generacional (días); r = tasa de crecimiento poblacional. Los valores representan media ± error estándar. Las letras diferentes en la columna indican diferencias significativas entre la concentración de alimento y paratión metílico acorde a la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$). A y B. Dos niveles de alimento algal (A= 0.5×10^6 y B= 1.5×10^6 células mL⁻¹ de *C. vulgaris*).

La tasa reproductiva bruta (GR) alcanzó su valor máximo (63.26 ± 5.83 huevos hembra⁻¹) a 0.5×10^6 células mL⁻¹ y concentraciones de paratión metílico a partir de 0.003 mg L⁻¹. Los valores más altos de la tasa reproductiva neta (R₀) oscilaron entre 23 ± 4.30 y 6.14 ± 4.37 huevos hembra⁻¹ bajo la misma densidad algal. El tiempo generacional (T) más corto (5.62 ± 1.43 días) se observó a 0.5×10^6 células mL⁻¹ y la concentración más alta paratión metílico. La tasa de crecimiento poblacional (r) fue máxima (0.43 ± 0.02 día⁻¹) a 0.002 mg L⁻¹ y disminuyó conforme aumentó la concentración del paratión metílico.

Se ha reportado que al aumentar la concentración de alimento algal ($1-3 \times 10^6$ células mL⁻¹ de *C. vulgaris*), disminuye el efecto tóxico del DDT para *Brachionus patulus* (rotífero) (Sarma, 1998; Sarma & Fernández-Araiza, 1999). Mangas-Ramírez et al. (2000 y 2001) reportaron la importancia de la concentración del alimento en la reducción de la toxicidad de cloruro de amonio en *M. macrocopa* y *Ceriodaphnia dubia*. En el presente estudio se observó que las concentraciones de alimento no reducen el efecto tóxico del paratión metílico en *M.*

macrocopa. Es posible que el paratión metílico sea absorbido vía dérmica y de manera rápida, por lo que el tóxico actúa de manera directa sobre la especie al no existir una interacción entre el alimento y las concentraciones estudiadas (Cameán & Repetto, 2006). Resultados similares ha reportado Sarma y Nandini (2001) y Cao et al. (2022).

Los resultados aquí presentados se alinean con el enfoque actual en ecotoxicología de considerar respuestas de historia de vida y subletales para evaluar riesgos ambientales de contaminantes orgánicos, ya que efectos agudos (CL₅₀) no siempre representan completamente el impacto potencial sobre poblaciones a largo plazo (Schultz et al., 2024).

En el contexto del ensayo crónico y efectos sobre la historia de vida permite visualizar los cambios morfológicos asociados con la toxicidad subletal (Figura 2). Las imágenes muestran organismos del grupo control y del grupo expuesto al insecticida, evidenciando cambios morfológicos asociados con estrés fisiológico.

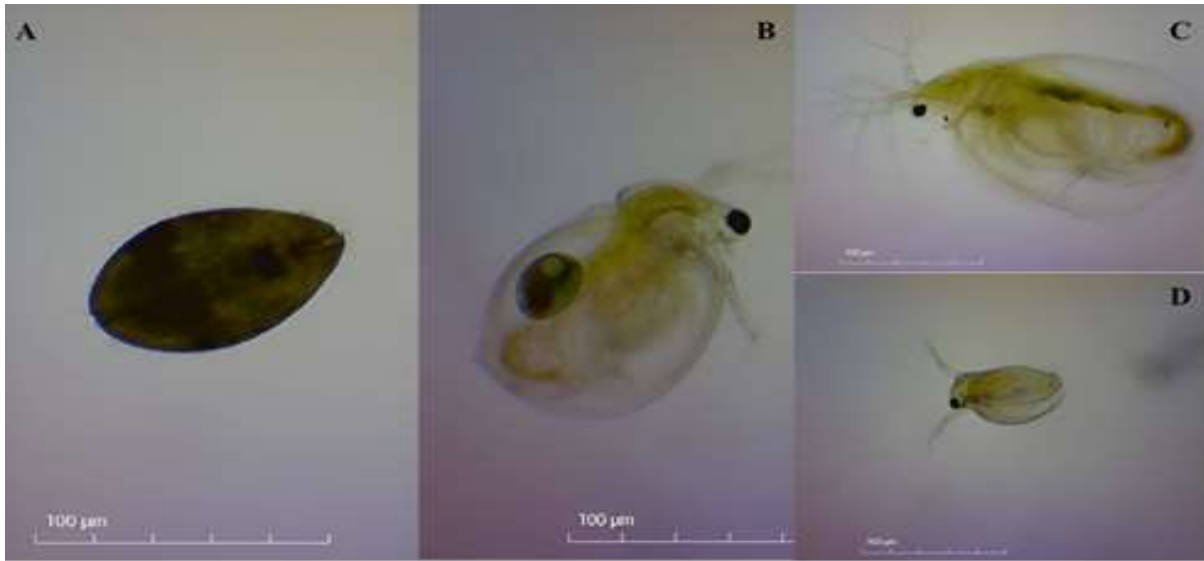


Figura 2. Microfotografías de *Moina macrocopa*: (A y B) Individuo control con morfología típica; (C–D) Individuo expuesto a paratión metálico mostrando alteraciones internas.

El panel (A) corresponde a un organismo no expuesto al paratión metálico, alimentado con algas. El individuo muestra una morfología típica y bien conservada: cuerpo ovalado, turgente, con coloración interna homogénea y sin signos evidentes de estrés fisiológico. La integridad del caparazón y la ausencia de deformaciones sugieren condiciones ambientales favorables y un estado fisiológico normal. El panel (B) representa un individuo control en estado reproductivo, donde se observa claramente la cámara incubadora con huevos/embriones bien definidos. La transparencia del cuerpo, la organización interna normal y la adecuada turgencia corporal son consistentes con altos valores de supervivencia y parámetros reproductivos observados en los tratamientos sin paratión metálico. En contraste, el panel (C) corresponde a un organismo expuesto a paratión metálico en concentración subletal de 0.002 mg L^{-1} . Se aprecian cambios morfológicos evidentes, como alteración en la coloración interna (tonos amarillentos más intensos), posible reducción de la turgencia corporal y menor definición de estructuras internas. Estos rasgos son indicativos de estrés fisiológico crónico y concuerdan con la disminución de la esperanza de vida y de

las tasas reproductivas observadas en los análisis demográficos (Tabla 2). Por último, podemos observar el panel (D), que muestra un individuo de menor tamaño corporal y con menor actividad antenal aparente, rasgos compatibles con exposición prolongada al insecticida. La reducción del tamaño corporal observada sugiere un compromiso energético y fisiológico en *M. macrocopa*, el cual se refleja en la disminución del tiempo de vida, el alargamiento del tiempo generacional y la reducción de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) registrados en los tratamientos expuestos a paratión metálico. Estos resultados son consistentes con lo reportado por Haddapitiye (2003) quien documentó de manera explícita los efectos del paratión metálico en *M. macrocopa* mediante estudios demográficos basados en tablas de vida, evidenciando reducciones significativas en la supervivencia, la reproducción y la tasa de crecimiento poblacional tras la exposición al contaminante. De manera similar, Mangas-Ramírez et al. (2004) señalaron que tanto el cadmio como el paratión metálico provocan alteraciones importantes en los parámetros demográficos y de crecimiento poblacional de *M. macrocopa*, particularmente en

concentraciones cercanas a la letal media. No obstante, en tratamientos con concentraciones subletales y dependiendo del nivel de alimento disponible, algunos organismos mostraron cierto grado de recuperación fisiológica. Asimismo, Chuah et al. (2007) reportaron que los organismos control presentaron valores normales de supervivencia y reproducción, con una esperanza de vida promedio entre 10 y 11 días bajo condiciones favorables de alimentación, mientras que la exposición a contaminantes redujo considerablemente estos parámetros biológicos.

Los resultados obtenidos en este estudio son consistentes con lo reportado en la literatura sobre la alta toxicidad del paratión metílico en organismos cladoceros. Por ejemplo, Cáceres et al. (2019) reportaron valores de CL_{50} para *Daphnia carinata* en un rango de 2.29–2.57 $\mu\text{g L}^{-1}$, equivalente aproximadamente a 0.00229–0.00257 mg L^{-1} , lo que resulta comparable con los valores obtenidos en el presente estudio. Esta similitud sugiere una respuesta toxicológica consistente entre distintos modelos de cladóceros expuestos a insecticidas organofosforados. La toxicidad observada se atribuye principalmente a la inhibición de la enzima acetilcolinesterasa, lo cual provoca la acumulación de acetilcolina en el sistema nervioso y conduce a la disfunción neuromuscular y la mortalidad. Asimismo, se ha documentado que la sensibilidad a estos compuestos puede variar entre especies debido a diferencias en mecanismos fisiológicos y metabólicos, lo que resalta la importancia de utilizar organismos modelo adecuados (Borase et al., 2021). En conjunto, estos resultados refuerzan la validez de los ensayos realizados y evidencian el impacto potencial de estos compuestos en organismos acuáticos, incluso a concentraciones relativamente bajas, lo que refuerza la necesidad de integrar enfoques de toxicidad

aguda y crónica para la evaluación de riesgos ambientales contemporáneos y comprender plenamente el impacto ecológico de estos compuestos en los cuerpos de agua dulce (Chen et al., 2023).

IV. Conclusiones

Los resultados obtenidos en el presente estudio demuestran que *M. macrocopa* es un organismo altamente sensible a la exposición al insecticida organofosforado paratión metílico, tanto en ensayos agudos como crónicos, confirmando su idoneidad como bioindicador en evaluaciones ecotoxicológicas de ecosistemas de agua dulce.

La baja concentración letal media (CL_{50}) a las 24 h de $3.20 \times 10^{-3} \text{ mg L}^{-1}$ ($\log_{10} C = -2.49$) confirma el elevado potencial tóxico de este insecticida organofosforado sobre organismos zooplanctónicos de agua dulce, resaltando la importancia de considerar sus efectos ecotoxicológicos en la evaluación del riesgo ambiental.

En los ensayos crónicos, incluso a concentraciones subletales bajas, se observaron efectos adversos significativos sobre las variables de historia de vida de *M. macrocopa*, incluyendo disminuciones en la supervivencia, la fecundidad y la tasa intrínseca de crecimiento poblacional, así como alteraciones en la longevidad y el desempeño reproductivo. Estos hallazgos evidencian el impacto fisiológico y demográfico del paratión metílico sobre organismos no objetivo y aportan información relevante porque ponen en riesgo la estructura y el equilibrio ecológico, conllevando al fragmento de hábitats asociado al uso de plaguicidas organofosforados. En conjunto, los resultados refuerzan la necesidad de adoptar estrategias regulatorias y de manejo ambiental que consideren los efectos

subletales de estos compuestos sobre organismos acuáticos de agua dulce.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113134>

V. Referencias

- Arias-Castro E., Castrejón-Godínez M. L., Mussali-Galante P., Tovar-Sánchez, E., & Rodríguez, A. (2025). Pesticides degradation through microorganisms immobilized on agro-industrial waste: a promising approach for their elimination from aquatic environments. *Processes*, 13(4), 1073.
- Borase H. P., Muley A. B., Patil S. V., & Singhal R. S. (2021). Enzymatic response of *Moina macrocopa* to different sized zinc oxide particles: an aquatic metal toxicology study. *Environmental research*, 194, 110609.
- Borowitzka, M. A., & Borowitzka, L. J. (1988). *Micro-algal biotechnology*. Cambridge University Press. 315 p.
- Cáceres T., Venkateswarlu K., & Megharaj M. (2019). Acute toxicity of the insecticide methyl parathion and its hydrolytic product *p*-nitrophenol to the native Australian cladoceran *Daphnia carinata*. *Ecotoxicology*, 28, 680-685. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02064-8>
- Cameán, A. M., & Repetto, M. (2006). *Toxicología alimentaria* (pp. 705-705). Ediciones Díaz de Santos.
- Cao, S., Liu, Z., Zhou, B., Jiang, Y., Xu, M., & Wang, Y. (2022). Post-ecological effect and risk assessment of using modified clay in harmful algal bloom mitigation: An attempt based on the responses of zooplankton *Brachionus plicatilis* and bivalve *Mytilus edulis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 230, 113134.
- Chen, T., Chen Chen, H., Wang, A., Yao, W., Xu, Z., Wang, B., & Wu, Y. (2023). Methyl parathion exposure induces development toxicity and cardiotoxicity in zebrafish embryos. *Toxics*, 11 (1): 84. <https://doi.org/10.3390/toxics11010084>
- Chuah T. S., Loh J. Y., & Hii Y. S. (2007). Acute and chronic effects of the insecticide-endosulfan on freshwater cladoceran, *Moina macrocopa* Straus. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 79(5), 557-561.
- Fernández-Casalderrey, A., Ferrando, M. D., & Andreu-Moliner, E. (1992). Acute toxicity of pesticides to rotifers. (*Brachionus calyciflorus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 48, 14-17. <https://doi.org/10.1007/BF00197477>
- Finney, D. J. (1971). *Probit analysis* (3rd ed.). Cambridge University Press.
- Ghosh, T. S., Rana, S., Pal, P., & Mallick, B. (2023). Herbicidal impacts on freshwater zooplankton. *International Journal of Advanced Research Trends in Science*, 2, 36-41. <https://doi.org/10.70035/ijarts.2023.2136-41>
- Gobierno de México. *Gobierno de México*. Gobierno de México, <https://www.gob.mx>. Consultado el 18 mayo 2026.
- González, Y. A. (1998). *El plancton de las aguas continentales*. Secretaría General de la OEA, Washington, D.C. USA. Monografía. No. 33. Pp.130

- Goulden, C. E. (1968). The systematics and evolution of the Moinidae. *Transactions of the American Philosophical Society*, 58, 1–101. <https://doi.org/10.2307/1006102>
- Goździewska, A. M., Cymes, I., & Glińska-Lewczuk, K. (2024). Zooplankton functional diversity as a bioindicator of freshwater ecosystem health across land use gradient. *Scientific Reports*, 14, 18456. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-69577-z>
- Haddapitiye, M. T. R. S. (2003). Recovery patterns of *Moina macrocopa* exposed previously to different concentrations of cadmium and methyl parathion: Life-table demography and population growth studies [Doctoral dissertation, University of Peradeniya]. <https://sucra.repo.nii.ac.jp/record/2000554/>
- Hernández-Zamora, M., Rodríguez-Miguel, A., Martínez-Jerónimo, L., & Martínez-Jerónimo, F. (2023). Combined toxicity of glyphosate (Faena®) and copper to the American cladoceran *Daphnia exilis*—A two-generation analysis. *Water*, 15(11), 2018.
- Iannacone J. A., & Alvarino, L. (2002). Efecto del detergente doméstico alquil aril sulfonato de sodio lineal (LAS) sobre la mortalidad de tres caracoles dulceacuícolas en el Perú. *Ecología Aplicada*, 1(2), 81–87. <https://doi.org/10.21704/rea.v1i1-2.234>
- Iannacone J. A., Salazar, C. N., & Alvarino, L. (2003). Variabilidad del ensayo ecotoxicológico con *Chironomus calligraphus* goeldi (Diptera: Chironomidae) para evaluar cadmio, mercurio y plomo. *Ecología Aplicada*, 2(1), 103–110.
- Krebs, C. J. (1985). *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance* (3rd ed.). Harper & Row.
- Mangas-Ramírez E., Sarma, S.S.S., & Nandini S. (2004). Recovery patterns of *Moina macrocopa* exposed previously to different concentrations of cadmium and methyl parathion: life-table demography and population growth studies. *Hydrobiologia*, 526(1), 255-265.
- Mangas-Ramirez, E., Sarma, S. S. S. & Nandini, S. (2001). Acute and chronic toxicity of ammonium chloride to the cladoceran *Daphnia pulex* in relation to algal food density. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(6), 834-40. <https://doi.org/10.1007/s001280198>.
- Mangas-Ramirez, E., Sarma, S. S. S., & Nandini S. (2000). Effect of ammonium chloride and algal food density (*Chlorella vulgaris*) on the life table demography of the cladoceran *Moina macrocopa*. p 134-35. Sociedad Mexicana de Planctología y Universidad de Guadalajara. 147 p.
- Marcelino, C. N., Brandão, L. F., Correia, C. D. M., Ferreira, A. C., Petsch, D. K., & Portinho, J. L. (2025). Quantification and analysis of emerging threats studies on freshwater zooplankton (Copepoda, Cladocera and Rotifera) in Brazil from 2014 to 2023. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 37, e30. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1525>

- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona, España 1010 pp
- Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2019). Reproductive strategies of *Moina* (Cladocera) in relation to food type and concentration. *Hydrobiology*, 847, 1599-1612.
- Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2022). Competition between *Moina macrocopa* and *Ceriodaphnia dubia* a life table demography study. *Hydrobiology*, 87(1), 85-95. [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200201\)87:1<85::AID-IROH85>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200201)87:1<85::AID-IROH85>3.0.CO;2-D)
- OECD. (1984). *Test No. 202: Daphnia sp. Acute immobilisation test*. Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Patel, R. K., Singh, P., Pandey, R., Mishra, S., Soni, S. K., & Patel, B. (2021). Impact of methyl parathion organophosphate pesticides residues on human health and environment as toxicological outcome.
- Pilotto, F., Golovko, O., & Hultberg, M. (2025). Water quality and pesticide contamination in agricultural streams: assessing white-rot fungi and biochar treatments as remediation strategies. *Journal of Environmental Management*, 394, 127282. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127282>
- Robles, V. E. (1998). Contaminación química del agua, Memorias. Hacia una renovación ambiental en México. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca.
- Rojas, F. (1991). Breviario de términos y conceptos sobre ecología y protección ambiental. 2ª Edición. México. 324 pp
- Sarma S. S., & Nandini, S. (2001). Lifetable demography and population growth of *Brachionus variabilis* Hempel, 1896 in relation to *Chlorella vulgaris* densities. *Hydrobiology*, 446 (447), 75-83. <https://doi.org/10.1023/A:1017577206815>
- Sarma, S. S. S, Nandini S., & Fernández-Araiza, M. A. (1998). Effect of methyl parathion-treated prey (*Brachionus calyciflorus*) on the population growth of the predator *Asplanchna sieboldi* (Rotifera). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61(1), 135-142.
- Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2026). Rotifers as environmental indicators: perspectives based on sampling strategies. *Inland Waters*, 1-48. <https://doi.org/10.1080/20442041.2025.2606343>
- Sarma, S. S. S., Gama-Flores, J. L., & Fernández-Araiza, M. A. (1999). Combined Effects of *Chlorella* Density and Methyl Parathion Concentration on the Population Growth of *Brachionus calyciflorus* (Rotifera). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62(6), 115-121.
- Schultz, A., Owens, J., Demidenko, E., & Roy Chowdhury, P. (2024). Differential Toxicity of Arsenic in *Daphnia pulex* Under Phosphorus and Food Limitation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 43(8), 1807–1819. <https://doi.org/10.1002/etc.5901>

Suzuki, H., Makino, W., Takahashi, S., & Urabe, J. (2024). Assessment of toxic effects of imidacloprid on freshwater zooplankton: An experimental test for 27 species. *Science of the Total Environment*, 927, 172378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172378>

US EPA. (2002a). *Methods for measuring the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms*. United States Environmental Protection Agency.

Van Dijk, T. C., Van Staalduinen, M. A., & Van der Sluijs, J. P. (2013). Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PloS one*, 8(5), e62374. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062374>

Weber, C. I. (1991). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms*. Receiving waters to freshwater and marine organisms. Washington, DC: Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, 197 p.