

**UNIVERSIDAD DE PANAMÁ**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS**  
**ESCUELA DE INGENIERÍA AGRÍCOLA**

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL INCREMENTO DE  
TEMPERATURA Y DE TRES CONCENTRACIONES DEL  
INSECTICIDA BRIGADIER 3 FS (PIRETROIDE, BIFENTHRIN 0.3  
POR CIENTO) SOBRE LA TASA DE DESCOMPOSICIÓN DE  
HOJARASCA DE *Ficus insipida* EN UN EXPERIMENTO DE  
MICROCOSMOS.**

**FÁTIMA SAIDETH PINEDA LIU**

**4-811-1926**

**DAVID, CHIRIQUÍ**

**REPÚBLICA DE PANAMÁ**

**2025**

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL INCREMENTO DE  
TEMPERATURA Y DE TRES CONCENTRACIONES DEL  
INSECTICIDA BRIGADIER 3 FS (PIRETROIDE, BIFENTHRIN 0.3  
POR CIENTO) SOBRE LA TASA DE DESCOMPOSICIÓN DE  
HOJARASCA DE *Ficus insipida* EN UN EXPERIMENTO DE  
MICROCOSMOS.**

**TRABAJO DE GRADUACIÓN SOMETIDA PARA OPTAR POR EL  
TÍTULO DE INGENIERÍA EN MANEJO DE CUENCAS Y  
AMBIENTE**

**FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA AGRÍCOLA**

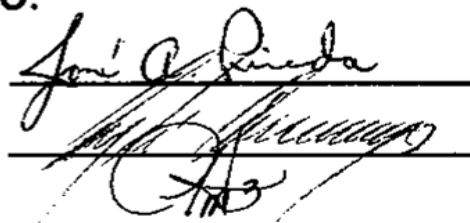
**PERMISO PARA SU PUBLICACIÓN, REPRODUCCIÓN TOTAL O  
PARCIAL DEBE SER OBTENIDA DE LA FACULTAD DE  
CIENCIAS AGROPECUARIAS DE LA UNIVERSIDAD DE PANAMÁ  
Y DEL INSTITUTO CONMEMORATIVO GORGAS DE ESTUDIOS  
DE LA SALUD**

**APROBADO:**

**MSC. JOSÉ A. PINEDA**

**DRA. AYDEÉ CORNEJO**

**DRA. ANA MARÍA VILLARREAL**



The image shows three handwritten signatures, each written over a horizontal line. The top signature is 'José A. Pineda', the middle one is 'Aydeé Cornejo', and the bottom one is 'Ana María Villarreal'.

**DAVID, CHIRIQUÍ  
REPÚBLICA DE PANAMÁ**

**2025**

## DEDICATORIA

A Serafín Pineda y Clotilde Martínez,

mi papá y mi abuela, que, aunque ya no están físicamente, viven en cada logro que alcanzo. Esta meta es también suya, porque sembraron en mí la fortaleza, la ternura y los valores que hoy me sostienen. Gracias por seguir acompañándome con su luz y amor desde donde estén.

A Yaisa Liu, mi mamá, por ser mi pilar incansable. Gracias por tu ejemplo de entrega, tu apoyo incondicional y cada gesto de amor que me impulsó a seguir, incluso en los momentos más difíciles.

A Melvin González, mi hermano y mi mejor aliado. Gracias por estar presente con tu apoyo constante y tu cariño firme.

Y a Shirdi Lorenzo, mi cómplice de días y sueños. Tu compañía ha sido refugio, aliento y alegría en este recorrido.

A ustedes, que habitan mi corazón en formas únicas e irremplazables, dedico este esfuerzo con todo mi amor y gratitud.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco con profundo amor y respeto a mi papá, Serafín Pineda, y a mi abuela, Clotilde Martínez, cuya memoria me ha acompañado y sostenido a lo largo de este proceso. Su ejemplo de vida y cariño incondicional siguen siendo mi guía.

A mi mamá, Yaisa Liu, por su fortaleza y amor infinito; a mi hermano, Melvin González, por su compañía leal y palabras de aliento; a Shirdi Lorenzo, por su comprensión, paciencia y por caminar conmigo en cada etapa; a mis familiares que han estado presentes, por el cariño y la cercanía que me dieron fuerzas en los momentos más difíciles; y a mis mejores amigas, Michelle Duarte y Stefany Batista, por su amistad sincera y por recordarme que nunca estuve sola en este camino.

Agradezco a la Dra. Aydeé Cornejo del Laboratorio de Ecología y Ecotoxicología Acuática (LAB-ECOTOX) del Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud (ICGES) por su orientación, confianza y dedicación a lo largo de todo el proceso de la tesis. Reconozco igualmente el respaldo del ICGES y a la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT), a través de los cuales se me brindó el soporte técnico y financiero para el desarrollo de la tesis y mis entrenamientos. De manera especial, agradezco al equipo del Lab-ECOTOX, en particular a Gabriela García y Alisson Guerra, por el acompañamiento técnico y el apoyo brindado durante la ejecución del estudio. Extiendo también mi gratitud al Dr. Javier Pérez por su apoyo durante el desarrollo de esta tesis.

Al profesor José Pineda, por su guía académica y constante disposición para apoyar mi proceso formativo, y a mis compañeros de clase, quienes con su compañía y colaboración hicieron más llevadero el recorrido universitario.

A todos, gracias por ser parte esencial de este logro.

# ÍNDICE GENERAL

<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
1.1 Planteamiento del problema .....	5
1.2 Antecedentes .....	8
1.3 Justificación.....	11
1.4 Objetivos .....	14
1.5 Hipótesis .....	15
1.6 Alcances y limitaciones del estudio .....	16
<b>2. REVISIÓN DE LITERATURA .....</b>	<b>17</b>
<b>3. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>21</b>
3.1. Materiales .....	21
3.1.1. Sitio de experimentación .....	21
3.1.2. Insecticida Bifenthrin .....	22
3.1.3. Hojarasca .....	22
3.2. Metodología Experimental .....	23
3.2.1. Recolección de invertebrados detritívoros .....	23
3.2.2. Preparación del inóculo microbiano .....	24
3.2.3. Montaje del experimento .....	24
3.2.4. Descomposición de la hojarasca total y mediada por detritívoros .....	27
3.2.5. Descomposición microbiana y esporulación .....	27
3.3. Análisis de datos estadísticos .....	28

3.3.1 Descomposición de hojarasca.....	29
3.3.2. Parámetros físico-químicos .....	29
3.3.3. Variables biológicas.....	30
<b>4. RESULTADOS.....</b>	<b>31</b>
4.1 Descomposición de hojarasca .....	31
4.2 Parámetros físico-químicos .....	35
4.3 Invertebrados detritívoros.....	38
4.4 Hifomicetos Acuáticos .....	45
.....	47
<b>5. DISCUSIÓN .....</b>	<b>48</b>
5.1 Descomposición de la hojarasca modelada por la temperatura .....	48
5.2 Efectos del plaguicida sobre la descomposición de la hojarasca .....	50
5.3 Parámetros físico-químicos .....	51
5.4. Respuestas biológicas de los invertebrados detritívoros .....	52
5.5 Hifomicetos acuáticos bajo estrés ambiental.....	53
<b>6. CONCLUSIONES.....</b>	<b>54</b>
<b>7. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>56</b>
<b>8. ANEXOS .....</b>	<b>57</b>
<b>9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>59</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>CUADRO I.</b> ANOVA DEL EFECTO DE LA TEMPERATURA, LA CONCENTRACIÓN DE BIFENTHRIN Y SU INTERACCIÓN SOBRE DESCOMPOSICIÓN TOTAL, MICROBIANA Y DETRITÍVORA HOJARASCA.	LA DE DE 31
<b>CUADRO II.</b> ANOVA DE MORTALIDAD.	40
<b>CUADRO III.</b> PRUEBA DE TUKEY DE MORTALIDAD.	40
<b>CUADRO IV.</b> PRUEBA DE TUKEY DE MORTALIDAD, TEMPERATURA VS TRATAMIENTO.	41
<b>CUADRO V.</b> ANOVA DE PUPACIÓN.	42
<b>CUADRO VI.</b> ANOVA DE EMERGENCIA.	42
<b>CUADRO VII.</b> ANOVA DE SUPERVIVENCIA SIN DESARROLLO.	43
<b>CUADRO VIII.</b> PRUEBA DE TUKEY TRATAMIENTOS DE SUPERVIVENCIA SIN DESARROLLO.	43
<b>CUADRO IX.</b> ANOVA DE CRECIMIENTO LARVARIO.	44
<b>CUADRO X.</b> PRUEBA DE TUKEY DE CRECIMIENTO LARVARIO.	45

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>FIGURA 1.</b> Llenado de microcosmos con agua filtrada del afluente durante la instalación del experimento en condiciones de laboratorio.....	21
<b>FIGURA 2.</b> Insecticida bifenthrin. ....	22
<b>FIGURA 3.</b> Hoja de la especie <i>Ficus insipida</i> .....	22
<b>FIGURA 4.</b> Recolección de larvas de la familia Calamoceratidae.....	23
<b>FIGURA 5.</b> Diseño experimental. ....	26
<b>FIGURA 6.</b> Tasas de Descomposición Total, Descomposición mediada por detritívoros y Descomposición microbiana con diferentes concentraciones de bifenthrin sometidos a tres temperaturas ([Control (T-Basal; 23.5 °C), Intermedia (T-Media; 26.5 °C), y Alta (T-Alta; 28.5 °C)]. ....	34
<b>FIGURA 7.</b> Tendencia de los parámetros físico-químicos bajo diferentes condiciones.....	37
<b>FIGURA 8.</b> Mortalidad larval de <i>Phylloicus sp.</i> bajo gradientes térmicos y concentraciones de bifenthrin.....	39
<b>FIGURA 9.</b> Tasa de esporulación conidios/g/d.....	47
<b>FIGURA 10.</b> Tendencia de los parámetros físico-químicos bajo diferentes condiciones.....	57
<b>FIGURA 11.</b> Individuo de <i>Phylloicus sp.</i> (vista ventral) .....	58
<b>FIGURA 12.</b> <i>Alatospora pulchella</i> (conidio de hifomiceto acuático) .....	58

# EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL INCREMENTO DE TEMPERATURA Y DE TRES CONCENTRACIONES DEL INSECTICIDA BRIGADIER 3 FS (PIRETROIDE, BIFENTHRIN 0.3 POR CIENTO) SOBRE LA TASA DE DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA DE *Ficus insipida* EN UN EXPERIMENTO DE MICROCOSMOS.

Pineda Liu, F. S. (2025). Evaluación del efecto del incremento de temperatura y de tres concentraciones del insecticida Brigadier 3 FS (piretroide, bifenthrin 0.3 por ciento) sobre la tasa de descomposición de hojarasca de *Ficus insipida* en un experimento de microcosmos. [Tesis de licenciatura, Universidad de Panamá]. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Escuela de Ingeniería Agrícola, Chiriquí, Panamá.

## RESUMEN

La descomposición de hojarasca es un proceso clave en los ecosistemas fluviales tropicales, mediado por invertebrados detritívoros y organismos microbianos. Sin embargo, factores como el cambio climático y la contaminación por agroquímicos pueden afectar esta función ecológica. Este estudio evaluó los efectos combinados del aumento de temperatura, definido para representar condiciones actuales y escenarios plausibles de cambio climático tropical [Control (T-Basal;  $23.67 \pm 0.11$  grados Celsius), Intermedia (T-Media;  $26.38 \pm 0.10$  grados Celsius) y Alta (T-Alta;  $28.34 \pm 0.21$  grados Celsius)] y de cuatro concentraciones del insecticida bifenthrin [Control (0.00 microgramos por litro), C1 (0.01 microgramos por litro), C2 (0.1 microgramos por litro) y C3 (1.00 microgramos por litro)] sobre la descomposición de hojarasca de *Ficus insipida*, mediante un experimento de microcosmos de 10 días con larvas de *Phylloicus sp.* La descomposición total de hojarasca fue significativamente afectada por la temperatura ( $F = 7.25$ ,  $p = 0.0014$ ), la concentración de bifenthrin ( $F = 59.26$ ,  $p < 0.0001$ ) y su interacción ( $F = 2.56$ ,  $p = 0.0265$ ). Las mayores tasas de descomposición se registraron en T-Basal en tratamientos controles (sin plaguicida), y las menores en T-Alta con la dosis más alta de bifenthrin (C3). La descomposición microbiana aumentó con la temperatura ( $F = 20.83$ ,  $p < 0.0001$ ), sin efecto del bifenthrin, mientras que la detritívora disminuyó con el insecticida ( $F = 47.61$ ,  $p < 0.0001$ ) y fue sensible a la temperatura ( $F = 5.58$ ,  $p = 0.0056$ ). Las hipótesis alternativas fueron aceptadas para la mayoría de las variables, confirmando efectos de los tratamientos sobre la descomposición total, detritívora y microbiana, así como sobre invertebrados detritívoros, parámetros fisicoquímicos y la esporulación de hifomicetos acuáticos. En particular, se corroboró la hipótesis alternativa de la descomposición total de hojarasca, cumpliéndose así el objetivo general del estudio. Estos resultados muestran que los estresores combinados afectan la funcionalidad de los ecosistemas lóticos tropicales, destacando su relevancia para la salud ecosistémica. **Palabras clave:** Descomposición de hojarasca, bifenthrin, temperatura, *Phylloicus sp.*, microcosmos.

## **EVALUATION OF THE EFFECT OF INCREASED TEMPERATURE AND THREE CONCENTRATIONS OF THE INSECTICIDE BRIGADIER 3 FS (PYRETHROID, BIFENTHRIN 0.3 PERCENT) ON THE LEAF LITTER DECOMPOSITION RATE OF *Ficus insipida* IN A MICROCOSM EXPERIMENT.**

Pineda Liu, F. S. (2025). Evaluation of the effect of increased temperature and three concentrations of the insecticide brigadier 3 fs (pyrethroid, bifenthrin 0.3 percent) on the leaf litter decomposition rate of *Ficus insipida* in a microcosm experiment. [Bachelor's thesis, University of Panama]. Faculty of Agricultural Sciences, School of Agricultural Engineering, Chiriquí, Panama.

### **ABSTRACT**

Leaf litter decomposition is a key process in tropical stream ecosystems, mediated by detritivorous invertebrates and microbial organisms. However, factors such as climate change and agrochemical pollution can alter this ecological function. This study evaluated the combined effects of increasing temperature, defined to represent current conditions and plausible tropical climate change scenarios [Control (T-Basal;  $23.67 \pm 0.11$  grados Celsius) Intermediate (T-Media;  $26.38 \pm 0.10$  grados Celsius) and High (T- High;  $28.34 \pm 0.21$  grados Celsius)] and four concentrations of the insecticide bifenthrin [Control (0.00 micrograms per liter), C1 (0.01 micrograms per liter), C2 (0.1 micrograms per liter) and C3 (1.00 micrograms per liter)], on the decomposition of *Ficus insipida* leaf litter, through a 10-day microcosm experiment using *Phylloicus sp.* larvae (Calamoceratidae: Trichoptera). Total leaf litter decomposition was significantly affected by temperature ( $F = 7.25$ ,  $p = 0.0014$ ), bifenthrin concentration ( $F = 59.26$ ,  $p < 0.0001$ ) and their interaction ( $F = 2.56$ ,  $p = 0.0265$ ). The highest decomposition rates were recorded at T-Basal in the control treatment (without pesticide), while the lowest were at observed at T-High with the highest bifenthrin dose (C3). Microbial decomposition increased with temperature ( $F = 20.83$ ,  $p < 0.0001$ ), without no effect of bifenthrin, whereas detritivore-mediated decomposition decreased with the insecticide ( $F = 47.61$ ,  $p < 0.0001$ ) and was sensitive to temperature ( $F = 5.58$ ,  $p = 0.0056$ ). Alternative hypotheses were supported for most variables, confirming treatment effects on total, detritivore-mediated, and microbial decomposition, as well as on detritivorous invertebrates, physicochemical parameters, and aquactic hyphomycete sporulation. In particular, the alternative hypothesis of total leaf litter decomposition was corroborated, fulfilling the main objective of the study. These results demonstrate that combined stressors affect the functionality integrity of tropical lotic ecosystems, underscoring their relevance to ecosystem health.

**Keywords:** Leaf litter decomposition, bifenthrin, temperature, *Phylloicus sp.*, microcosm.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas fluviales tropicales desempeñan un papel fundamental en la dinámica de reciclaje de nutrientes, siendo la descomposición de hojarasca una de las funciones ecosistémicas más relevantes (Boyero *et al.*, 2011). Este proceso es llevado a cabo por una compleja interacción entre organismos detritívoros e hifomicetos acuáticos, organismos clave en la fragmentación, acondicionamiento y mineralización de la materia orgánica (Ebling *et al.*, 2023). Sin embargo, su desempeño puede verse comprometido por diversos estresores ambientales.

Estos ecosistemas han sido conceptualizados desde la perspectiva de "El concepto de continuo fluvial" propuesto por Vannote *et al.*, (1980), que describe un gradiente longitudinal en el cual las características físicas, químicas y biológicas varían a lo largo del río, modulando los procesos ecológicos esenciales como la descomposición de la hojarasca. Según esta teoría, en los tramos superiores, donde la sombra limita la producción primaria, la descomposición de la materia orgánica proveniente del follaje es un proceso clave para el flujo de energía y nutrientes en el sistema, mediado por una comunidad especializada de organismos descomponedores. En los ecosistemas fluviales tropicales, estos procesos resultan vitales para mantener la funcionalidad del sistema, aunque pueden verse afectados por alteraciones ambientales recientes como el aumento de temperatura y la contaminación por plaguicidas, que pueden alterar la composición y función de estas comunidades, modificando el equilibrio natural descrito en esta teoría.

En las últimas décadas, el cambio climático ha generado alteraciones significativas en los patrones de temperatura, afectando la fisiología de los organismos y los procesos ecosistémicos dependientes de la temperatura, como la descomposición (Prieto *et al.*, 2019). Diversos estudios han documentado que el incremento térmico puede acelerar la descomposición microbiana, pero también reducir la eficiencia de macroinvertebrados fragmentadores y alterar la estructura de sus comunidades (Monroy *et al.*, 2023).

A esta presión ambiental se suma el uso intensivo de pesticidas agrícolas, entre ellos los piretroides como el bifenthrin, ampliamente empleados por su eficacia insecticida. Estos compuestos, al llegar a cuerpos de agua a través de escorrentía, pueden generar efectos subletales o letales en organismos acuáticos, comprometiendo funciones ecológicas esenciales (Dawoud *et al.*, 2017). El bifenthrin, en particular, ha sido asociado con alteraciones en la actividad enzimática, mortalidad de macroinvertebrados y cambios en la tasa de descomposición de hojarasca (Nowell *et al.*, 2024).

No obstante, los estudios que abordan los efectos combinados de estos factores de estrés (temperatura e insecticidas) siguen siendo limitados, especialmente en ecosistemas tropicales. La mayoría de investigaciones proviene de zonas templadas, por lo que existe una necesidad urgente de generar conocimiento contextualizado a regiones como Centroamérica. Además, los enfoques experimentales en condiciones controladas, como los microcosmos, permiten

evaluar de manera integrada los impactos de múltiples estresores sobre la descomposición (Chará-Serna y Richardson, 2017).

Dado este panorama, estudios experimentales que aborden la interacción entre variables como temperatura y contaminación por plaguicidas resultan fundamentales para comprender las respuestas funcionales de los ecosistemas acuáticos ante escenarios futuros de cambio global. El uso de microcosmos permite controlar de manera precisa las condiciones ambientales y simular escenarios de estrés múltiple, proporcionando evidencia empírica robusta para orientar estrategias de conservación, restauración y manejo de cuencas. Este tipo de investigaciones también contribuye al desarrollo de herramientas de biomonitoreo más sensibles y adaptadas a las realidades ecológicas de las regiones tropicales, que siguen estando subrepresentadas en la literatura científica global.

La comprensión de estos procesos cobra especial relevancia en un país como Panamá, donde la producción agrícola convive estrechamente con sistemas fluviales que sostienen una alta biodiversidad y proveen servicios ecosistémicos esenciales para las comunidades humanas. Evaluar cómo factores como el aumento de la temperatura y la exposición a insecticidas inciden en la descomposición de hojarasca permite anticipar posibles repercusiones sobre el funcionamiento de las cuencas tropicales. En este sentido, los hallazgos de este trabajo no solo contribuyen al conocimiento científico, sino que también ofrecen insumos valiosos para la gestión sostenible de los recursos hídricos en la región.

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto del incremento de temperatura, bajo un escenario simulado de cambio climático, y de tres concentraciones del insecticida Brigadier 3 FS (bifenthrin 0.3 por ciento) sobre la tasa de descomposición de hojarasca de *Ficus insipida*, (en adelante *F. insipida*) utilizando un diseño experimental de microcosmos tropicales.

### **1.1 Planteamiento del problema**

En los ecosistemas fluviales tropicales, la descomposición de hojarasca constituye un proceso ecológico clave, ya que permite el reciclaje de nutrientes, la liberación de carbono y la disponibilidad de materia orgánica para otros niveles tróficos. Esta función es llevada a cabo principalmente por macroinvertebrados detritívoros e hifomicetos acuáticos, que colonizan y transforman la hojarasca en descomposición. Su actividad no solo sostiene la dinámica energética de los sistemas lóticos, sino que también actúa como un indicador funcional del estado de salud del ecosistema.

Sin embargo, esta dinámica puede verse alterada por distintos factores de estrés ambiental. Entre ellos, el aumento de la temperatura producto del cambio climático representa una amenaza creciente, ya que puede modificar el metabolismo de los organismos descomponedores y alterar el equilibrio entre descomposición detritívora y microbiana. A este problema se suma la contaminación por agroquímicos, en especial el uso extendido e indiscriminado de plaguicidas en zonas agrícolas.

En el caso específico de Panamá, las proyecciones de cambio climático para la región apuntan a un incremento de la temperatura media anual, lo que podría amplificar los efectos de estos compuestos sobre los organismos acuáticos, especialmente en periodos de bajo caudal, donde la dilución de contaminantes es mínima. Además, el desarrollo agrícola ha ido acompañado del uso intensivo de agroquímicos, muchas veces sin regulaciones estrictas sobre su aplicación, manejo

y disposición. Los sistemas lóticos adyacentes a zonas agrícolas reciben aportes constantes de escorrentía, lo que incrementa la exposición de la biota acuática a contaminantes como el bifenthrin.

El bifenthrin, un insecticida del grupo de los piretroides, es utilizado de forma intensiva en diversos cultivos del país y ha demostrado efectos tóxicos sobre organismos acuáticos no objetivo (Ríos, 2019; Requena, 2022). En la actualidad, muchos ríos de Panamá se encuentran expuestos de manera simultánea a los efectos del cambio climático y a la presión constante de agroquímicos provenientes de la actividad agrícola (Braghtley *et al.*, 2024). Estas condiciones generan escenarios de estrés múltiple que amenazan la supervivencia y funcionalidad de comunidades de macroinvertebrados e hifomicetos acuáticos, comprometiendo con ello procesos esenciales como la descomposición de hojarasca. El deterioro de esta función no solo implica una reducción en la capacidad de reciclaje de nutrientes y en la disponibilidad de materia orgánica para otros niveles tróficos, sino que también representa una señal de pérdida de resiliencia ecológica en los sistemas fluviales tropicales del país (García *et al.*, 2025).

Además, los efectos subletales de los contaminantes, como alteraciones en el comportamiento alimentario, en la reproducción o en la fisiología, muchas veces no se traducen inmediatamente en mortalidad, pero sí afectan funciones críticas como la descomposición (Mayer-Pinto *et al.*, 2020). Por ello, centrar los estudios únicamente en la sobrevivencia de los organismos puede subestimar el impacto real

de estos estresores sobre la funcionalidad del ecosistema. La evaluación de procesos, como la tasa de descomposición de hojarasca, permite una comprensión más holística del deterioro ecológico, al reflejar los efectos acumulados sobre múltiples niveles de organización biológica.

A pesar de la relevancia de estos estresores, aún existe escasa evidencia científica que evalúe sus efectos combinados sobre procesos ecológicos clave en ecosistemas tropicales. Los estudios existentes tienden a abordar estos factores por separado y, en su mayoría, se han desarrollado en regiones templadas. Esta limitación deja un vacío importante en el conocimiento, particularmente en contextos tropicales donde la biodiversidad y la sensibilidad ecológica son altas. En este sentido, se hace necesario implementar enfoques experimentales bajo condiciones controladas, como los microcosmos, que permitan evaluar simultáneamente los efectos del incremento térmico y de los contaminantes agrícolas sobre la descomposición de hojarasca, con el fin de comprender su impacto sobre la integridad funcional de los ecosistemas acuáticos.

## 1.2 Antecedentes

La descomposición de hojarasca es un proceso clave en los ecosistemas fluviales, especialmente en ambientes tropicales, donde contribuye significativamente al reciclaje de nutrientes y al flujo de energía (Boyero *et al.*, 2011). Este proceso es impulsado por la acción conjunta de hongos acuáticos, particularmente los hifomicetos, y macroinvertebrados detritívoros, que fragmentan y descomponen la materia orgánica (Ferreira *et al.*, 2016).

En zonas tropicales, la actividad biológica en los sistemas lóticos suele ser más intensa debido a las altas temperaturas, lo que puede acelerar la descomposición microbiana. Sin embargo, este proceso también es sensible a alteraciones ambientales, como los cambios térmicos y la exposición a contaminantes (Pérez *et al.*, 2018). Diversos estudios han demostrado que el aumento de temperatura puede modificar la actividad de los descomponedores, afectando tanto la velocidad como la calidad de la descomposición (Cummins *et al.*, 2024)

En regiones templadas, la influencia de la temperatura sobre la descomposición de hojarasca ha sido ampliamente documentada, observándose que los incrementos térmicos tienden a acelerar la actividad microbiana, aunque no siempre favorecen la fragmentación por invertebrados (Piscart *et al.*, 2013). En contraste, los estudios en ecosistemas tropicales son más limitados, pese a que estos albergan una mayor diversidad de descomponedores y enfrentan una mayor variabilidad climática (Boyero *et al.*, 2016). Esta diferencia evidencia una brecha de conocimiento importante, ya que los patrones descritos para zonas templadas no necesariamente

se aplican a ríos tropicales, donde las respuestas de hongos e invertebrados pueden diferir sustancialmente.

Paralelamente, el uso creciente de plaguicidas en la agricultura tropical, como los piretroides, ha generado preocupación por su impacto en organismos acuáticos no objetivo. El bifenthrin, en particular, puede alterar el comportamiento y la supervivencia de macroinvertebrados y afectar la colonización fúngica de la hojarasca (Relyea y Hoverman, 2006).

Respecto a los contaminantes, diversos trabajos han señalado que los plaguicidas de uso agrícola pueden reducir la abundancia y diversidad de invertebrados acuáticos, además de inhibir la colonización fúngica en la hojarasca (Dudgeon *et al.*, 2006). Sin embargo, la mayoría de estas investigaciones se han enfocado en un único factor de estrés, sin considerar la interacción con la temperatura. Esto limita la capacidad de predecir escenarios futuros en un contexto de cambio climático, donde ambos factores coexisten y pueden actuar de manera sinérgica o antagónica (Jackson *et al.*, 2016).

Aunque se han estudiado por separado los efectos de la temperatura y los plaguicidas sobre la descomposición, son escasos los trabajos que analizan su acción conjunta en condiciones controladas. Comprender estos factores resulta esencial para anticipar alteraciones en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, sobre todo en contextos con alta presión agrícola (Cornejo *et al.*, 2021).

En Panamá, diversos trabajos han demostrado que los plaguicidas aplicados en zonas agrícolas alcanzan los sistemas de agua dulce y alteran su dinámica ecológica. En la cuenca alta del río Chiriquí Viejo se han identificado 29 compuestos pesticidas, entre ellos insecticidas como bifenthrin y clorpirifós (Cornejo *et al.*, 2019). De forma comparable, en la cuenca del Canal de Panamá también se han encontrado residuos de plaguicidas asociados a la agricultura cercana, los cuales han afectado procesos funcionales, como la descomposición de hojarasca, y la composición de las comunidades acuáticas, evidenciando que la contaminación por agroquímicos es una problemática persistente en los ríos tropicales del país (Pérez *et al.*, 2023). Además, bioensayos con detritívoros característicos de arroyos tropicales han revelado que estos organismos presentan una elevada sensibilidad a varios de estos compuestos, lo que indica que las concentraciones registradas en la región pueden causar efectos letales y subletales que comprometen funciones ecológicas clave, en particular el proceso de descomposición de materia orgánica (Cornejo *et al.*, 2021)

Estos antecedentes resaltan la necesidad de evaluar los efectos de plaguicidas bajo condiciones tropicales y en escenarios de estrés combinado.

### 1.3 Justificación

La descomposición de hojarasca constituye una función ecológica fundamental en los ecosistemas acuáticos, pues regula el ciclo de nutrientes, favorece la formación de hábitats y sustenta redes tróficas complejas (Cereghetti *et al.*, 2025). Este proceso es impulsado principalmente por comunidades de invertebrados detritívoros y hongos acuáticos, cuya actividad puede verse comprometida por estresores ambientales como el aumento de temperatura y la contaminación por plaguicidas (Cornejo *et al.*, 2021). La alteración de este mecanismo puede generar desequilibrios en la productividad, la disponibilidad de recursos energéticos y la resiliencia de los sistemas fluviales.

En Panamá, la expansión agrícola ha incrementado significativamente el uso de agroquímicos, entre ellos el insecticida bifenthrin, lo cual representa una amenaza potencial para los organismos descomponedores y, en consecuencia, para la estabilidad ecológica de las aguas continentales. Estos ambientes sostienen no solo una alta diversidad biológica, sino también a las comunidades humanas que dependen de ellos para el abastecimiento de agua, la pesca artesanal y otros servicios ecosistémicos.

A pesar de la importancia de estos procesos, la mayoría de los estudios experimentales sobre descomposición de hojarasca han sido realizados en regiones templadas, con escasa representación de ecosistemas tropicales (Giweta, 2020). Asimismo, son limitadas las investigaciones que evalúan de manera conjunta los

efectos del incremento de temperatura, asociado al cambio climático, y de los plaguicidas agrícolas, lo que evidencia un vacío de conocimiento sobre cómo actúan estos estresores combinados en los sistemas fluviales tropicales.

Esta investigación busca atender ese vacío mediante un enfoque de microcosmos, que permite simular condiciones controladas y observar con precisión el impacto de la temperatura y del bifenthrin en un contexto tropical. Los resultados contribuirán a una mejor comprensión del funcionamiento de los ecosistemas frente al estrés antropogénico y servir como base para políticas de manejo y conservación de cuencas hidrográficas. De manera particular, este estudio genera información valiosa para la planificación del uso del suelo, el control de fuentes difusas de contaminación y la implementación de prácticas agrícolas sostenibles en las zonas altas y bajas de las cuencas. Además, los hallazgos obtenidos podrán orientar el diseño de programas de monitoreo y restauración que fortalezcan la resiliencia de los ríos frente a escenarios de cambio climático y presión antrópica. En este sentido, la investigación no solo contribuye al avance del conocimiento científico en ecología tropical, sino que también tiene un valor aplicado al proporcionar herramientas que favorezcan la gestión sostenible de los recursos hídricos y la protección de la biodiversidad asociada.

Desde esta perspectiva, la investigación también responde a un compromiso ético y social, al reconocer que la degradación de los ecosistemas acuáticos no solo afecta la biodiversidad, sino también la calidad de vida de las comunidades

humanas que dependen directamente de ellos. Evaluar de forma integrada los efectos del cambio climático y de los agroquímicos permite anticipar riesgos ambientales y diseñar estrategias preventivas que reduzcan la vulnerabilidad de las poblaciones rurales y urbanas frente a la pérdida de servicios ecosistémicos esenciales como el agua, la alimentación y la regulación climática.

En este marco, la presente tesis cobra especial relevancia al ser el primer esfuerzo en Panamá en integrar de manera experimental el análisis del cambio climático y la contaminación por plaguicidas sobre un proceso ecológico clave como la descomposición de hojarasca. Su importancia radica no solo en aportar evidencia científica novedosa sobre los ecosistemas tropicales, sino también en ofrecer insumos prácticos que fortalezcan la toma de decisiones en conservación, agricultura sostenible y gestión de cuencas. De esta manera, este trabajo contribuye tanto al avance de la ecología y ecotoxicología, como a la construcción de estrategias que promuevan la sostenibilidad ambiental y el bienestar de las comunidades humanas dependientes de los recursos hídricos.

## **1.4 Objetivos**

### **1.4.1 Objetivo General**

- Evaluar el efecto combinado del incremento de temperatura y de las concentraciones del insecticida Brigadier 3 FS (piretroide, bifenthrin 0.3 por ciento) sobre el proceso de descomposición de hojarasca de *F. insipida* y las comunidades descomponedoras en ecosistemas fluviales tropicales.

### **1.4.2 Objetivos Específicos**

- Determinar los efectos combinados del incremento de temperatura y la concentración del bifenthrin la sobre la tasa de descomposición de hojarasca de *F. insipida*, mediada por invertebrados acuáticos detritívoros del género *Phylloicus sp.* (Calamoceratidae), en condiciones controladas de laboratorio.
- Determinar los efectos combinados del incremento de temperatura y la concentración del bifenthrin la sobre la tasa de descomposición de hojarasca de *F. insipida* mediada por hifomicetos acuáticos, en un ambiente controlado en laboratorio.

## 1.5 Hipótesis

### 1.5.1 Efectos combinados de temperatura y bifenthrin sobre la descomposición de la hojarasca

H<sub>0</sub>: El aumento de la temperatura no modifica la descomposición microbiana ni la detritívora; el bifenthrin no afecta ninguno de estos componentes; y no existen efectos interactivos entre temperatura y bifenthrin.

H<sub>1</sub>: El aumento de la temperatura favorece la descomposición microbiana y reduce la detritívora; el bifenthrin disminuye ambos componentes; y existen efectos combinados no aditivos entre temperatura y bifenthrin.

### 1.5.2 Respuestas de *Phylloicus* y de los hifomicetos acuáticos a los factores de estrés térmico y químico

H<sub>0</sub>: La temperatura y el bifenthrin no afectan la supervivencia, el desarrollo ni la actividad de *Phylloicus*, ni la esporulación de los hifomicetos acuáticos.

H<sub>1</sub>: La temperatura y/o el bifenthrin afectan significativamente la supervivencia, el desarrollo y la actividad de *Phylloicus*, así como la esporulación de los hifomicetos, evidenciando cambios asociados al estrés térmico y químico.

## **1.6 Alcances y limitaciones del estudio**

### **1.6.1 Alcances**

El presente estudio determina los efectos combinados de la exposición al insecticida bifenthrin y el incremento de la temperatura simulando los efectos del cambio climático en procesos ecológicos clave de los ecosistemas acuáticos tropicales. Para ello se llevó a cabo un experimento de microcosmos donde se utilizaron diferentes concentraciones del insecticida bifenthrin y se evaluó el efecto de este en un ambiente controlado, por medio de la estimación de la tasa de descomposición de hojarasca de *F. insipida* mediada por invertebrados acuáticos detritívoros (*Phylloicus*: Calamoceratidae) e hifomicetos acuáticos.

### **1.6.2 Limitaciones**

Una de las principales limitaciones del estudio fue la dificultad en la aclimatación inicial de las larvas de Leptoceridae, consideradas como organismo modelo para evaluar los tratamientos. Durante las 48 horas previas al experimento se registró alta mortalidad, lo que evidenció su baja adaptación a las condiciones de laboratorio y del microcosmos. Ante ello fue necesario recolectar nuevos organismos y sustituirlos por larvas de *Phylloicus* (Calamoceratidae), que mostraron mayor tolerancia y completaron la aclimatación. Este cambio permitió continuar con el experimento, aunque implicó un ajuste metodológico que debe considerarse al interpretar los resultados, ya que las respuestas pueden variar entre familias de detritívoros acuáticos.

## 2. REVISIÓN DE LITERATURA

La descomposición de hojarasca en ecosistemas fluviales tropicales constituye un proceso ecológico clave, ya que permite el reciclaje de nutrientes, la liberación de carbono y el mantenimiento de la estructura y funcionalidad de las redes tróficas (García *et al.*, 2025). Este proceso es mediado principalmente por comunidades de invertebrados detritívoros e hifomicetos acuáticos, cuyas actividades biológicas transforman la materia orgánica y facilitan su incorporación al sistema (Alam *et al.*, 2021). No obstante, este servicio ecosistémico puede verse alterado por estresores ambientales derivados de actividades humanas, tales como el incremento de la temperatura global y el uso intensivo de agroquímicos.

A pesar de la creciente preocupación por estos factores, la interacción entre el aumento de temperatura y la contaminación por agroquímicos ha sido escasamente abordada en estudios que evalúan la descomposición de hojarasca, particularmente en regiones tropicales. La mayoría de las investigaciones disponibles se han enfocado en el efecto individual de cada estresor y, en menor medida, en su acción combinada sobre los descomponedores biológicos, lo cual está respaldado por trabajos realizados en Panamá, donde se ha evidenciado que la actividad agrícola reduce la descomposición mediada por detritívoros; sin embargo, los estudios que evalúan la acción conjunta de factores climáticos y contaminantes aún son escasos (Cornejo *et al.*, 2021; García *et al.*, 2023).

En la investigación llevada a cabo por Carvajal C. (2018) se examinó la influencia

de plaguicidas sobre los procesos de degradación de materia orgánica relacionados con un género de macroinvertebrados acuáticos. El estudio, efectuado en condiciones experimentales controladas, utilizó sistemas de microcosmos para evaluar el efecto de dos insecticidas distintos. Los organismos analizados presentaron modificaciones en todos los tratamientos aplicados con ambas sustancias, lo cual también se evidenció en las tasas de descomposición del material vegetal. La incorporación de los insecticidas en los microcosmos provocó impactos tanto en el desarrollo de los individuos como en la descomposición de la hojarasca de *Alnus*; sin embargo, no se detectaron diferencias estadísticamente relevantes entre los compuestos evaluados.

Asimismo, en el ámbito nacional, Cornejo *et al.* (2021) desarrollaron un experimento en microcosmos para evaluar los efectos individuales y combinados de varios agroquímicos sobre organismos detritívoros. Los resultados mostraron impactos negativos sobre la supervivencia de los invertebrados expuestos, además de destacar que la sensibilidad a los plaguicidas puede variar entre grupos taxonómicos y según el modo de acción del compuesto. Esta variabilidad representa un desafío para predecir sus efectos en ecosistemas dulceacuícolas, especialmente en zonas tropicales donde existe un vacío de información científica.

Por su parte, Bayro (2022) estudió el impacto del insecticida bifenthrin sobre invertebrados acuáticos, evaluando diferentes niveles de organización biológica en ensayos de laboratorio. Se identificó que los bioensayos usualmente utilizan agua

como vía principal de exposición, y se observó susceptibilidad tanto en organismos juveniles como adultos.

Respecto al componente microbiano, la tesis de Guerra A. (2022) abordó la actividad de hifomicetos acuáticos sobre distintos tipos de hojarasca, encontrando que *F. insipida* presentó la mayor pérdida de masa, lo cual sugiere una elevada tasa de descomposición mediada por hongos. Este resultado subraya el rol facilitador de los hifomicetos en la mejora del valor nutritivo de la hojarasca para su posterior aprovechamiento por parte de los detritívoros.

Por otro lado, García *et al.* (2023) evidenciaron que variables abióticas como la temperatura y la salinidad influyen significativamente en las tasas de descomposición total, microbiana y detritívora. En su estudio, se observó que el aumento de la temperatura estimuló la actividad microbiana, acelerando la descomposición por hongos, pero a su vez redujo la eficiencia de los insectos detritívoros, lo que sugiere respuestas contrastantes entre los distintos componentes biológicos ante condiciones térmicas elevadas.

De manera complementaria, Pérez *et al.* (2023) destacaron que los ecosistemas de agua corriente son especialmente vulnerables debido al ingreso constante de nutrientes, contaminantes y sedimentos. En este contexto, la hojarasca constituye la principal fuente de energía para las cadenas tróficas, y su descomposición representa un indicador funcional sensible a las prácticas agrícolas. En su investigación, se encontró que la hojarasca de *Ficus* de origen local mostró una

mayor descomposición microbiana, posiblemente atribuida a su familiaridad con la microbiota nativa.

En conjunto, la revisión de la literatura muestra que existe un conocimiento creciente sobre los efectos de agroquímicos y temperatura en la descomposición de hojarasca, pero persisten vacíos importantes sobre su interacción y sus consecuencias en ecosistemas tropicales. Esta situación resalta la pertinencia de investigaciones como la presente, que aborden experimentalmente los efectos combinados de temperatura y pesticidas sobre los procesos de descomposición mediados por detritívoros e hifomicetos acuáticos bajo condiciones tropicales.

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. Materiales

##### 3.1.1. Sitio de experimentación

La investigación se llevó a cabo en el Laboratorio de Ecología y Ecotoxicología Acuática (Lab-ECOTOX), del Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud, ubicado en el Centro de Investigación en Enfermedades Emergentes y Zoonóticas (CIEEZ: 8°07'43.4691" N, -80°41'18.3086" O), La Huaca, Santiago Este, provincia de Veraguas. Este espacio facilitó el transporte, recolección de los individuos y el agua en la cuenca del Río Grande, provincia de Coclé.



**FIGURA 1.** Llenado de microcosmos con agua filtrada del afluyente durante la instalación del experimento en condiciones de laboratorio.

### 3.1.2. Insecticida Bifenthrin

El insecticida bifenthrin se empleó para la simulación del aumento de contaminación por agroquímicos. Se utilizó una botella de 100 mililitros de Brigadier 3 FS (Piretroide, Bifenthrin 0.3 por ciento).



**FIGURA 2.** Insecticida bifenthrin.

### 3.1.3. Hojarasca

La especie utilizada fue *F. insipida*, una especie de árbol que se encuentra comúnmente en la vertiente del Pacífico de Panamá. La recolección de la hojarasca de esta especie se hizo en el Parque Natural Metropolitano en febrero de 2023 y fue almacenada en el laboratorio hasta su uso.



**FIGURA 3.** Hoja de la especie *Ficus insipida*.

## 3.2. Metodología Experimental

### 3.2.1. Recolección de invertebrados detritívoros

Se seleccionaron invertebrados detritívoros del género *Phylloicus* (Calamoceratidae: Trichoptera), ya que fue el grupo con mayor abundancia durante la recolección en la cuenca alta del Río Grande (Cuenca 134). Los ejemplares fueron recolectados en un afluente cercano al Parque Nacional Omar Torrijos Herrera (8°39'05.9"N, 80°35'18.1"W; 497 m s. n. m.), tomando raciones de hojarasca y agua del sitio, y seleccionando manualmente las larvas hasta alcanzar la cantidad requerida para el experimento.



**FIGURA 4.** Recolección de larvas de la familia Calamoceratidae.

### **3.2.2. Preparación del inóculo microbiano**

Se recolectó hojarasca mixta en diferentes etapas de descomposición en un afluente próximo al Parque Nacional General de División Omar Torrijos Herrera (PNOTH). Esta hojarasca fue incubada durante 48 horas en un acuario que contenía 2.5 litros de agua del río previamente filtrada y con sistema de aireación, realizando un recambio del agua cada 24 horas. El agua resultante de esta incubación se empleó como inóculo microbiano de hifomicetos acuáticos, del cual se extrajeron 10 mililitros para ser añadidos a cada microcosmo al inicio del experimento en laboratorio.

### **3.2.3. Montaje del experimento**

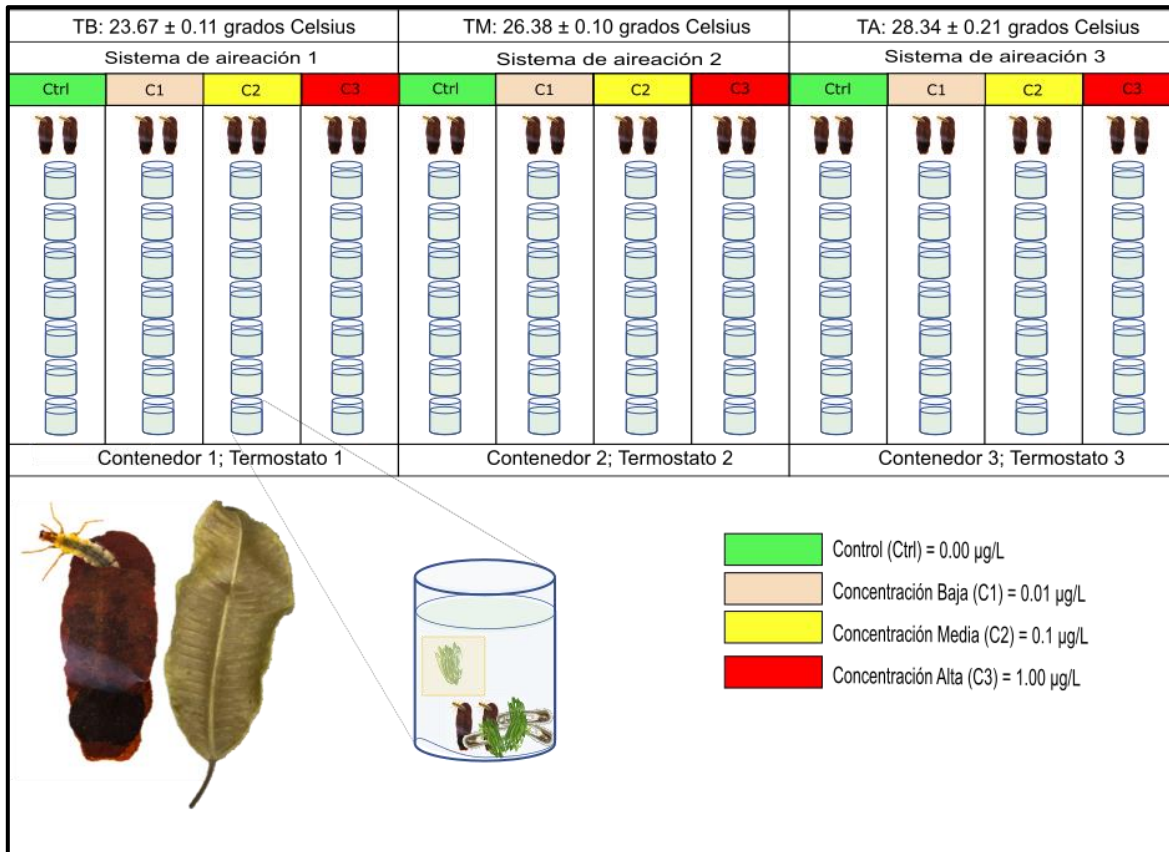
La fase experimental se desarrolló en condiciones controladas en laboratorio, empleando un diseño de microcosmos basado en los protocolos descritos por Cornejo *et al.* (2021) y García *et al.* (2023). La metodología fue adaptada para ajustarse al contexto del presente estudio, modificando variables como el contaminante y sus concentraciones, así como el rango de temperatura evaluado.

Previo al inicio del experimento, se incorporaron 400 mililitros de agua filtrada del afluente en cada microcosmo, y se sumergieron 350 miligramos de hojarasca de *F. insipida*, previamente unidas mediante un imperdible para evitar su flotación. Esta fracción de hojarasca fue destinada a la descomposición mediada por invertebrados detritívoros. Paralelamente, se colocaron bolsas de malla fina (0.5 milímetros de apertura) que contenían 300 miligramos de la misma hojarasca, destinadas a

evaluar la descomposición microbiana. Este proceso inicial se extendió por 48 horas, con recambio de agua a las 24 horas, a fin de promover la lixiviación de compuestos solubles (Bärlocher, 2005) antes de la introducción de los organismos consumidores.

El montaje experimental consistió en un total de 84 frascos de vidrio (500 mililitros), cada uno con 400 mililitros de agua filtrada de río, dos larvas de *Phylloicus* (Calamoceratidae) y 10 mililitros de inóculo microbiano. Los tratamientos incluyeron tres niveles de temperatura que simularon un escenario plausible de cambio climático tropical: Control (T-Basal;  $23.67 \pm 0.11$  grados Celsius), Intermedia (T-Media;  $26.38 \pm 0.10$  grados Celsius) y Alta (T-Alta;  $28.34 \pm 0.21$  grados Celsius). Estas temperaturas fueron seleccionadas con base en proyecciones del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2021, 2022), que estiman incrementos de entre 1.5 y 4 grados Celsius hacia finales de siglo. El gradiente aplicado ( $\approx 5$  grados Celsius entre el tratamiento más frío y el más cálido) permite representar condiciones actuales y posibles escenarios de calentamiento global en ríos tropicales. La temperatura se controló mediante termorreguladores digitales sumergibles con precisión de  $\pm 0.2$  grados Celsius.

Las concentraciones del insecticida bifenthrin se establecieron en cuatro niveles: Control (Ctrl) = microgramos por litro; Concentración baja (C1) = 0.01 microgramos por litro; Concentración media (C2) = 0.10 microgramos por litro; y Concentración alta (C3) = 1.00 microgramos por litro, como se ilustra en la Figura 5.



**FIGURA 5.** Diseño experimental.

Los microcosmos fueron sometidos a aireación constante mediante puntas de jeringuilla conectadas a una bomba de acuario, con control de temperatura y un régimen de luz-oscuridad de 12:12 horas. El experimento tuvo una duración total de 10 días, durante los cuales se realizaron tres mediciones de parámetros fisicoquímicos, utilizando una sonda multiparamétrica de mesa.

#### **3.2.4. Descomposición de la hojarasca total y mediada por detritívoros**

Finalizado el experimento, el contenido líquido de cada microcosmo fue filtrado para recuperar los fragmentos de hojarasca, tanto los destinados a la fracción detritívora como los contenidos en las mallas finas. La hojarasca libre fue colocada en envases de aluminio rotulados y secada en horno a 80 grados Celsius durante 48 horas para determinar su peso seco. Posteriormente, fue calcinada en una mufla a 500 grados Celsius durante cuatro horas, permitiendo así calcular el contenido de cenizas.

#### **3.2.5. Descomposición microbiana y esporulación**

En cuanto a los fragmentos de hojarasca contenidos en mallas finas (fracción microbiana), estos fueron transferidos a vasos químicos de 100 mililitros con 30 mililitros de agua filtrada del afluyente, rotulados de acuerdo con los microcosmos correspondientes. Las muestras fueron colocadas en bandejas sobre una mesa agitadora a 85 rpm durante 48 horas para inducir la esporulación de hifomicetos, simulando el flujo natural del agua. Finalizado este proceso, los fragmentos fueron retirados, secados en horno a 80 grados Celsius por 48 horas y calcinados en mufla a 500 grados Celsius durante cuatro horas para el pesaje de cenizas.

El agua residual del proceso de esporulación fue transferida a tubos de centrifuga de 50 mililitros, a los cuales se añadieron dos gotas de azul de tripano, dos mililitros de formalina y agua destilada hasta completar un volumen de 40 mililitros, con el fin de conservar las muestras para su posterior análisis.

Para la preparación de las muestras destinadas al análisis de conidios, el contenido

de cada tubo fue vertido en un vaso químico, al que se le incorporaron 150 microlitros de Triton X-100 (0.5 por ciento) y una gota adicional de azul de tripano. La mezcla fue agitada a 300 revoluciones por minuto, durante dos minutos con un agitador magnético para asegurar una distribución homogénea de los conidios. Posteriormente, se extrajo una submuestra de 1 mililitros, la cual fue nuevamente teñida con azul de tripano, aforada con agua destilada y filtrada al vacío. Los filtros resultantes fueron utilizados para la identificación y cuantificación de conidios de hifomicetos acuáticos bajo microscopía óptica a 20X.

### **3.3. Análisis de datos estadísticos**

Los estudios estadísticos se efectuaron empleando dos aplicaciones con el fin de garantizar la exactitud y la confiabilidad de los resultados obtenidos. En primer término, se realizó una revisión manual utilizando el software estadístico de Microsoft Excel, aprovechando su disponibilidad sin costo y su utilidad para efectuar cálculos estadísticos elementales. Posteriormente, los datos fueron procesados utilizando el software de R.

Los datos obtenidos del experimento fueron analizados mediante el software R, empleando diversos enfoques estadísticos en función de la naturaleza de las variables evaluadas.

### 3.3.1 Descomposición de hojarasca

Se usó la pérdida de masa foliar durante el ensayo de lixiviado para determinar la masa inicial de las hojas de *F. insipida*. Para cuantificar la descomposición microbiana y la descomposición total se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{LML} = (\text{AFDM inicial} - \text{AFDM final}) / \text{AFDM inicial}$$

donde, LML representa la pérdida de masa foliar proporcional, AFDM inicial, la masa inicial de hojas una vez descontadas las perdidas por lixiviado y AFDM final, su masa final.

Se aplicaron modelos lineales para analizar las diferencias en las variables de respuesta en función de los tratamientos con insecticida, a las condiciones térmicas y sus posibles interacciones.

Para evaluar el efecto de la temperatura y la concentración de bifenthrin sobre las tasas de descomposición (total, microbiana y detritívora), se aplicaron análisis de varianza (ANOVA) de dos factores, seguidos de pruebas post hoc de Tukey (TukeyHSD) cuando se encontraron diferencias significativas. Estas pruebas permitieron identificar contrastes específicos entre los niveles de los factores.

### 3.3.2. Parámetros físico-químicos

Para las variables físico-químicas (conductividad, salinidad, sólidos disueltos totales, pH y oxígeno disuelto), se utilizaron modelos lineales generalizados (GLS) con estructuras de varianza heterogénea, mediante el paquete nlme, con el fin de

ajustar la heterocedasticidad observada entre los tratamientos térmicos y químicos. Los modelos fueron seleccionados con base en el criterio de información de Akaike (AIC) y, en caso necesario, se aplicaron transformaciones logarítmicas para cumplir los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

### **3.3.3. Variables biológicas**

Para las variables biológicas relacionadas con los invertebrados detritívoros *Phylloicus sp.*, como mortalidad, pupación, emergencia, supervivencia sin desarrollo y crecimiento larvario, se utilizaron ANOVAs de dos vías (temperatura x tratamiento) para detectar efectos principales e interacciones. En los casos en que se hallaron diferencias significativas, se aplicaron pruebas de comparaciones múltiples tipo Tukey para profundizar en los efectos entre tratamientos específicos. Adicionalmente, se emplearon los paquetes car, RVAideMemoire, ggplot2 y ggpubr para facilitar la exploración de datos, validación de supuestos y generación de gráficos de resumen.

En el caso de la tasa de esporulación de hifomicetos acuáticos (conidios/g/d), los datos por microcosmo fueron organizados y procesados en Microsoft Excel® para obtener la suma total de conidios por tratamiento.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Descomposición de hojarasca

Los resultados del análisis de varianza (ANOVA) utilizado para evaluar el efecto de la temperatura, las concentraciones del insecticida bifenthrin y su interacción sobre las tasas de descomposición total, microbiana y detritívora de hojarasca se presentan en el Cuadro I.

**CUADRO I.** ANOVA DEL EFECTO DE LA TEMPERATURA, LA CONCENTRACIÓN DE BIFENTHRIN Y SU INTERACCIÓN SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN TOTAL, MICROBIANA Y DETRITÍVORA DE HOJARASCA.

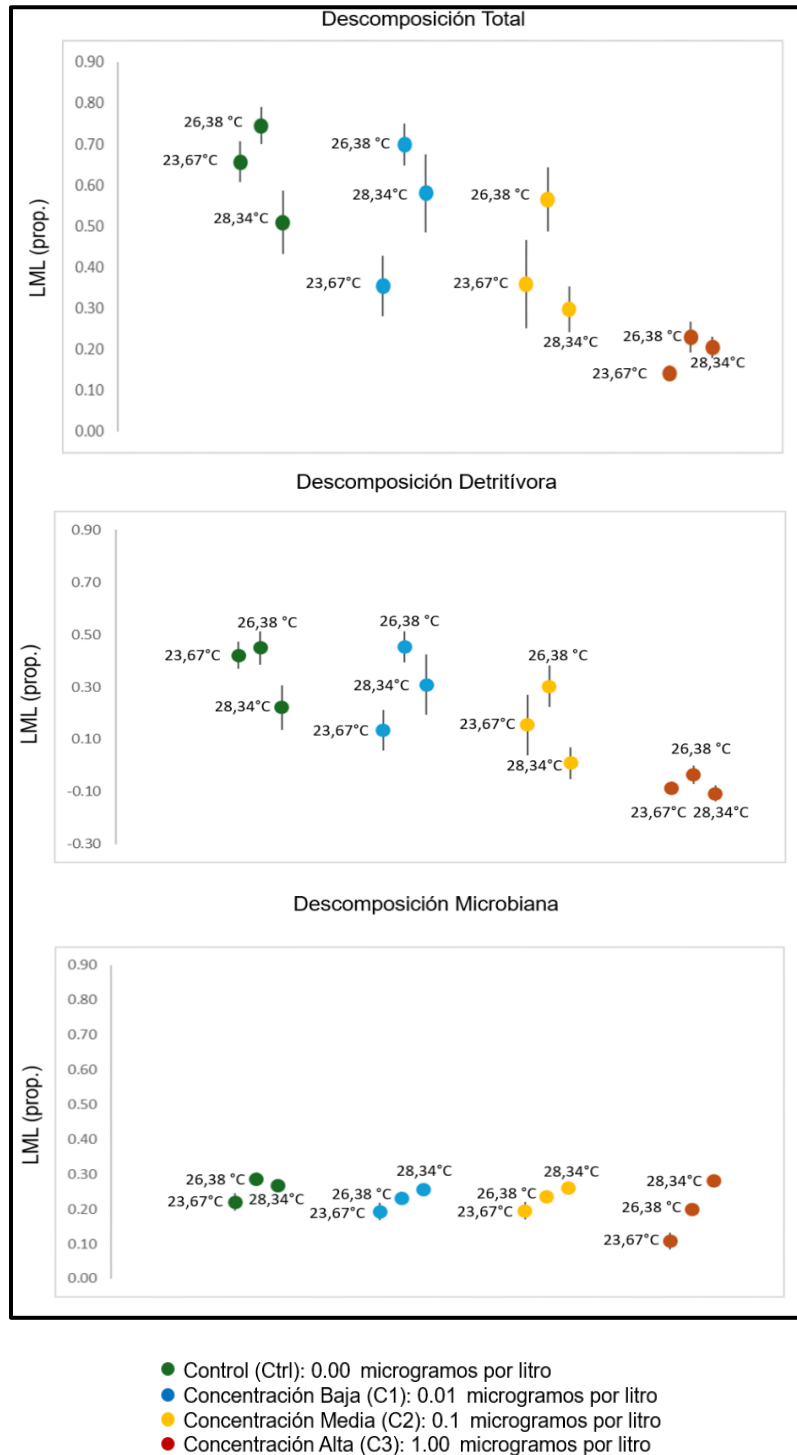
Variable de respuesta	Factor/interacción	df	F	p
Descomposición total	Temperatura (T)	2	7.25	0.00
	Bifenthrin (Bif)	3	59.26	<0.0001
	T x Bif	6	2.56	0.03
Descomposición microbiana	Temperatura (T)	2	20.83	<0.0001
	Bifenthrin (Bif)	3	2.33	0.08
	T x Bif	6	0.57	0.75
Descomposición detritívora	Temperatura (T)	2	5.58	0.01
	Bifenthrin (Bif)	3	47.61	<0.0001
	T x Bif	6	1.76	0.12

Se observaron efectos significativos tanto de la temperatura como de la concentración del insecticida bifenthrin sobre la descomposición total de hojarasca ( $p = 0.0014$  y  $p < 0.0001$ , respectivamente), así como una interacción significativa entre ambos factores ( $p = 0.0265$ ). La descomposición total fue mayor a T-Media ( $26.38 \pm 0.10$  grados Celsius) en comparación con T-Basal ( $23.67 \pm 0.11$  grados Celsius;  $p = 0.003$ ), mientras que a T-Alta ( $28.34 \pm 0.21$  grados Celsius) no se evidenciaron diferencias significativas respecto a las otras temperaturas. Las concentraciones más altas de bifenthrin (C3) redujeron significativamente la descomposición respecto al control ( $p < 0.001$ ) y a C1 ( $p = 0.038$ ), lo que indica un efecto dependiente de la dosis. La interacción sugiere que el efecto del insecticida sobre la descomposición puede variar según la temperatura, evidenciando una relación no aditiva entre ambos factores.

En cuanto a la descomposición detritívora, se detectaron efectos significativos de temperatura ( $p = 0.0056$ ) y bifenthrin ( $p < 0.0001$ ), pero no se observó una interacción significativa entre estos factores ( $p = 0.1202$ ), lo que sugiere efectos aditivos. La temperatura de T-Media promovió una mayor descomposición detritívora en comparación con T-Basal ( $p = 0.026$ ), mientras que el tratamiento con la dosis más alta de bifenthrin (C3) mostró una reducción significativa respecto al control ( $p < 0.001$ ), confirmando la sensibilidad de los invertebrados detritívoros a concentraciones elevadas del insecticida. Por otro lado, la descomposición microbiana fue significativamente afectada por la temperatura ( $p < 0.0001$ ), pero no por la concentración de bifenthrin ( $p = 0.0811$ ), ni por la interacción entre ambos

factores ( $p = 0.7515$ ), lo que indica una mayor resistencia del componente microbiano a la exposición al insecticida.

Las tasas de descomposición total, microbiana y detritívora mostraron patrones diferenciados en función de la temperatura y la concentración de bifenthrin (Figura 6). En la descomposición total se observó una disminución marcada con el incremento de la concentración del insecticida, particularmente a T-Alta, donde se registraron las tasas más bajas. La descomposición mediada por detritívoros presentó una fuerte reducción en presencia del insecticida, siendo más evidente en los tratamientos con dosis altas. Mientras que, la descomposición microbiana, en contraste, tendió a aumentar con la temperatura, sin evidenciar un efecto claro del bifenthrin. Estos patrones visuales son consistentes con los resultados estadísticos obtenidos en el Cuadro I.



**FIGURA 6.** Tasas de Descomposición Total, Descomposición mediada por detritívoros y Descomposición microbiana con diferentes concentraciones de bifenthrin sometidos a tres temperaturas ([Control (T-Basal; 23.5 °C), Intermedia (T-Media; 26.5 °C), y Alta (T-Alta; 28.5 °C)].

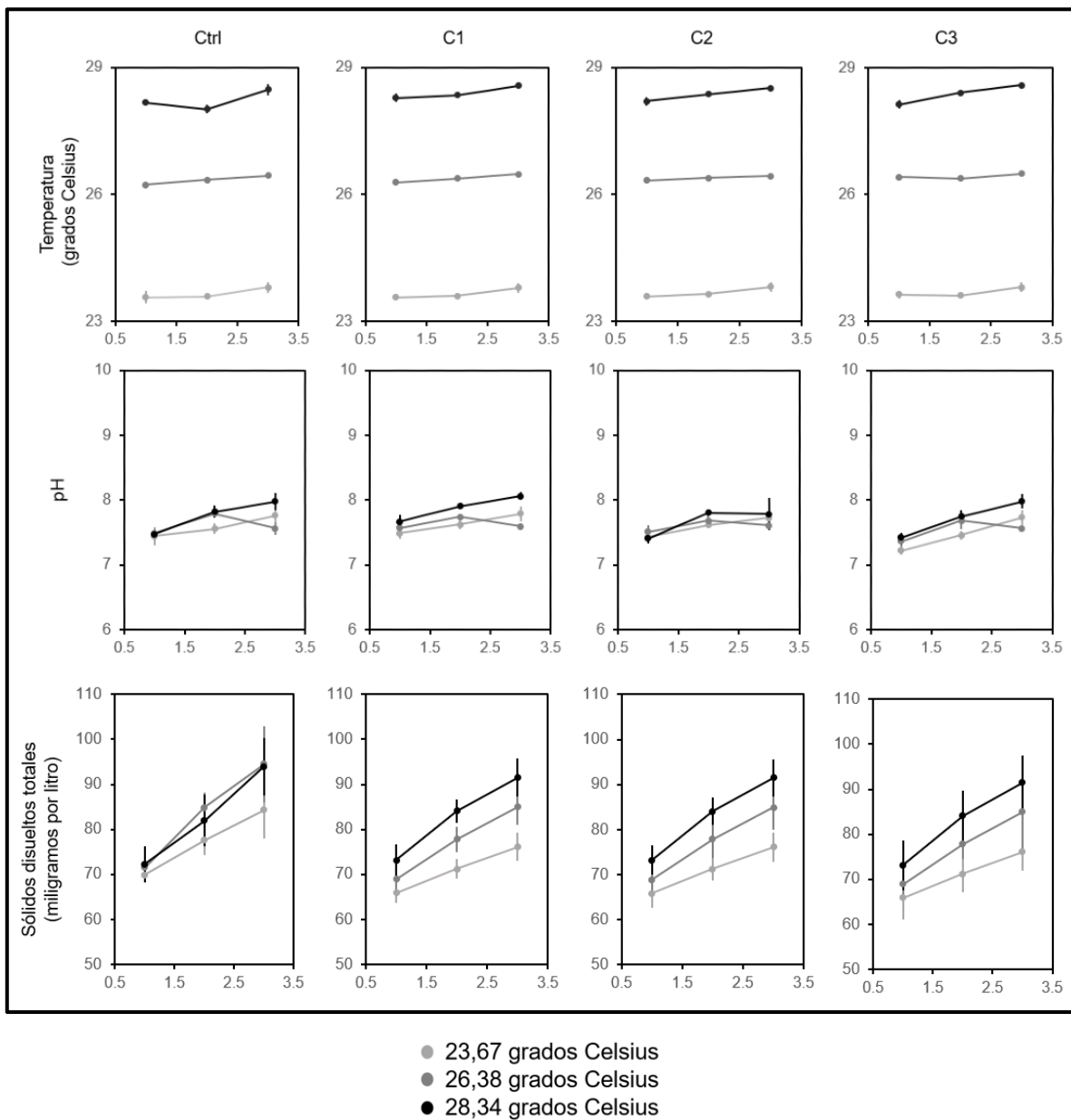
## 4.2 Parámetros físico-químicos

Con el fin de analizar el efecto de la temperatura, el tratamiento con bifenthrin y el tiempo de exposición sobre las variables físico-químicas del agua, se aplicaron modelos lineales generalizados (GLS) con estructuras de varianza heterogénea a cada parámetro medido en los microcosmos. Para cada variable [temperatura, pH, conductividad, salinidad, sólidos disueltos totales (TDS), oxígeno disuelto (OD)], se compararon múltiples estructuras de varianza y se seleccionó el mejor modelo en función del criterio de información de Akaike (AIC), el cual en todos los casos correspondió a estructuras diferenciadas por temperatura o por combinación de factores. En los casos donde se observaron desviaciones en la normalidad de los residuos, se aplicaron transformaciones logarítmicas para cumplir con los supuestos del modelo. Los análisis de varianza revelaron que la temperatura tuvo un efecto significativo en todas las variables evaluadas ( $p < 0.0001$ ), mientras que los efectos del tratamiento y el tiempo variaron en magnitud según el parámetro considerado.

Particularmente, la conductividad, la salinidad y los sólidos disueltos totales mostraron aumentos significativos a medida que se incrementaba la temperatura, especialmente en el nivel de T-Alta, lo cual se reflejó en diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos térmicos en los análisis post hoc de Tukey. Esto sugiere que el aumento de temperatura favoreció la concentración de iones y sólidos disueltos en el agua. En cuanto al oxígeno disuelto, se observó una disminución progresiva con el aumento de la temperatura,

mostrando diferencias significativas entre T-Basal y T-Alta, lo que indica un estrés térmico importante sobre la capacidad del sistema para retener oxígeno. En el caso del pH, si bien se detectaron variaciones significativas con la temperatura y el tiempo, estas fueron menos marcadas que en las otras variables. El tratamiento con bifenthrin mostró efectos significativos aislados en conductividad y oxígeno disuelto, aunque las diferencias entre concentraciones no siempre fueron detectadas en los posts hoc. Las interacciones entre temperatura y tratamiento fueron significativas en varios modelos, evidenciando efectos combinados sobre la calidad del agua. En conjunto, estos resultados indican que la temperatura es el principal factor modulador de las condiciones físico-químicas en los microcosmos, pudiendo amplificar o modificar los efectos de contaminantes como el insecticida bifenthrin bajo escenarios de estrés ambiental.

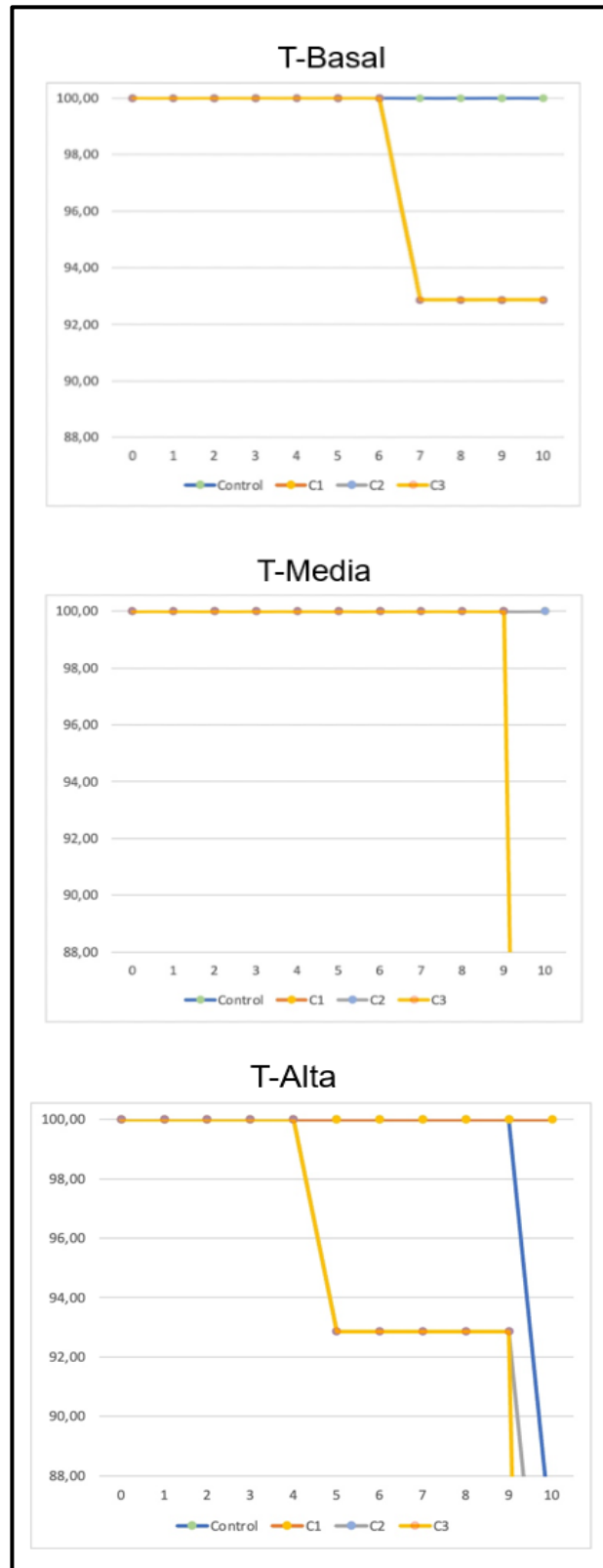
Los parámetros físico-químicos medidos en los microcosmos se presentan a continuación (Figura 7); la información complementaria correspondiente a las demás variables se encuentra detallada en los Anexos (Figura 9).



**FIGURA 7.** Tendencia de los parámetros físico-químicos bajo diferentes condiciones.

### 4.3 Invertebrados detritívoros

El seguimiento de las larvas de *Phylloicus sp.* durante el experimento permitió evaluar distintos parámetros biológicos relacionados con su desempeño y supervivencia bajo los tratamientos establecidos. Se registraron las tasas de mortalidad, pupación, emergencia, supervivencia sin desarrollo y crecimiento larvario, con el fin de identificar posibles efectos del incremento de temperatura y la exposición a bifenthrin sobre su ciclo de vida y condición fisiológica. De los 168 individuos evaluados, el 57.74 por ciento permaneció vivo al final del periodo de exposición de los cuales solo el 41.94 por ciento tuvieron crecimiento larvario; mientras que el 42.26 por ciento presentó mortalidad. En cuanto al desarrollo, únicamente el 12.50 por ciento de las larvas alcanzó la etapa de pupa y solo el 2.38 por ciento logró completar la emergencia. Estos resultados muestran que, además de la mortalidad, muchos organismos sobrevivientes no avanzaron en su ciclo de vida, indicando posibles efectos subletales. Este patrón se aprecia con mayor claridad en la Figura 8, donde se muestra la mortalidad larval de *Phylloicus sp.* bajo gradientes térmicos y diferentes concentraciones de bifenthrin. En conjunto, estos indicadores aportan información clave para comprender la respuesta de los invertebrados detritívoros frente a escenarios de estrés ambiental y su consecuente influencia en los procesos de descomposición de hojarasca en ecosistemas lóticos tropicales. Como referencia visual, se incluye una imagen representativa de una larva del género *Phylloicus* en los Anexos (Figura 10).



**FIGURA 8.** Mortalidad larval de *Phylloicus* sp. bajo gradientes térmicos y concentraciones de bifenthrin.

**CUADRO II.** ANOVA DE MORTALIDAD.

<b>Fuente de variación</b>	<b>GL</b>	<b>Suma de cuadrados</b>	<b>Media cuadrática</b>	<b>Valor F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
Temperatura	2	440	220	0.469	0.626
Tratamiento	3	15351	5117	10.89	0.000000678 ***
Temperatura:					
Tratamiento	6	1845	308	0.654	0.687
Residuals	408	191714	470		

El análisis de varianza (CUADRO II) indicó que el porcentaje de mortalidad fue significativamente afectado por el tratamiento ( $p < 0.001$ ), mientras que la temperatura y la interacción entre ambos factores no mostraron efectos significativos.

**CUADRO III.** PRUEBA DE TUKEY DE MORTALIDAD.

<b>Comparación</b>	<b>Diferencia</b>	<b>Límite Inferior</b>	<b>Límite Superior</b>	<b>Valor p</b>
C2-C1	3.809524	-3.908005	11.527053	0.5804464
C3-C1	14.7619	7.044376	22.479434	0.000007
Control-C1	3.55271E-15	-7.717529	7.717529	1
C3-C2	10.95238	3.234852	18.66991	0.001614
Control-C2	-3.809524	-11.527053	3.908005	0.5804464
Control-C3	-14.7619	-22.479434	-7.044376	0.000007

**CUADRO IV.** PRUEBA DE TUKEY DE MORTALIDAD, TEMPERATURA VS TRATAMIENTO.

<b>Comparación</b>	<b>Diferencia</b>	<b>Límite Inferior</b>	<b>Límite Superior</b>	<b>Valor p</b>
T-Media:C3 - T-Alta:C1	17.14286	0.1093723	34.176342	0.0469052
T-Media:C3 - T-Media:C1	17.14286	0.1093723	34.176342	0.0469052
T-Media:C3 - T-Alta:C2	17.14286	0.1093723	34.176342	0.0469052
T-Media:C3 - T-Media:C2	17.14286	0.1093723	34.176342	0.0469052
T-Basal:Control - T-Media:C3	-17.14286	-34.176342	-0.1093723	0.0469052
T-Media:Control - T-Media:C3	-17.14286	-34.176342	-0.1093723	0.0469052

La prueba post-hoc de Tukey (Cuadros III y IV) reveló que el tratamiento C3 presentó valores significativamente más altos de mortalidad en comparación con C1, C2 y el control ( $p < 0.01$  en todos los casos), lo que sugiere que las concentraciones más elevadas del insecticida bifenthrin incrementaron la mortalidad larval, independientemente del nivel térmico.

**CUADRO V.** ANOVA DE PUPACIÓN.

<b>Fuente de variación</b>	<b>GL</b>	<b>Suma de cuadrados</b>	<b>Media cuadrática</b>	<b>Valor F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
Temperatura	2	512	256	1.403	0.247
Tratamiento	3	1071	357.1	1.958	0.12
Temperatura: Tratamiento	6	1107	184.5	1.012	0.417
Residuals	408	74429	182.4		

No se detectaron diferencias significativas para aplicar Tukey.

**CUADRO VI.** ANOVA DE EMERGENCIA.

<b>Fuente de variación</b>	<b>GL</b>	<b>Suma de cuadrados</b>	<b>Media cuadrática</b>	<b>Valor F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
Temperatura	2	83	41.67	1.776	0.171
Tratamiento	3	143	47.62	2.03	0.109
Temperatura: Tratamiento	6	107	17.86	0.761	0.601
Residuals	408	9571	23.46		

No se detectaron diferencias significativas para aplicar Tukey.

No se detectaron diferencias significativas en pupación ni emergencia entre tratamientos, temperaturas o su interacción ( $p > 0.05$ ; Cuadros V y VI).

**CUADRO VII.** ANOVA DE SUPERVIVENCIA SIN DESARROLLO.

<b>Fuente de variación</b>	<b>GL</b>	<b>Suma de cuadrados</b>	<b>Media cuadrática</b>	<b>Valor F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
Temperatura	2	964	482.1	0.672	0.5114
Tratamiento	3	7923	2640.9	3.679	0.0123 *
Temperatura:					
Tratamiento	6	2274	379	0.528	0.7871
Residuals	408	292857	717.8		

El porcentaje de supervivencia sin desarrollo (Cuadro VII) también se vio significativamente influenciado por el tratamiento ( $p = 0.0123$ ), siendo menor en el tratamiento C3 en comparación con el control, lo que indica que las condiciones de mayor estrés químico redujeron la proporción de larvas que permanecieron vivas sin completar su desarrollo.

**CUADRO VIII.** PRUEBA DE TUKEY TRATAMIENTOS DE SUPERVIVENCIA SIN DESARROLLO.

<b>Comparación</b>	<b>Diferencia</b>	<b>Límite Inferior</b>	<b>Límite Superior</b>	<b>Valor p</b>
C3-C1	-9.52381	-19.062285	0.01466548	0.050522
Control-C3	11.428571	1.890096	20.96704643	0.011418

La prueba de Tukey (Cuadro VIII) mostró que la supervivencia sin desarrollo fue significativamente menor en el tratamiento con mayor concentración de bifenthrin (C3) en comparación con el control ( $p = 0.0114$ ), lo que indica un efecto negativo del insecticida. Además, se observó una tendencia a la disminución entre C3 y C1 ( $p = 0.0505$ ), aunque sin alcanzar significancia estadística, lo que sugiere un posible efecto dosis-dependiente.

**CUADRO IX.** ANOVA DE CRECIMIENTO LARVARIO.

<b>Fuente de variación</b>	<b>GL</b>	<b>Suma de cuadrados</b>	<b>Media cuadrática</b>	<b>Valor F</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
Tratamiento	3	0.1643	0.05478	1.222	0.3208
Temperatura	2	0.4136	0.2068	4.614	0.0189 *
Temperatura: Tratamiento	6	0.2878	0.04797	1.07	0.4045
Residuals	408	1.2103	0.04482		

El análisis de varianza (Cuadro IX) reveló que no hubo diferencias significativas en el crecimiento de las larvas sobrevivientes entre los distintos tratamientos de bifenthrin ( $p = 0.3208$ ). Sin embargo, la temperatura tuvo un efecto significativo sobre el crecimiento ( $p = 0.0189$ ), mientras que la interacción entre tratamiento y temperatura no fue significativa ( $p = 0.4045$ ).

**CUADRO X.** PRUEBA DE TUKEY DE CRECIMIENTO LARVARIO.

<b>Comparación</b>	<b>Diferencia</b>	<b>Límite Inferior</b>	<b>Límite Superior</b>	<b>Valor p</b>
T-Media-T-Basal	-0.1550404	-0.3892657	0.07918485	0.2512458
T-Alta-T-Basal	-0.2666959	-0.4775671	-0.0558247	0.0104523 *
T-Alta-T-Media	-0.1116555	-0.3090903	0.08577934	0.3606283

La prueba post hoc de Tukey (Cuadro X) indicó que la mayor diferencia significativa se encontró entre T-Basal ( $23.67 \pm 0.11$  grados Celsius) y T-Alta ( $28.34 \pm 0.21$  grados Celsius) con una  $p = 0.0104$ , evidenciando que el crecimiento larval fue menor a temperaturas más altas. Estos resultados sugieren que el aumento de la temperatura puede afectar negativamente el crecimiento de las larvas, independientemente del nivel de exposición a bifenthrin, lo cual podría tener implicaciones importantes bajo escenarios de cambio climático.

#### **4.4 Hifomicetos Acuáticos**

La tasa de esporulación de hifomicetos acuáticos (expresada en conidios por gramo de hojarasca por día) se presenta en la Figura 8. Esta variable mostró una alta variabilidad entre los tratamientos experimentales, con valores que oscilaron desde niveles mínimos cercanos a un conidio/g/d hasta máximos superiores a 450 conidios/g/d en algunos microcosmos. Esta variabilidad refleja la sensibilidad de las

comunidades fúngicas a los factores ambientales evaluados, en particular la temperatura y la presencia del insecticida bifenthrin.

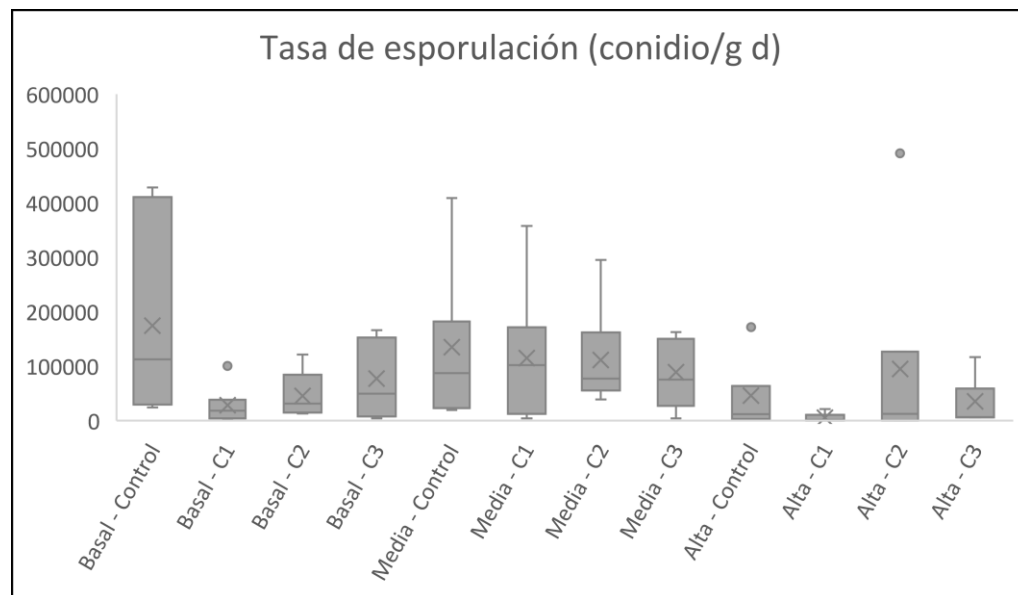
En general, se observó que la temperatura tuvo un efecto modulador sobre la actividad esporulativa, mientras que la presencia de bifenthrin ejerció un efecto inhibitorio progresivo. En los tratamientos control (sin bifenthrin), las tasas de esporulación se mantuvieron relativamente altas y estables en las tres temperaturas evaluadas (T-Basal, T-Media y T-Alta), lo que sugiere una buena tolerancia térmica de los hifomicetos en ausencia de contaminantes. No obstante, a medida que aumentó la concentración de bifenthrin, se observó una disminución progresiva en la producción de conidios, siendo este efecto más pronunciado en las temperaturas más elevadas.

Particularmente, en los tratamientos con concentración alta de bifenthrin (C3), la esporulación fue considerablemente menor en comparación con los controles, especialmente a T-Alta, donde se evidenció una posible interacción sinérgica entre el estrés térmico y la toxicidad del insecticida. En contraste, las concentraciones bajas y medias (C1 y C2) mostraron reducciones menos drásticas, aunque también con una tendencia decreciente en la esporulación al incrementarse la temperatura.

Estos resultados indican que la esporulación de hifomicetos acuáticos puede verse afectada por el aumento en la temperatura ambiental, pero sobre todo por la presencia de bifenthrin, con efectos más intensos cuando ambos factores actúan simultáneamente. Esto sugiere una vulnerabilidad funcional de las comunidades

fúngicas frente a escenarios de contaminación y cambio climático, con posibles consecuencias sobre los procesos de descomposición de materia orgánica y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos.

Se presenta además una microfotografía de un hifomiceto acuático observada durante el estudio en los Anexos (Figura 11).



**FIGURA 9.** Tasa de esporulación conidios/g/d

## 5. DISCUSIÓN

Los ecosistemas de agua dulce presentan una alta vulnerabilidad frente a los efectos del cambio climático (Woodward *et al.*, 2010; Pérez *et al.*, 2025) y a la contaminación ambiental derivada de actividades humanas (Carpenter *et al.*, 2011). Un ejemplo claro son los ríos en áreas agrícolas, los cuales reciben aportes de escorrentía cargada de nutrientes orgánicos (Cornejo *et al.*, 2019; Pérez *et al.*, 2023a), plaguicidas (Cornejo *et al.*, 2019; 2020) y, con frecuencia, con elevados niveles de salinidad (Schafer *et al.*, 2012; García *et al.*, 2023). A pesar de ello, aún se conoce muy poco sobre los impactos combinados del calentamiento global con otros factores de estrés (Canhoto *et al.*, 2021). Esta falta de conocimiento es más marcada en regiones tropicales, donde las aguas mantienen temperaturas naturalmente altas y las comunidades de detritívoros difieren notablemente de las registradas en zonas templadas (Boyero *et al.*, 2011a, 2021).

En el experimento de microcosmos se evaluó de manera conjunta el efecto del incremento de temperatura y la presencia de un plaguicida ampliamente utilizado en zonas tropicales sobre la descomposición de hojarasca, un proceso considerado un indicador sensible del estado y la integridad de los ecosistemas acuáticos (Gessner, 2010).

### 5.1 Descomposición de la hojarasca modelada por la temperatura

El rango térmico utilizado en este estudio (23.4–28.6 grados Celsius) fue diseñado para representar condiciones actuales de ríos tropicales y un escenario plausible de

incremento térmico de acuerdo con las proyecciones del IPCC (2021), que estiman aumentos de entre +1.5 y +4 grados Celsius para el 2100. Esta aproximación permitió evaluar la respuesta funcional de los descomponedores bajo condiciones ambientalmente realistas.

Nuestros resultados mostraron que la temperatura ejerció un efecto marcado sobre la descomposición de la hojarasca, tanto en la fracción microbiana como en la mediada por detritívoros, además de influir en la descomposición total. En particular, la descomposición alcanzó sus valores más altos a T-Media ( $23.67 \pm 0.11$  grados Celsius) y disminuyó a temperaturas superiores, lo que evidencia un umbral a partir del cual los procesos comienzan a verse limitados.

La descomposición microbiana respondió de manera positiva al aumento de la temperatura, reflejando la aceleración de la actividad metabólica que suele acompañar el incremento térmico (Brown *et al.*, 2004). Este patrón ha sido consistentemente documentado en estudios previos de descomposición de hojarasca en diferentes regiones (Boyero *et al.*, 2011b; Ferreira y Chauvet, 2011; Follstad Shah *et al.*, 2017; García *et al.*, 2023), lo que respalda la coherencia de nuestros hallazgos con lo ya reportado en la literatura científica. Por otro lado, la contribución de los detritívoros mostró una tendencia inversa: su actividad disminuyó conforme la temperatura se elevó, siendo mayor a T-Media en comparación con los tratamientos más cálidos. Este comportamiento coincide con lo observado en zonas tropicales, donde la importancia de los detritívoros en la

descomposición suele ser secundaria frente al papel dominante de los microorganismos (Boyero *et al.*, 2011b). Una explicación posible es que muchos de los fragmentadores típicos se encuentran mejor adaptados a ambientes fríos (Danks, 2007; Strickland *et al.*, 2015), lo que reduce su eficacia bajo condiciones tropicales más cálidas.

## **5.2 Efectos del plaguicida sobre la descomposición de la hojarasca**

Nuestros resultados mostraron que el bifenthrin afectó de manera significativa la descomposición total y, en particular, la fracción detritívora, mientras que en la descomposición microbiana no se observaron efectos estadísticamente relevantes. El impacto fue más evidente en el tratamiento C3, donde además coincidieron los mayores niveles de mortalidad larval. La ausencia de interacción significativa entre el bifenthrin y temperatura indica que los efectos fueron aditivos más que sinérgicos, aunque es posible que el estrés combinado haya sido subestimado debido a la variabilidad en la respuesta de los organismos.

Estos hallazgos confirman que los detritívoros tropicales, como *Phylloicus*, son altamente sensibles a insecticidas de uso común, en concordancia con lo reportado en bioensayos de toxicidad aguda para Trichoptera y otros detritívoros (Cornejo *et al.*, 2021a), y con la reducción de tasas de descomposición mediada por la mortalidad y menor actividad de los invertebrados (Cornejo *et al.*, 2021b). Estudios previos han demostrado que la exposición a plaguicidas organosintéticos puede

generar tanto efectos letales como subletales, disminuyendo la capacidad de fragmentación de la hojarasca y comprometiendo el proceso de reciclaje de nutrientes en los ríos (Schafer *et al.*, 2012).

### **5.3 Parámetros físico-químicos**

Los resultados muestran que el incremento de temperatura tuvo un efecto significativo sobre todas las variables físico-químicas evaluadas, en particular sobre la conductividad, salinidad, sólidos disueltos totales y oxígeno disuelto. El aumento de estos parámetros en el tratamiento de T-Alta concuerda con estudios previos que indican que el calentamiento del agua favorece la concentración de iones y reduce la solubilidad del oxígeno, afectando la calidad del hábitat acuático (Vannote y Sweeney, 1980; Woodward *et al.*, 2010). La reducción del oxígeno disuelto observado bajo altas temperaturas es indicativa de un mayor estrés ambiental, lo cual puede tener implicaciones directas sobre la fisiología de los organismos acuáticos.

Aunque los efectos del bifenthrin fueron menos marcados que los de la temperatura, se evidenciaron efectos significativos en la conductividad y el oxígeno disuelto, así como interacciones entre ambos factores. Esto sugiere que la temperatura puede modular la toxicidad del insecticida, fenómeno ya documentado en otros estudios sobre contaminantes emergentes (Relyea y Hoverman, 2006).

#### **5.4. Respuestas biológicas de los invertebrados detritívoros**

El análisis de las variables biológicas mostró que el bifenthrin afectó significativamente la mortalidad y la supervivencia sin desarrollo de *Phylloicus*, especialmente en concentraciones elevadas. No obstante, la pupación y emergencia no se vieron significativamente alteradas, lo que podría deberse a mecanismos compensatorios o a que los efectos subletales no se reflejan inmediatamente en estos procesos. La alta variabilidad observada sugiere que otros factores, como diferencias microambientales o genéticas, también podrían influir en la respuesta de los organismos.

Nuestros resultados coinciden con estudios que muestran cómo la temperatura modula la toxicidad y los efectos subletales de los plaguicidas en invertebrados acuáticos, ya que regímenes térmicos realistas, incluyendo fluctuaciones diarias, pueden alterar de forma significativa tanto la mortalidad como los biomarcadores fisiológicos (Willming *et al.*, 2013; Verheyen *et al.*, 2022). Aunque en el presente experimento no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos de bifenthrin, la disminución del crecimiento larval observada en el tratamiento a T-Alta podría estar relacionada con mecanismos de estrés inducidos por la temperatura elevada, tal como lo proponen dichos autores. Esto resalta la importancia de considerar variables ambientales como la temperatura al evaluar los riesgos ecológicos de plaguicidas en sistemas acuáticos tropicales donde los organismos suelen estar ya cercanos a sus límites fisiológicos.

### **5.5 Hifomicetos acuáticos bajo estrés ambiental**

Los resultados obtenidos evidencian que la esporulación de hifomicetos acuáticos disminuye significativamente ante el incremento de la temperatura y la concentración de bifenthrin, especialmente cuando ambos factores actúan simultáneamente. Esta interacción sinérgica fue particularmente notoria a T-Alta en los tratamientos con concentración alta del insecticida (C3). Estos hallazgos coinciden con revisiones que muestran que los pesticidas, incluyendo los insecticidas, pueden tener efectos negativos en la reproducción y en los procesos de esporulación en microorganismos no objetivo, y que dichos efectos son reforzados por el aumento de la temperatura. Por ejemplo, Wan *et al.* (2025) documentan que la exposición a insecticidas reduce la reproducción microbiana al afectar la germinación de esporas, la elongación del tubo germinal y la esporulación. Además, estudios previos han señalado que la esporulación de hifomicetos varía según la especie y la temperatura, con rangos óptimos entre 15 grados Celsius y 25 grados Celsius (RE Koske e I. Duncan, 1974) por lo que temperaturas superiores podrían representar un estrés adicional. Dado que estos hongos juegan un papel clave en la descomposición de hojarasca y en el mantenimiento del flujo de nutrientes en ecosistemas lóticos, su inhibición funcional podría comprometer procesos ecológicos fundamentales, como advierten Barros *et al.*, (2024).

## 6. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demostraron que la tasa de descomposición de hojarasca mediada por invertebrados acuáticos del género *Phylloicus* se vio significativamente afectada por la interacción entre la temperatura y la concentración de bifenthrin. A T-Alta ( $28.34 \pm 0.21$  grados Celsius), se evidenció una reducción en la actividad detritívora, especialmente en presencia de concentraciones medias y altas del insecticida, lo cual sugiere un efecto sinérgico entre el estrés térmico y la toxicidad del plaguicida. Esto indica que los detritívoros, claves en la fragmentación y procesamiento de la materia orgánica, son altamente sensibles a condiciones ambientales extremas que pueden comprometer su rol ecológico en ecosistemas acuáticos tropicales.

En cuanto a la descomposición mediada por hifomicetos acuáticos, se observó que tanto el aumento de temperatura como la exposición a bifenthrin influyeron negativamente en la tasa de esporulación, un indicador clave de la actividad fúngica. Las condiciones más adversas se registraron a altas temperaturas en combinación con concentraciones elevadas de bifenthrin, lo que redujo significativamente la colonización y el desempeño funcional de estos hongos. Estos hallazgos evidencian que los hifomicetos, fundamentales en las etapas iniciales de descomposición y en la nutrición de detritívoros, pueden ver comprometida su eficiencia por estresores ambientales concurrentes, afectando la dinámica del ciclo de nutrientes en cuerpos de agua dulce.

En conjunto, los resultados de este estudio destacan cómo estresores ambientales combinados, como el incremento de temperatura y la presencia de plaguicidas, pueden alterar significativamente la descomposición de hojarasca, afectando tanto a los invertebrados detritívoros como a los hongos acuáticos. Estos efectos pueden tener consecuencias ecológicas relevantes en el funcionamiento de los ecosistemas lóticos tropicales, especialmente en contextos de cambio climático y expansión agrícola.

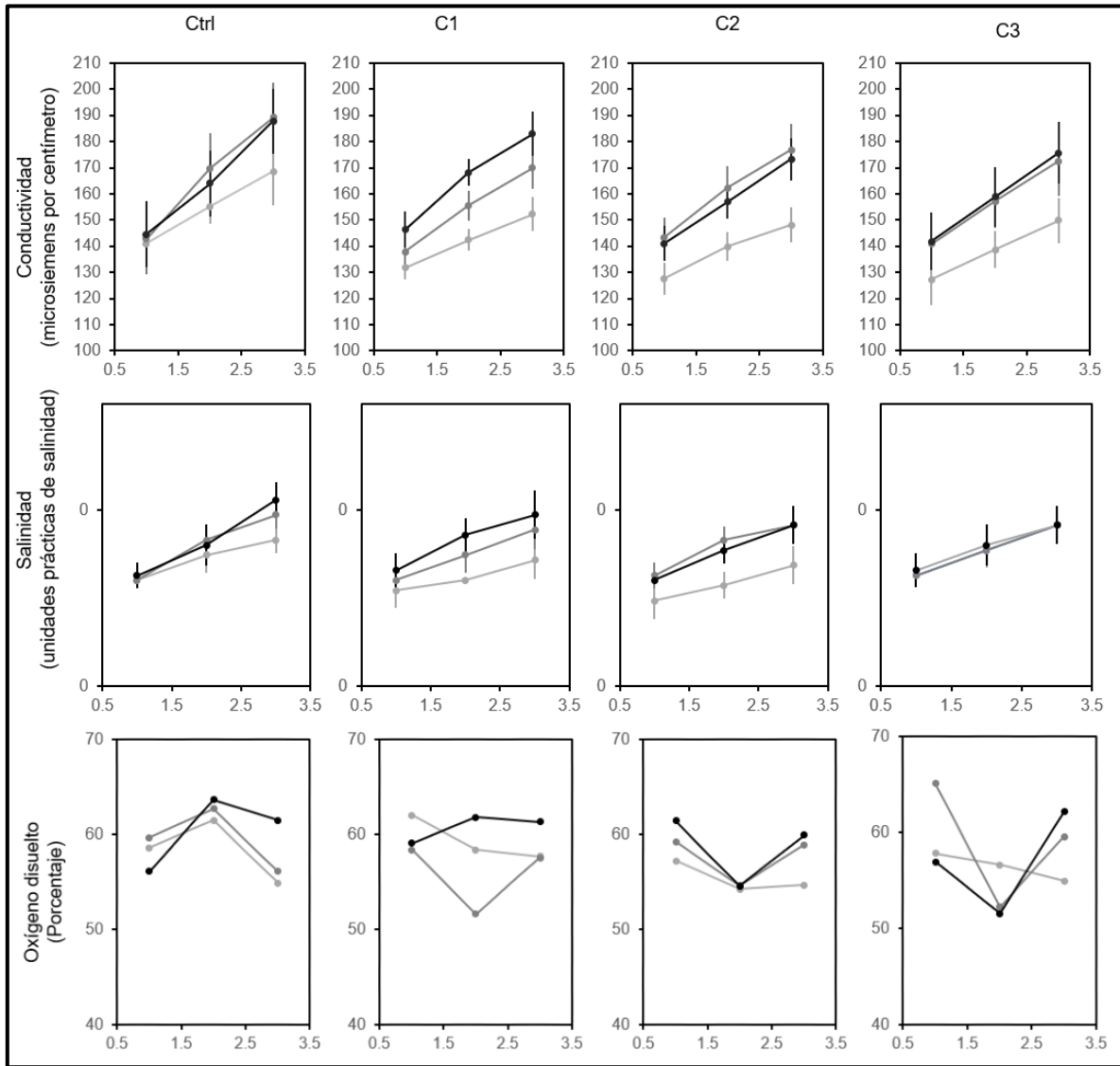
## 7. RECOMENDACIONES

Dado que en este estudio se evaluaron los efectos combinados de la temperatura y un plaguicida sobre los organismos descomponedores, se recomienda que futuras investigaciones incorporen otros estresores ambientales relevantes, como las variaciones en el régimen hidrológico. Los cambios en el caudal y la velocidad del flujo, ya sea por fenómenos naturales o actividades humanas, pueden modificar la disponibilidad de oxígeno y nutrientes, además de influir en la dispersión de contaminantes, lo que a su vez puede intensificar los efectos observados en procesos como la descomposición de hojarasca.

Asimismo, resulta pertinente implementar programas de monitoreo integrales que incluyan parámetros fisicoquímicos del agua junto con la determinación de concentraciones de plaguicidas como el bifenthrin. Estas herramientas permitirían detectar alteraciones tempranas en la calidad del agua y anticipar riesgos ecológicos.

Finalmente, futuros estudios deberían enfocarse en las respuestas fisiológicas y metabólicas de los organismos descomponedores bajo condiciones de estrés combinado, así como en enfoques experimentales que integren distintos niveles de complejidad ecológica. Esto contribuirá a mejorar la capacidad de predicción de impactos en ambientes naturales y ofrecerá bases científicas más sólidas para la gestión y conservación de los ecosistemas fluviales tropicales.

## 8. ANEXOS

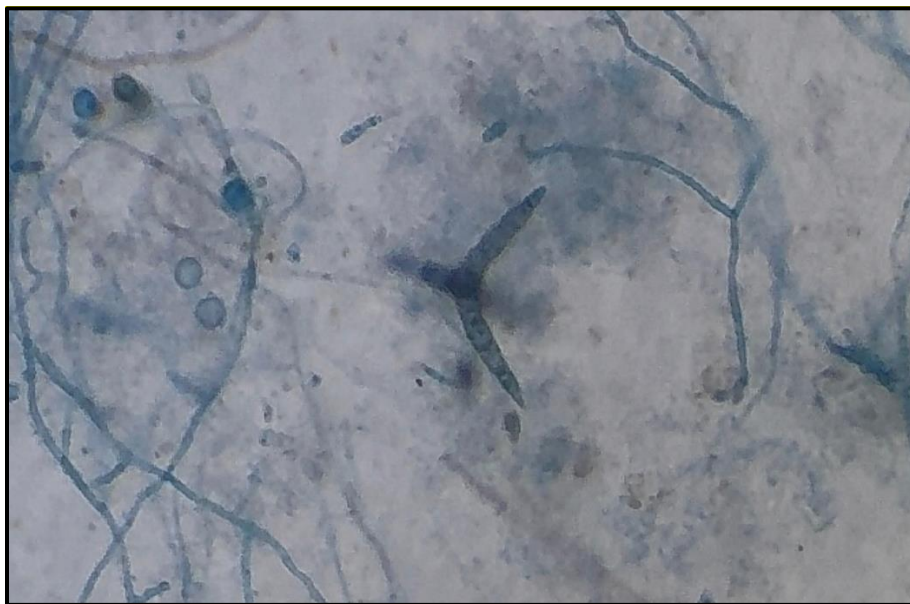


- 23,67 grados Celsius
- 26,38 grados Celsius
- 28,34 grados Celsius

**FIGURA 10.** Tendencia de los parámetros físico-químicos bajo diferentes condiciones.



**FIGURA 11.** Individuo de *Phylloicus* sp. (vista ventral)



**FIGURA 12.** *Alatospora pulchella* (conidio de hifomiceto acuático)

## 9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alam, M. K., Negishi, J. N., Pongsivapai, P., Yamashita, S., & Nakagawa, T. (2021).

Additive effects of sediment and nutrient on leaf litter decomposition and macroinvertebrates in hyporheic zone. *Water*, 13(10), 1340.

Bärlocher, F. (2005). Leaf Mass Loss Estimated by Litter Bag Technique. *Methods to Study Litter Decomposition*, 37–42. doi:10.1007/1-4020-3466-0\_6

Barros, J., Ben Tanfous, S., & Seena, S. (2024). Aquatic fungi as bioindicators of

freshwater ecosystems. *Water*, 16(23), 3404.

Bayro, M. (2022) Efectos del insecticida bifentrin sobre invertebrados acuáticos a

distintos niveles de organización biológica (Bachelor's thesis).

Boyero L, Pearson RG, Dudgeon D, Graça MAS, Gessner MO, Albariño RJ,

Ferreira V, Yule CM, Boulton AJ, Arunachalam M, Callisto M, Chauvet E,

Ramírez A, Chará J, Moretti MS, Gonçalves JF Jr, Helson J, Chará AM,

Encalada A, Davies JN, Lamothe S, Cornejo A, et al. Global distribution of a

key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns.

*Ecology* 2011, 92(9): 1839-1848. <http://doi.org/10.1890/10-2244.1>

Boyero L., Naiara López-Rojo, Alan M. Tonin, Javier Pérez, Francisco Correa-

Araneda, Richard G. Pearson , Jaime Bosch, Ricardo J. Albariño,

Sankarappan Anbalagan, Leon A. Barmuta, Ana Basaguren, Francis J.

- Burdon, Adriano Caliman, Marcos Callisto, Adolfo R. Calor, Ian C. Campbell, Bradley J. Cardinale, J. Jesús Casas, Ana M. Chará-Serna, Eric Chauvet, Szymon Ciapała, Checo Colón-Gaud, A. Cornejo, et al. Impacts of detritivore diversity loss on instream decomposition are greatest in the tropics. *Nature communications* 12: 3700 (2021). <https://www.nature.com/articles/s41467-021-23930-2>
- Boyero, L., Cardinale, B.J., Bastian, M. & Pearson, R.G., (2014). Biotic vs. abiotic control of decomposition: a comparison of the effects of simulated extinctions and changes in temperature. *PLOS ONE*, 9: e87426.
- Boyero, L., Gessner, M. O., Boulton, A. J., et al. (2011). A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters*, 14(3), 289–294.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Hui, C., Gessner, M. O., Pérez, J., Alexandrou, M. A., ... & Yule, C. M. (2016). Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1829), 20152664.
- Braghtley, B., Fraiz-Toma, A., Gastezzi-Arias, P., Gonzalez, M., Gonzalez, Y., Clemente, A., ... & Beitia, A. (2024). Physicochemical, coliform and agrochemical analysis to evaluate the water quality of coastal freshwater wetlands in tonosí in panama. *International journal*, 7(3), 561-570.

Brown, JH, JF Gillooly, AP Allen, VM Savage y GB West, 2004. Hacia una teoría metabólica de la ecología. *Ecología* 85: 1771–1789.

Canhoto, C., F. Bärlocher, M. CañedoArgüelles, R. Gómez & AL Gonçalves, 2021. La sal modula la descomposición de la hojarasca en los ecosistemas fluviales. En Swan, CM, L. Boyero y C. Canhoto (eds), *La ecología de la descomposición de la basura vegetal en los ecosistemas de arroyos* Springer, Cham: 323–345.

Carpenter, SR, EH Stanley y MJ Vander Zanden, 2011. Estado de los ecosistemas de agua dulce del mundo: cambios físicos, químicos y biológicos. *Revista Anual de Medio Ambiente y Recursos* 36: 75–99.

Carvajal Rebolledo, C. A. (2018). Efecto de los pesticidas sobre los procesos de descomposición de materia orgánica y en los descomponedores del género *Nectopsyche* (Bachelor's thesis, Quito: Universidad de las Américas, 2018).

Cereghetti, E., Bossart, R., Bruder, A., Krähenbühl, A., Wolf, F., & Altermatt, F. (2025). The year of a leaf: Tracking the fate of leaf litter and its nutrients during aquatic decomposition and consumption. *Ecology*, 106(1). <https://doi.org/10.1002/ecy.4520>

Chará-Serna, A. M., & Richardson, J. S. (2017). Chlorpyrifos interacts with other agricultural stressors to alter stream communities in laboratory microcosms. *Ecological Applications*, 28(1), 162–176. <https://doi.org/10.1002/eap.1637>

Cornejo A, Encina-Montoya F, Correa-Araneda F, Rovira D, García G, Villarreal V, Correa K, Villarreal A, Jaramillo N, Pérez E, Nieto GCA, Valderrama A, Pérez J, Boyero L. High sensitivity of invertebrate detritivores from tropical streams to different pesticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*; 2021, 216: 112226. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112226>

Cornejo A, Pérez J, López-Rojo N, García G, Pérez E, Guerra A, Nieto C, Boyero L. Litter decomposition can be reduced by pesticide effects on detritivores and decomposers: implications for tropical stream functioning. *Environmental Pollution*; 2021; 285, 117243. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117243>

Cornejo A, Pérez J, López-Rojo N, Tonin AM, Rovira D, Checa B, Jaramillo N, Correa K, Villarreal A, Villarreal V, García G, Pérez E, Ríos González TA, Aguirre Y, Correa-Araneda F, Boyero. Agriculture impairs stream ecosystem functioning in a tropical catchment. *Science of the Total Environment* 2020; 745, 140950. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140950>

Cornejo A, Tonin AM, Checa B, Tuñón AR, Pérez D, Coronado E, González S, Ríos T, Macchi P, Correa-Araneda F, Boyero L. Effects of multiple stressors associated with agriculture on stream macroinvertebrate communities in a tropical catchment. *PLoS ONE* 2019; 14(8): e0220528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220528>

Cornejo, A., Encina-Montoya, F., Correa-Araneda, F., Rovira, D., García, G., Nieto, C., ... & Boyero, L. (2021). High sensitivity of invertebrate detritivores from tropical streams to different pesticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 216, 112226.

Cornejo, A., Encina-Montoya, F., Correa-Araneda, F., Rovira, D., García, G., Nieto, C., Villarreal, V., Jaramillo, N., Pérez, E., Valderrama, A., Pérez, J., & Boyero, L. (2021). High sensitivity of invertebrate detritivores from tropical streams to different pesticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 216, 112226. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112226>

Cornejo, A., Tonin, A. M., Checa, B., Tuñón, A. R., Pérez, D., Coronado, E., González, S., Ríos de Toma, M., Macchi, P., Correa-Araneda, F., Boyero, L. (2019). Efectos de múltiples factores estresantes asociados a la agricultura sobre las comunidades de macroinvertebrados fluviales en una cuenca tropical. *PLoS ONE*, 14(8), e0220528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220528>

Cummins, C. S., Rosemond, A. D., Tomczyk, N. J., Wenger, S. J., Bumpers, P. M., Gulis, V., Helton, A. M., & Benstead, J. P. (2024). Temperature dependence of leaf breakdown in streams differs between organismal groups and leaf species. *Ecology*. <https://doi.org/10.1002/ecy.4405>

Danks, H., 2007. Cómo viven los insectos acuáticos en climas fríos. *The Canadian*

Entomologist 139: 443–471.

Dawoud, M., Bundschuh, M., Goedkoop, W., & McKie, B. G. (2017). Interactive effects of an insecticide and a fungicide on different organism groups and ecosystem functioning in a stream detrital food web. *Aquatic Toxicology*, 186, 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.03.008>

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.

Ebling, L. A., Pastore, B. L., Biasi, C., Hepp, L. U., & Restello, R. M. (2023). Does environmental variability in Atlantic Forest streams affect aquatic hyphomycete and invertebrate assemblages associated with leaf litter? *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05415-z>

Fecko, A. (1999). Environmental fate of bifenthrin. *Environmental Hazards Assessment Program, Sacramento, CA*, 12, 1-9.

Fernandes, I., Duarte, S., Pascoal, C., & Cássio, F. (2013). Above and belowground litter decomposition in riparian forests affected by agricultural land use. *Freshwater Biology*, 58(5), 1054–1066. <https://doi.org/10.1111/fwb.12106>

Ferreira, V. y E. Chauvet, 2011. Efectos sinérgicos de la temperatura del agua y

- los nutrientes disueltos en la descomposición de la hojarasca y los hongos asociados. *Global Change Biology* 17: 551–564.
- Ferreira, V., Raposeiro, P. M., Pereira, A., Cruz, A. M., Costa, A. C., Graça, M. A. S., & Gonçalves, V. (2016). Leaf litter decomposition in remote oceanic island streams is driven by microbes and depends on litter quality and environmental conditions. *Freshwater Biology*, 61(5), 783–799. <https://doi.org/10.1111/fwb.12749>
- Follstad Shah, JJ, JS Kominoski, M. Ardon, WK Dodds, MO Gessner, NA Griffiths, CP Hawkins, SL Johnson, A. Lecerf, C.J. LeRoy, D.W.P. Manning, AD Rosemond, RL Sinsabaugh, CM Swan, JR Webster y L.H. Zeglin, 2017. Síntesis global de la sensibilidad térmica de la descomposición de la hojarasca en arroyos y ríos. *Biología del Cambio Global* 23: 3064–3075
- García, G., Pérez, J., Bennett-Vaz, R. M., Araúz, G., Boyero, L., & Cornejo, A. (2025). Impact of land use changes on leaf litter decomposition in tropical streams. *Global Ecology and Conservation*, e03814.
- García, G., Pérez, J., Boyero, L., Alonso, A., Tuñon, A., Pérez, E., & Cornejo, A. (2023). Joint effects of warming and salinization on instream leaf litter decomposition assessed through a microcosm experiment. *Hydrobiologia*, 1-12.
- Geraldes, P., Pascoal, C., & Cássio, F. (2012). Effects of increased temperature

and aquatic fungal diversity on litter decomposition. *Fungal Ecology*, 5(6), 734–740. doi:10.1016/j.funeco.2012.05.007

Gessner, M. O., Swan, C. M., Dang, C. K., McKie, B. G., Bardgett, R. D., Wall, D. H., & Hättenschwiler, S. (2010). Diversity meets decomposition. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 372-380.

Giweta, M. (2020). Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*, 44(1). <https://doi.org/10.1186/s41610-020-0151-2>

Guerra, A. (2022). Hifomicetos Acuáticos asociados a la descomposición de hojarasca en ríos de cabecera de la Cuenca del Canal de Panamá (Licenciatura). Universidad de Panamá.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou, Eds.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, M. Tignor, E. S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, & B. Rama, Eds.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>

Jackson, M. C., Loewen, C. J., Vinebrooke, R. D., & Chimimba, C. T. (2016). Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. *Global change biology*, 22(1), 180-189.

Mayer-Pinto, M., Ledet, J., Crowe, T. P., & Johnston, E. L. (2020). Sublethal effects of contaminants on marine habitat-forming species: a review and meta-analysis. *Biological Reviews*, 95(6), 1554-1573.

Monroy, S., Larrañaga, A., Martínez, A., Pérez, J., Molinero, J., Basaguren, A., & Pozo, J. (2023). Temperature sensitivity of microbial litter decomposition in freshwaters: Role of leaf litter quality and environmental characteristics. *Microbial Ecology*, 85, 839–852. [https://doi.org/10.1007/s00248-022-02041-](https://doi.org/10.1007/s00248-022-02041-5)

5

Nowell, L. H., Moran, P. W., Waite, I. R., Schmidt, T. S., Bradley, P. M., Mahler, B. J., & Van Metre, P. C. (2024). Multiple lines of evidence point to pesticides

- as stressors affecting invertebrate communities in small streams in five United States regions. *Science of The Total Environment*, 169634. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169634>
- Pérez J., A. Cornejo, A. Alonso, A. Guerra, G. García, C. Nieto, F. Correa-Araneda, D. Rojo, L. Boyero. Warming overrides eutrophication effects on litter decomposition in stream microcosms. *Environmental Pollution* 332 (2023)121966 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121966>
- Pérez, J., Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Tonin, A., López-Rojo, N., ... & Yule, C. M. (2025). Positive Feedback on Climate Warming by Stream Microbial Decomposers Indicated by a Global Space-For-Time Substitution Study. *Global Change Biology*, 31(4), e70171.
- Pérez, J., Boyero, L., Tuñón, A. R., Checa, B., Correa-Araneda, F., Guerra, A., ... & Cornejo, A. (2023). Agricultural impacts on lowland tropical streams detected through leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, 154, 110819.
- Pérez, J., Martínez, A., Descals, E., & Pozo, J. (2018). Responses of Aquatic Hyphomycetes to Temperature and Nutrient Availability: a Cross-transplantation Experiment. *Microbial Ecology*, 76(2), 328–339. <https://doi.org/10.1007/s00248-018-1148-6>
- Piscart, C. (2019). Leaf Nutrients and Macroinvertebrates Control Litter Mixing

- Effects on Decomposition in Temperate Streams. *Ecosystems*.  
<https://doi.org/10.1007/S10021-019-00410-9>
- Prieto, I., Almagro, M., Bastida, F., & Querejeta, J. I. (2019). Altered leaf litter quality exacerbates the negative impact of climate change on decomposition. *Journal of Ecology*, 107(5), 2364–2382. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13168>
- RE Koske e IW Duncan . 1974. Efectos de la temperatura en el crecimiento, la esporulación y la germinación de algunos hifomicetos acuáticos. *Revista Canadiense de Botánica* . 52 (6): 1387-1391.
- Relyea, R. A., & Hoverman, J. T. (2006). Assessing the ecology in ecotoxicology: A review and synthesis in freshwater systems. *Ecology Letters*, 9(10), 1157–1171. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00966.x>
- Requena, J. L. (2022). Guía técnica: uso de plaguicidas en Panamá: indicación de riesgo e implementación de medidas de mitigación. Ministerio de Desarrollo Agropecuario.
- Ríos González, T. A. (2019). Estudio de campo y de laboratorio de los efectos del uso de plaguicidas provenientes de la agricultura en la dinámica de la comunidad de macro invertebrados acuáticos (Doctoral dissertation, Universidad de Panamá. Vicerrectoría de Investigación y Postgrado).

Salis, R. K., Schreiner, V. C., Rozenberg, A., Ohler, K., Baudy-Groh, P., Schäfer, R. B., & Leese, F. (2023). Effects of fungicides on aquatic fungi and bacteria: a comparison of morphological and molecular approaches from a microcosm experiment. *Environmental Sciences Europe*, 35(1), 62.

Schäfer, R. B., von der Ohe, P. C., Rasmussen, J., Kefford, B. J., Beketov, M. A., Schulz, R., & Liess, M. (2012). Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. *Environmental science & technology*, 46(9), 5134-5142.

Schafer, RB, M. Bundschuh, DA Rouch, E. Szocs, PC von der Ohe, V. Pettigroye, R. Schulz, D. Nugegoda y B.J. Kefford, 2012. Efectos de la toxicidad de los pesticidas, la salinidad y otras variables ambientales sobre funciones ecosistémicas seleccionadas en arroyos y su relevancia para los servicios ecosistémicos. *Ciencia del medio ambiente total* 415: 69–78.

Strickland, MS, AD Keiser y MA Bradford, 2015. La historia climática influye en la descomposición contemporánea de la hojarasca. *Biogeoquímica* 122: 1 65–174.

Suberkropp, K. (1998). Effect of dissolved nutrients on two aquatic hyphomycetes growing on leaf litter. *Mycological Research*, 102(8), 998–1002. <https://doi.org/10.1017/S0953756298006311>

Vannote, R. L., & Sweeney, B. W. (1980). Geographic analysis of thermal equilibria:

- A conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *The American Naturalist*, 115(5), 667–695. <https://doi.org/10.1086/283707>
- Verheyen, Delnat & Theys (2022) – Daily temperature fluctuations can magnify the toxicity of pesticides, *Current Opinion in Insect Science*, 51, 100919. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2022.100919> . PubMed: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/35390505/> PubMed
- Wan, N.-F., Fu, L., Dainese, M., Kiær, L. P., Hu, Y.-Q., Xin, F., ... & Scherber, C. (2025). Pesticides have negative effects on non-target organisms. *Nature Communications*, 16(1), Article 1360. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x>
- Willming, Qin & Maul (2013) – Effects of environmentally realistic daily temperature variation on pesticide toxicity to aquatic invertebrates, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(12), 2738–2745. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.2354> . PubMed: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23955707/> PubMed
- Woodward, G., Perkins, D. M., & Brown, L. E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: Impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2093–2106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0055>