# EVALUACIÓN DE LA TOXICIDAD DE SEDIMENTOS ESTUARINOS DE LA REGIÓN DEL MAULE Y BIOBÍO

Por

Cristian Fernando Amigo González

MEMORIA PARA OPTAR AL

TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO MARINO

Profesora Guía: PAULINA ALEJANDRA MEDINA CASTILLO

Profesor Co-Guía: ALEXIS ANTONIO CASTILLO BRUNA

Concepción, Chile

2026

**ACTA DE CERTIFICACIÓN**

Certifico que el presente trabajo de Memoria de Título se realizó bajo mi dirección y ha sido aprobado.

Profesora Guía: PAULINA ALEJANDRA MEDINA CASTILLO

_____

Declaro que el contenido de esta Memoria de Título no ha sido presentado total o parcialmente para optar a otro Título o Grado Académico.

# Cristian Fernando Amigo González

_____

Nota del Examen de Título: ____

Fecha de aprobación del Examen de Título:

_____ de _____ de 2026_

Ministro de Fe: _____

_____

*“Lo bueno de tocar fondo es que solo queda subir”*

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la profesora Paulina Medina Castillo y al profesor Alexis Castillo Bruna por la oportunidad brindada durante la realización de esta tesis, agradecer de igual manera a mi familia y amigos, los cuales me apoyaron en el peor momento de este año, agradecer especialmente a mis compañeros Annais Pulido, Diego Verdugo, Leandro Hernández los cuales me apoyaron y ayudaron en los momentos de bloqueo y estrés en medio del proceso de realización de esta tesis.

## TABLA DE CONTENIDOS

Resumen ..... vi
Abstract ..... vii
Introducción ..... 1
Problematica ..... 4
Objetivo ..... 5
Métodos ..... 6
Resultados ..... 9
Discusión ..... 15
Conclusiones ..... 17
Referencias bibliográficas ..... 18

## RESUMEN

Esta investigación evaluó la calidad ambiental de sedimentos estuarinos superficiales en las desembocaduras de los ríos Maule, Mataquito y Biobío (Regiones del Maule y Biobío, Chile) mediante bioensayos de toxicidad aguda con la microalga *Dunaliella tertiolecta*. Se recolectaron muestras de sedimentos entre septiembre de 2024 y junio de 2025, preparándose elutriados para evaluar la microalga durante 72 horas y medir el crecimiento celular mediante la absorbancia a los 620 nm. Los resultados mostraron diferencias significativas en el crecimiento de la microalga, en la localidad Mataquito presentando la mayor inhibición, mientras que Biobío exhibió un crecimiento similar al control, Maule un crecimiento intermedio con respecto al control. Estos resultados indican mayor toxicidad en los sedimentos de Mataquito, que posiblemente podría ser asociada a contaminantes, en contraste con las localidades de Maule y Biobío, donde no se detectó toxicidad significativa en los sedimentos.



**Palabras clave:** Bioensayo de toxicidad, Contaminación, Crecimiento celular, *Dunaliella tertiolecta*, Sedimentos marinos

## ABSTRACT

This research evaluated the environmental quality of surface estuarine sediments at the mouths of the Maule, Mataquito, and Biobío rivers (Maule and Biobío Regions, Chile) using acute toxicity bioassays with the microalga *Dunaliella tertiolecta*. Sediment samples were collected between September 2024 and June 2025 and elutriates were prepared to assess the microalga over 72 hours, measuring cell growth through absorbance at 620 nm. The results showed significant differences in microalgal growth, with the Mataquito site exhibiting the greatest inhibition, while Biobío displayed growth similar to the control, and Maule showed intermediate growth relative to the control. These results indicate higher toxicity in the Mataquito sediments, which may possibly be associated with persistent contaminants, in contrast to the Maule and Biobío sites, where no significant toxicity was detected in the sediments.



**Keywords**: Acute toxicity bioassay, Cell growth, *Dunaliella tertiolecta*, Estuarine contamination, Marine sediments

# INTRODUCCIÓN

Los sedimentos son partículas granulares, cuya densidad es mayor a la del agua, lo cual hace que se depositen en la costa y fondo de los océanos. Esta matriz está caracterizada por sus distintos elementos que la componen ya sean orgánicos y/o inorgánicos. Las variaciones en su composición dependen de factores como la proximidad a las fuentes de aporte sedimentario y de los procesos oceanográficos que configuran cada región (Allen & Allen, 2013).

Los sedimentos se agrupan en dos categorías fundamentales, de acuerdo con su origen y composición: inorgánica y orgánica. La sedimentación inorgánica posee diversas fuentes, una de ellas es el terrígeno, que provienen de la erosión de suelos y la meteorización de rocas y minerales continentales. Por otro lado, los sedimentos de origen orgánico derivan principalmente de organismos vivos ricos en carbono o desechos de estos mismos, que se componen de lípidos, proteínas, carbohidratos y querógenos, entre otros constituyentes (Tissot & Welte, 1984).

El rol de los sedimentos en el equilibrio de los ecosistemas es vital, ya que es sustrato para una gran diversidad de comunidades bentónicas, además de ser usado como refugio e incluso ser una fuente de alimento para distintas comunidades (Snelgrove, 1999).

Las comunidades de organismos que dependen de los sedimentos van desde los microorganismos (bacterias, hongos) invertebrados y también los vertebrados. Las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos pueden determinan directamente las comunidades que en ellos habitan. La calidad del sedimento está relacionada con la salud de los ecosistemas, donde la contaminación puede ocasionar múltiples alteraciones sobre la funcionalidad y estructura de los ecosistemas.

La contaminación de los sedimentos marinos por sustancias tóxicas de origen antropogénico representa un desafío ambiental en aumento. Entre las principales fuentes contaminantes se encuentran los efluentes industriales (Gabriela & De Jesús, 2023), escorrentías agrícolas que introducen pesticidas, herbicidas y fertilizantes ricos en nitrógeno y fósforo, los cuales favorecen la eutrofización y la reducción de oxígeno en el medio. Otros contaminantes significativos incluyen microplásticos, hidrocarburos halogenados, aromáticos policíclicos

(HAPs) (Olarte & Tanaka, 2009), así como elementos potencialmente tóxicos (EPTs), tales como metales pesados y metaloides (por ejemplo, As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn), que pueden acumularse en los sedimentos y representar riesgos ecológicos y para la salud debido a su persistencia y biodisponibilidad (Marín-Leal et al., 2022).

La Región del Maule (situada entre 34°41' S y 36°33' S) posee ecosistemas muy variados, que van desde bosques nativos, humedales costeros, sistemas fluviales hasta una extensa costa de aproximadamente ~100 kilómetros de extensión. La región destaca por su gran producción agrícola, particularmente la industria vitivinícola, frutícola y hortícola. La actividad forestal de la región, compuesta principalmente por monocultivos de pino y eucalipto, también representa un sector económico bastante relevante, junto a la industria pesquera y turismo costero (Ministerio de Agricultura [Minagri], s.f.). La interacción de los ecosistemas con el sector económico no se encuentra libre de contaminantes, los cuales pueden ingresar a los ecosistemas acuáticos por medio de diversas formas tales como escorrentía superficial, lluvias (deposición atmosférica o escorrentía pluvial), descarga de riles (efluentes industriales) o aguas servidas (Ali et al., 2020).

Por otro lado, la Región del Biobío (situada entre los 36°26' S y 38°29' S) (Biblioteca del Congreso Nacional, s.f.), posee industrias forestales, pesqueras, siderúrgicas y portuarias que contribuyen sustancialmente a la economía regional. Plantas industriales como Inchalam, y los puertos de Talcahuano y San Vicente lideran el área siderúrgica y pesquera, respectivamente (Pérez & Gallardo, 2012; Quiñones et al., 2019). Sin embargo, estas actividades afectan gravemente los ecosistemas marinos por los vertidos industriales, los que modifican las características fisicoquímicas del ambiente y alteran la biodiversidad (Soto et al., 2019).

Los estudios de toxicidad, utilizando los sedimentos como matriz, son esenciales para determinar los riesgos asociados a la contaminación, tanto para las comunidades bentónicas como para la salud integral de los ecosistemas acuáticos. Estas investigaciones evalúan los contaminantes y sus concentraciones capaces de provocar efectos negativos agudos o crónicos en los organismos expuestos, a través de efectos tales como mortalidad, inhibición del crecimiento, alteraciones reproductivas o cambios en el comportamiento (Chapman, 2007; Simpson et al., 2016).

Los bioindicadores son organismos o comunidades biológicas cuyo estado refleja las condiciones ambientales de un ecosistema (Holt & Miller, 2010). Estos permiten monitorear los cambios o alteraciones provocadas por la incorporación de un contaminante en el medio, en distintos niveles de organización biológica. La importancia de estos radica en su capacidad para proporcionar, bajo condiciones controladas o in situ, datos tempranos sobre alteraciones ambientales no tan fáciles observar a simple vista (Parmar et al., 2016).

*Dunaliella tertiolecta* (Butcher, 1959) es una microalga verde unicelular, considerada como bioindicador para evaluar la calidad de ecosistemas marinos, debido a su alta sensibilidad a diversos factores de estrés, lo que la convierte en una herramienta valiosa para detectar contaminantes en los ambientes acuáticos (Sjollema et al., 2016). La facilidad del procedimiento de cultivo, y su gran tasa de crecimiento le confieren como bioindicador ideal para bioensayos de toxicidad en matrices ambientales.

Las actividades productivas generan descarga de residuos y desechos que son vertidos en la zona costera y con alto potencial de ser acumulados en los sedimentos marinos (Parra et al., 2015). Es por esto que la utilización de estudios toxicológicos utilizando sedimentos como sustrato, especialmente en regiones costeras de Chile central que cuentan con importante desarrollo urbano e industrial (Aguirre-Martínez et al., 2009), y se encuentran próximos a desembocaduras de ríos son claves para detectar de manera temprana la toxicidad de contaminantes disponibles en el ambiente, para así evaluar riesgo ecológico y proporcionar información científica sólida que permita priorizar sitios de intervención, y la creación de programas de monitoreo o medidas de mitigación .

## PROBLEMATICA

La acumulación de ETPs (Elementos Potencialmente Contaminantes) en los sedimentos estuarinos de la desembocadura del Río Maule y Biobío poseen diferente nivel de toxicidad ambiental, debido al mayor desarrollo industrial observado en la Región del Biobío, aspecto que genera un mayor riesgo ecológico para las comunidades biológicas que allí habitan. Es por esto, que, a través de la utilización de bioensayos de toxicidad se observó que los sedimentos estuarinos de la Región del Biobío generan un efecto negativo mayor en *D. tertiolecta*, que se evidencia en una disminución del crecimiento celular, en comparación a los sedimentos de la Región de Maule.

## OBJETIVO

Evaluar la calidad ambiental de los sedimentos estuarinos recolectados en la Región del Maule y del Biobío, mediante la utilización de los ensayos de toxicidad con la microalga *Dunaliella tertiolecta*.

# MÉTODOS

## Recolección de muestras de sedimentos

La recolección de los sedimentos estuarinos correspondientes al Río Maule y Mataquito fue realizada en septiembre 2024, con ayuda de un corer de PVC de 75 mm de diámetro interno, en 3 sectores distintos de la desembocadura del Río Maule y Mataquito. Las muestras recolectadas fueron almacenadas en bolsas plásticas a ~4°C y transportadas al laboratorio para su posterior análisis.

La extracción de sedimentos de la Región del Biobío fue realizada el 13 de junio de 2025, con ayuda de un corer de PVC de 75 mm de diámetro interno. El corer fue enterrado unos 5 cm en sustrato para la extracción de las muestras y en 3 sectores de la desembocadura del río Biobío en Hualpén. Posteriormente estos fueron almacenados en bolsas plásticas y refrigerados para su posterior análisis en el laboratorio.

## Filtración y esterilización de agua de mar

El agua de mar extraída de la costa de la zona estuarina del rio Biobío el 13 de junio de 2025 fue almacenada en botellas plásticas de 2 L y llevada al laboratorio de la Universidad Católica de la Santísima Concepción donde fueron almacenadas a temperatura ambiente. La filtración del agua fue realizada por medio de un equipo de filtración al vacío, utilizando un papel filtro W 1 (< 11 µm) conectado a un matraz Erlenmeyer con conexión a una bomba de vacío. Posteriormente, el agua de mar filtrada fue esterilizada en una estufa a 120 °C por 6 h.

### Preparación de elutriado

El elutriado de sedimento se preparó de acuerdo al procedimiento de la USEPA (2002). Se mezclaron 100 g de sedimento con agua de mar filtrada y esterilizada a pH 7,5 y salinidad de 36,5% y OD 5,02 mg $L^{-1}$ de en una proporción 1:1. Después de 30 minutos de agitación se dejó reposar, luego se retiró el sobrenadante sin perturbar el material sedimentado y se procedió a realizar una centrifugación a 2500 RPM por 5 minutos hasta que no quedara partículas en suspensión y separar totalmente la fase líquida de los residuos de sedimentos.

**Determinación de la máxima absorbancia**

La absorbancia máxima fue determinada mediante la realización de un espectrograma de muestras de los cultivos de *D. tertiolecta* en un rango entre 400 y 900 nm, utilizando un espectrofotómetro (Nannocolor PT-3 MACHEREY-NAGEL). Se utilizó el valor máximo de absorbancia de la microalga para determinar la relación entre la absorbancia y la concentración celular.

**Prueba de toxicidad con *D. tertiolecta***

Se utilizó la cepa de la microalga obtenida desde el Laboratorio de Ecotoxicología de Centro Regional de Estudios Ambientales CREA de la Universidad Católica de la Santísima Concepción.

El cultivo de la microalga en fase exponencial se obtuvo directamente del laboratorio del CREA después de 3 días en medio Guillard F/2 modificado.

Las pruebas de inhibición de crecimiento en la microalga (prueba de toxicidad crónica) se realizaron en tubos de ensayo transparentes y esterilizados de 10 mL de vidrio, en el cual se añadieron 5,0 mL de las muestras de elutriado de sedimento. Posteriormente, se le agregó, en cada tubo, 1,0 mL de inóculo de microalgas con la densidad celular óptima $3x10^{6}$ cel $mL^{-1}$ incluyendo controles. Cada tratamiento se realizó en triplicado. Las pruebas de microalgas se llevaron a cabo en condiciones controladas de iluminación continua con luz blanca fría de 11.000 lux y temperatura 20-21°C.

La concentración de biomasa se determinó diariamente durante el transcurso del experimento, desde tiempo 0 hasta las 72 horas en términos de densidad óptica (USEPA, 2002) a 620 nm, utilizando un colorímetro Nannocolor PT-3 MACHEREY-NAGEL.

En la tabla 1 se resumen las condiciones experimentales implementadas en la prueba de toxicidad.

TABLA 1.

Condiciones experimentales para el desarrollo del ensayo de toxicidad con *D. tertiolecta*

| Bioensayo | Características |
|---|---|
| Duración de la prueba (h) | 72 |
| Temperatura (°C) | 19 - 20 |
| Fotoperiodo (lux) | Iluminación continua 11.000 |
| Longitud de onda | 620 nm |
| Volumen de solución de prueba | 5 mL |
| Réplicas por concentración | 4 |
| Criterio de toxicidad | Inhibición de crecimiento |

Los datos de crecimiento celular de *Dunaliella tertiolecta* se analizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para evaluar diferencias significativas entre los tratamientos (Control, Biobío, Maule y Control, Mataquito). Posteriormente, se aplicó la prueba post-hoc de Dunn con ajuste de Bonferroni para identificar pares de grupos con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$), permitiendo una comparación múltiple robusta y controlando la tasa de error tipo 1.

# RESULTADOS

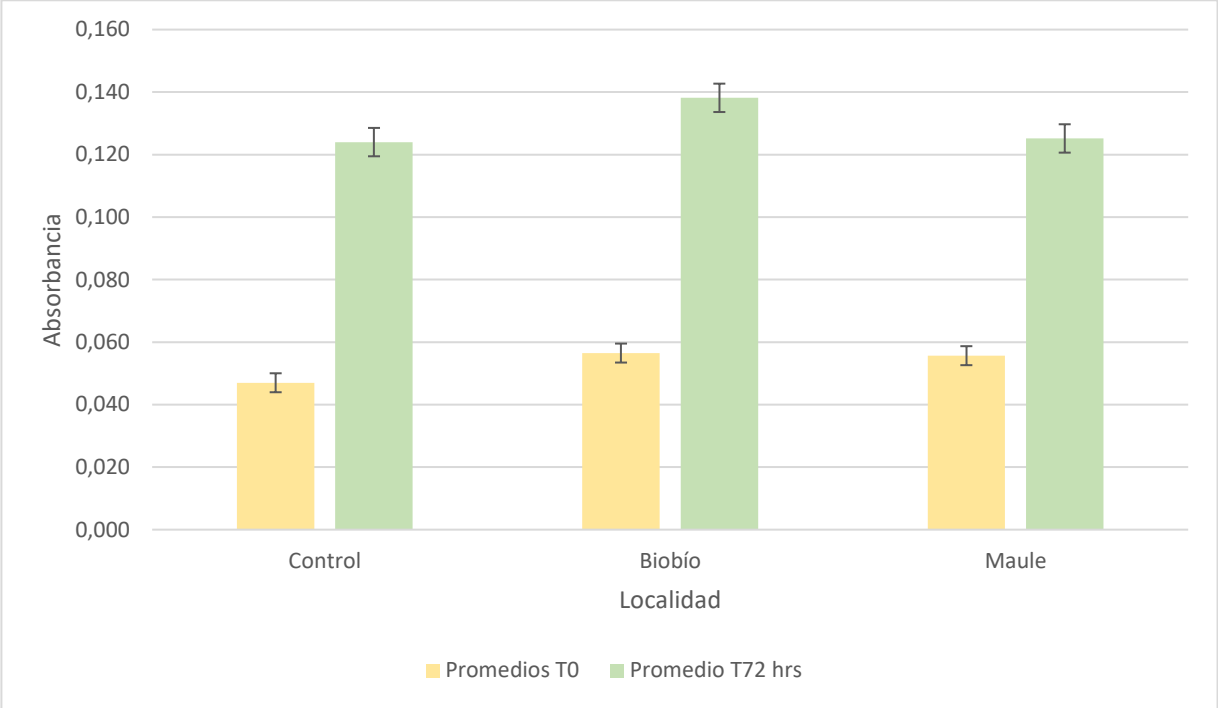



FIGURA 1:

Estimación de crecimiento celular de *D. tertiolecta* en diferentes sectores (Biobío y Maule).

El promedio de absorbancia a 620 nm de *Dunaliella tertiolecta* al tiempo o (T0) y tras 72 horas (T72) de exposición a elutriados de sedimentos de las localidades control, Biobío y Maule mostró variaciones distintivas según el origen del sedimento y la exposición a los elutriados. Tras 72 horas de exposición, la localidad de Biobío registró el mayor crecimiento algal, con incrementos de $\Delta \approx 0{,}082–0{,}085$, superando levemente al grupo control. En la localidad de Maule se registró un crecimiento intermedio con un $\Delta \approx 0{,}065–0{,}070$, situándose por debajo del crecimiento observado en el control.

Los resultados sugieren que los sedimentos de las zonas estudiadas no ejercerían una inhibición tóxica significativa sobre la microalga. En el caso de los elutriados de la Región del Biobío, un leve incremento respecto al control podría indicar un efecto bioestimulante, probablemente derivado de una mayor carga de nutrientes (como nitrógeno o fósforo) liberados desde el sedimento al elutriado.

Por el contrario, la respuesta en las muestras de la Región del Maule refleja una leve reducción en la tasa de crecimiento en comparación con el control (Fig. 1). Esto podría atribuirse a una menor disponibilidad de nutrientes o a la presencia de trazas de compuestos estresantes que, sin llegar a ser letales, limitan el potencial de división celular de la especie.

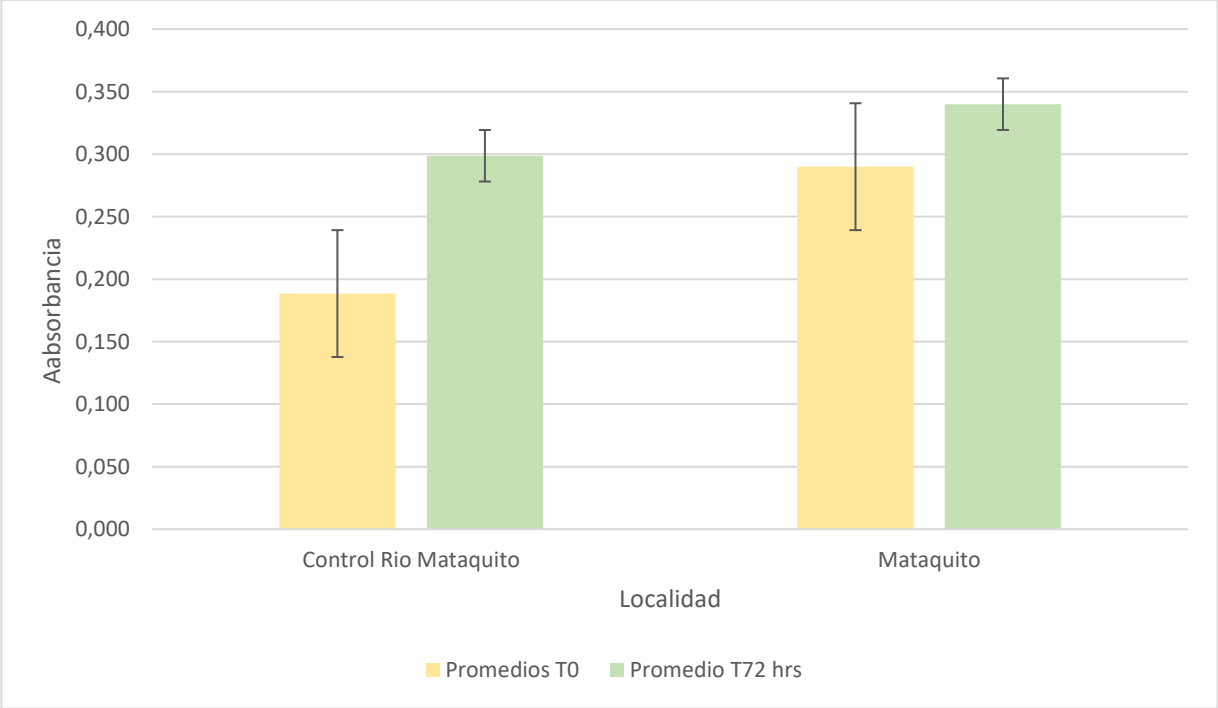



FIGURA 2:

Estimación de crecimiento celular de *D. tertiolecta* en el sector Mataquito

Al evaluar la respuesta de *D. tertiolecta* en el sector del Río Mataquito, se observó una marcada diferencia entre el grupo control y el expuesto al elutriado de sedimento. Mientras que el control específico alcanzó un incremento neto de absorbancia de $\Delta \approx 0{,}12–0{,}14$, la microalga expuesta al elutriado registró valores significativamente menores ($\Delta \approx 0{,}08–0{,}10$).

Este comportamiento evidenció una clara inhibición del crecimiento celular, contrastando con los resultados observados en las otras localidades. Esta respuesta sugiere una mayor toxicidad intrínseca de los sedimentos de la desembocadura del Mataquito, posiblemente debido a una elevada biodisponibilidad de agentes contaminantes, entre los factores causales, se sugiere la presencia de contaminantes de origen antropogénico, tales como metales pesados o hidrocarburos, microplásticos y otros compuestos orgánicos (Chile Sustentable, s. f.).

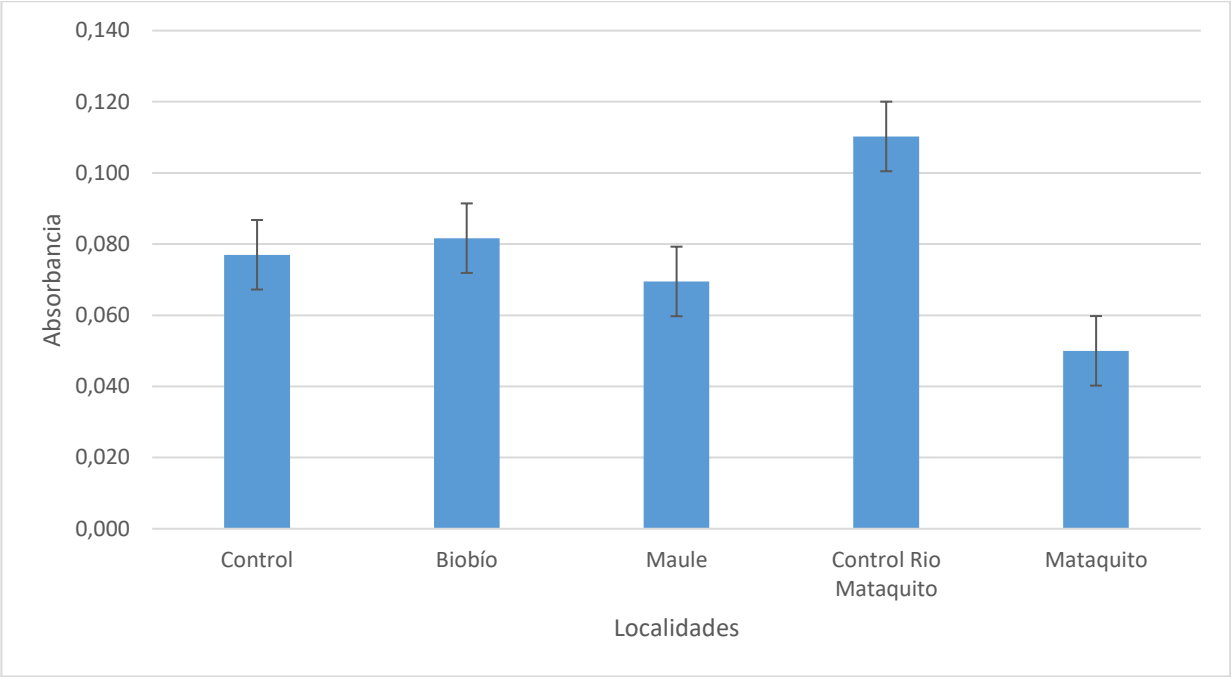



FIGURA 3:

Valor de la absorbancia de *D. tertiolecta* en los diferentes sectores

En la Fig. 3 se comparan las respuestas biológicas de *D. tertiolecta* expuesta a elutriados de sedimentos de distintas localidades, tomando como referencia un grupo control. La absorbancia del control se estabilizó en 0,075, estableciendo la línea base de crecimiento bajo condiciones óptimas. Los resultados se describen a continuación:

- Biobío: Alcanzó una absorbancia de +/- 0,080, superando los valores del tratamiento control. Este incremento sugiere que el elutriado de Biobío posee propiedades bioestimulantes, posiblemente debido a un mayor aporte de nutrientes.
- Maule: Registró valores de absorbancia +/- 0,070, reflejando un desarrollo celular intermedio. Aunque este valor fue levemente inferior al control, sugiere que el entorno posee la capacidad de sostener un crecimiento significativo sin una inhibición severa observable.
- Mataquito: Exhibió la respuesta más baja, con una absorbancia cercana a 0,050. Esta reducción drástica respecto al control correspondería a un indicador de fitotoxicidad,

sugiriendo que las condiciones del sedimento en esta localidad limitan severamente la proliferación celular.

A partir de los resultados obtenidos se realizó un análisis estadístico de Kruskal-Wallis y Dunn.

TABLA 2:

Análisis de Kruskal Wallis en distintas localidades (Control, Biobío, Maule)

| Localidad | n | T0 (media ± DE) | T72 (media ± DE) | Crecimiento neto (media ± DE) | Mediana (crecimiento) |
|---|---|---|---|---|---|
| Control | 5 | 0.0470 ± 0.0055 | 0.1240 ± 0.0041 | 0.0770 ± 0.0071 | 0.074 |
| Biobío | 6 | 0.0565 ± 0.0066 | 0.1382 ± 0.0051 | 0.0817 ± 0.0063 | 0.080 |
| Maule | 6 | 0.0557 ± 0.0089 | 0.1252 ± 0.0045 | 0.0695 ± 0.0121 | 0.070 |

Se realizó un análisis de las absorbancias a 620 nm obtenidos en el bioensayo de toxicidad aguda con *Dunaliella tertiolecta*. Las absorbancias iniciales (T0) fueron comparables entre localidades, con medias de 0,0470 ± 0,0055 (Control), 0,0565 ± 0,0066 (Biobío) y 0,0557 ± 0,0089 (Maule). A las 72 horas, Biobío registró la mayor absorbancia media (0,1382 ± 0,0051), seguido por Maule y Control. El crecimiento neto fue ligeramente superior en Biobío (0,0817 ± 0,0063), lo que sugiere una menor toxicidad relativa de sus sedimentos en comparación con las otras localidades estudiadas.

TABLA 3:

Test post-hoc de Dunn (p-valores ajustados)

| Comparación | Z estadístico | p-ajustado (Bonferroni) | Significancia |
|---|---|---|---|
| Biobío vs Maule | 1.94 | 0.156 | ns |
| Biobío vs Control | 0.93 | 1.000 | ns |
| Maule vs Control | -0.93 | 1.000 | ns |

Se aplicó la prueba de Dunn como análisis post-hoc tras la prueba de Kruskal-Wallis. Las comparaciones pareadas no mostraron diferencias estadísticamente significativas: Biobío vs. Maule (Z = 1,94, p-ajustado = 0,156), Biobío vs. Control (Z = 0,93, p-ajustado = 1,000) y Maule vs. Control (Z = -0,93, p-ajustado = 1,000). Estos resultados sugieren que, bajo las condiciones experimentales empleadas, no se detectaron diferencias significativas en el crecimiento neto de la microalga entre las tres localidades evaluadas.

TABLA 4:

Análisis de Kruskal Wallis entre distintas localidades (Control, Mataquito)

| Localidad | n | T0 (media ± DE) | T72 (media ± DE) | Crecimiento neto (media ± DE) | Mediana (crecimiento) |
|---|---|---|---|---|---|
| Control | 4 | 0.1885 ± 0.0687 | 0.2988 ± 0.0193 | 0.1102 ± 0.0828 | 0.1265 |
| Mataquito | 6 | 0.2932 ± 0.0366 | 0.3365 ± 0.0731 | 0.0433 ± 0.0736 | 0.0535 |

En el bioensayo con elutriados de sedimentos de Mataquito y Control, se observó que Mataquito presentó una absorbancia inicial notablemente superior (T0 = 0,2932 ± 0,0366) respecto al Control (0,1885 ± 0,0687). Sin embargo, el crecimiento neto a las 72 horas fue considerablemente menor en Mataquito (0,0433 ± 0,0736) comparado con Control (0,1102 ± 0,0828). Está marcada reducción sugiere la presencia de mayor toxicidad en los sedimentos de la desembocadura del río Mataquito bajo las condiciones del ensayo realizado.

TABLA 5:

Resultados del test post-hoc de Dunn ente distintas localidades

(Control vs Mataquito) (p-valores ajustados)

| Comparación | Z estadístico | p-ajustado (Bonferroni) | Significancia |
|---|---|---|---|
| Control vs Mataquito | 1.00 | 0.317 | ns |

La prueba de Dunn para comparar el crecimiento neto entre los sedimentos de Control y Mataquito en el bioensayo con *Dunaliella tertiolecta* sugiere la ausencia de diferencias estadísticamente significativas (Z = 1,00, p-ajustado = 0,317). Aunque se observó una reducción

numérica importante en el crecimiento de la microalga en los elutriados del Mataquito, esta diferencia no alcanzó significancia estadística, probablemente debido a la elevada variabilidad intragrupo detectada en ambos tratamientos y al limitado poder estadístico del ensayo.

# DISCUSIÓN

La absorbancia registrada en la muestra de sedimento de la Región del Biobío, con un valor de aproximadamente 0,080 superó al control (0,075), lo que sugiere un crecimiento celular estimulado posiblemente debido al ingreso de nutrientes en los sedimentos, como nitrógeno o fósforo provenientes de actividades agrícolas o industriales en la región (Soto et al., 2019). Este resultado podría deberse a la alta actividad económica de la Región del Biobío, incluyendo la piscicultura, industria siderúrgica, que podrían enriquecer los sedimentos con compuestos bioestimulantes tales como nutrientes o metales traza, aunque sin evidenciar toxicidad significativa (Simpson et al., 2016).

Las muestras de sedimento de la Región del Maule, con una absorbancia de alrededor de 0,070, mostró una inhibición del crecimiento celular, con una reducción 10% menor que el control, lo que podría indicar la presencia de contaminantes, como metales pesados o pesticidas derivados de la actividad agrícola (vitivinícola y frutícola) y forestal de la zona (Gabriela & De Jesús, 2023).

Por otro lado, en el caso de los tratamientos de elutriados de sedimento de Mataquito, con una absorbancia de aproximadamente 0,050, reflejó la mayor restricción en el crecimiento celular (alrededor de 65% respecto al control), lo que infiere una mayor carga de contaminantes en los sedimentos. Esta toxicidad podría asociarse con una acumulación de contaminantes persistentes, como microplásticos o hidrocarburos, provenientes de actividades antropogénicas menos reguladas en la cuenca del río Mataquito.

La sensibilidad de *D. tertiolecta* a estos compuestos, como se ha documentado por Sjollema et al. (2016), respaldaría la problemática de que las condiciones locales en Mataquito generan un estrés ambiental significativo.

Luengo Aguilar (2025) indicó que los sedimentos en la desembocadura del río Mataquito presentan concentraciones elevadas de metales pesados, particularmente cobre y cadmio, lo que podría explicar la disminución aparente en los procesos fisiológicos de microalgas y organismos bentónicos, provocando una marcada reducción en el crecimiento celular.

La inhibición del crecimiento de *D. tertiolecta* en Mataquito (~65% vs. control) podría deberse a metales pesados bio-disponibles como cobre y cadmio, coincidente con lo reportado con la mayor toxicidad del cobre en *Prorocentrum micans* (Carpene y Boni, 1992) y en el molusco bivalvo *Perumytilus purpuratus* (Espinoza et al., 2003), así como con la acumulación de cadmio reportada en esta microalga (Jennings y Rainbow, 1979). El estrés metálico probablemente afectaría la eficiencia fotosintética, como lo sugieren Mallick y Mohn (2003) en la microalga *Scenedesmus spp*. Adicionalmente, los patrones de crecimiento celular observados en *D. tertiolecta* en las localidades de Río Maule y Biobío se relacionan con los hallazgos de Rudolph et al. (2014), quienes reportaron que, en ensayos de toxicidad de sedimentos patagónicos recolectados entre el Estrecho de Magallanes y el Cabo de Hornos, *D. tertiolecta* exhibió respuestas similares de crecimiento en ausencia de tóxicos significativos, reforzando la idea de que la calidad de los sedimentos en la zonas analizadas (Región del Maule y Biobío) podrían estar influenciada por un balance entre nutrientes y contaminantes de bajo impacto. Esta comparación sugiere que las condiciones ambientales de Maule y Biobío podrían corresponder a un estado de equilibrio ecológico en comparación con las de Mataquito, donde la potencial presencia de contaminantes podría predominar, destacando la necesidad de estudios específicos para identificar y mitigar las fuentes de contaminación en esta última localidad.

Considerando que los contaminantes en los sedimentos poseen el potencial de transferencia trófica y bioacumulación, es fundamental expandir estas evaluaciones mediante un enfoque multitrófico. La inclusión de bioensayos con consumidores primarios y secundarios permitiría una evaluación integral del riesgo ecotoxicológico, salvaguardando la integridad funcional del ecosistema estuarino en su totalidad.

# CONCLUSIONES

El presente estudio determinó que los elutriados extraídos de sedimentos estuarinos superficiales de las regiones del Maule y Biobío presentan variaciones significativas en su toxicidad sobre la microalga *Dunaliella tertiolecta*.

En los sedimentos de los sectores de Biobío y Maule las muestras procedentes de estas desembocaduras exhibieron tasas de crecimiento similares o incluso superiores al control, sin diferencias estadísticas significativas. Esto sugiere que, bajo las condiciones evaluadas, las presiones antropogénicas de origen agrícola, forestal e industrial en estas zonas no generarían una toxicidad aguda observable mediante pruebas de bioensayo de toxicidad aguda.

En el sector de Mataquito se identificó como la única localidad con una inhibición marcada del crecimiento celular (~35 % respecto al control). Este hallazgo denota una mayor fracción biodisponible de agentes tóxicos en el sedimento, capaces de comprometer procesos fisiológicos esenciales en la microalga *D. tertiolecta*.

Los resultados ratifican la idoneidad de *D. tertiolecta* como un bioindicador sensible y costo-efectivo para una evaluación de la calidad de sedimentos en la zona costera de Chile. La identificación de la desembocadura del río Mataquito como un sitio de atención prioritaria subraya la necesidad de implementar monitoreos periódicos y análisis químicos específicos para caracterizar los agentes responsables y orientar medidas de mitigación efectivas (Rudolph et al., 2014; Simpson et al., 2016).

# REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS


Aguirre-Martínez, G., Rudolph, A., Ahumada, R., Loyola, R., & Medina, V. (2009). Toxicidad no específica en sedimentos portuarios, una aproximación al contenido de contaminantes críticos. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 44(3), 725–735. https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0718-19572009000300018&script=sci_arttext

Ali, S., Rehman, S. A. U., Shah, I. A., & Faridullah. (2020). Concerns and threats of contamination on aquatic ecosystems. En M. H. Fulekar & B. Pathak (Eds.), Bioremediation and biotechnology: Sustainable approaches to pollution degradation (pp. 297–318). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_17

Allen, P. A., & Allen, J. R. (2013). *Basin analysis: Principles and Application to Petroleum Play Assessment* (3rd ed.). Wiley-Blackwell. 78 p.

Biblioteca del Congreso Nacional. (s.f.). Región del Biobío. https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/region8

Butcher, R. W. (1959). *An Introductory Account of the Smaller Algae of British Coastal Waters. Part I: Introduction and Chlorophyceae*. Fisheries Investigations, London, Series IV, 1, 1-74. https://www.algaebase.org/search/bibliography/detail/?biblio_id=21365

Carpene, E., & Boni, L. (1992). Effects of heavy metals on the algae *Nitzschia closterium* and *Prorocentrum micans.* Science of the Total Environment, Supplement, 921–927. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-89990-3.50079-1

Chapman, P. M. (2007). Determining when contamination is pollution—Weight of evidence determinations for sediments and effluents. Environment International, 33(4), 492-501. https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.09.001

Chile Sustentable. (s. f.). Contaminación tóxica de Celco Licancel en el río Mataquito. Derecho al Agua. https://www.derechoalagua.cl/mapa-de-conflictos/contaminacion-toxica-de-celco-licancel-en-el-rio-mataquito

Espinoza, C., Díaz, R., & Zúñiga, M. (2003). Toxicidad aguda y crónica de cobre y cadmio sobre dos especies de mitílidos: *Perumytilus purpuratus* y *Aulacomya ater*. Ciencia y Tecnología del Mar, 26(2), 73–78. https://www.researchgate.net/publication/328628199

Gabriela, B. C. M., & De Jesús, M. H. M. (2023). *Sedimentos del río Magdalena como posible fuente de contaminación por* Escherichia coli *de las playas del departamento del Atlántico*. https://bonga.unisimon.edu.co/items/df77da31-6cb1-4427-b4ee-cef07b43c81eb

Holt, E. A., & Miller, S. W. (2010). Bioindicators: Using organisms to measure environmental health. *Nature Education Knowledge*, 3(10), 8.

https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310/

Jennings, J. R., & Rainbow, P. S. (1979). Accumulation of cadmium by *Dunaliella tertiolecta* Butcher. Journal of Plankton Research, 1(1), 67–73. https://doi.org/10.1093/plankt/1.1.67

Luengo Aguilar, J. V. (2025). Evaluación ambiental y de riesgo ecológico de los sedimentos costeros de la Región del Maule [Memoria para optar al título profesional de Biólogo Marino]. Universidad Católica de la Santísima Concepción.

Mallick, N., & Mohn, F. H. (2003). Use of chlorophyll fluorescence in metal-stress research: A case study with the green microalga *Scenedesmus*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 55(1), 64–69. https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00122-7

Marín-Leal, J. C., Rojas-Romero, J. E., & Polo-Vallejo, C. A. (2022). Evaluación de riesgo ecológico por elementos potencialmente tóxicos en sedimentos costeros de un estuario tropical hipereutrófico. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 38, 335–349. https://doi.org/10.22201/iis.01884928e.2022.1.54504

Ministerio de Agricultura. (s.f.). Región del Maule. https://minagri.gob.cl/region-del-maule

Olarte, D. A. C., & Tanaka, M. E. P. (2009). Contaminación de aguas y sedimentos por As, Pb y Hg de la cuenca del río Ramis, Puno - Perú. Revista de Investigaciones, 5(4). https://doi.org/10.26788/riepg.v5i4.13

Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: The natural indicator of environmental pollution. Frontiers in Life Science, 9(2), 110-118. https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753

Parra, S., Bravo, M. A., Quiroz, W., Querol, X., & Paipa, C. (2015). Distribution and pollution assessment of trace elements in marine sediments in the Quintero Bay (Chile). Marine Pollution Bulletin, 99(1-2), 256–263. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.066

Pérez, C. M., & Gallardo, Á. (2012). Contribución de la industria forestal al desarrollo económico de la región del Biobío, Chile. Madera y Bosques, 18(2), 45–62. https://doi.org/10.21829/myb.2012.182351

Quiñones, R. A., Fuentes, M., Montes, R. M., Soto, D., & León-Muñoz, L. (2019). Environmental issues in Chilean salmon farming: A review. Reviews in Aquaculture, 11(3), 548–570. https://doi.org/10.1111/raq.12337

Rudolph, A., Novoa, V., Ahumada, R., Saez, K., & Silva, N. (2014). Calidad de los sedimentos marinos entre el Estrecho de Magallanes y el Cabo de Hornos (Patagonia chilena) en función de pruebas de toxicidad. Revista de Biología Marina y Oceanografía, 49(1), 7-16. https://doi.org/10.4067/s0718-19572014000100002

Simpson, S. L., Batley, G. E., & Chariton, A. A. (2016). *Handbook for Sediment Quality Assessment*. CSIRO Publishing. https://publications.csiro.au/publications/publication/PIcsiro:EP165955

Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H. S., & Vethaak, A. D. (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? Aquatic Toxicology, 170, 259-261. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.12.002

Snelgrove, P. V. R. (1999). Getting to the bottom of marine biodiversity: Sedimentary habitats. BioScience, 49(2), 129–138. https://doi.org/10.2307/1313538

Soto, D., Norambuena, F., & Quiñones, R. (2019). Impactos ambientales de la acuicultura en Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 92(1), 1-10. https://doi.org/10.1186/s40693-019-0084-1

Tissot, B. P., & Welte, D. H. (1984). Petroleum formation and occurrence (2nd ed., pp. 69–92). Springer-Verlag.