



Fundación
Miguel Lillo
Tucumán
Argentina

doi

Remoción de cadmio y cobre por *Desmodesmus communis* (Chlorophyta, Sphaeropleales) aislada del humedal altoandino lago Junín (Perú)

Removal cadmium and copper by *Desmodesmus communis* (Chlorophyta, Sphaeropleales) isolated from the high Andean wetland of Lake Junín (Peru)

Jara-Peña, Enoc^{1,2*}; Haydeé Montoya²; Ruth Huerta¹; Yakov Quinteros-Gómez³; Noema Cano²; Tito Sánchez⁴; Diego Macedo⁴; José Gómez^{1,2}

¹ Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Fitología Aplicada, Avenida Venezuela 3400, Lima, Lima, Perú.

² Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Museo de Historia Natural, Laboratorio de Simbiosis Vegetal, Avenida Arenales 1256, Jesús María, Lima, Perú.

³ Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Ecología Tropical y Análisis de Datos, Avenida Venezuela 3400, Lima, Lima, Perú.

⁴ Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Biotecnología Ambiental Avenida Venezuela 3400, Lima, Lima, Perú.

* Autor correspondiente: <ejarap@unmsm.edu.pe>

Resumen

El Lago Junín es un humedal altoandino considerado como el segundo lago más extenso del Perú. Sin embargo, este lago está disturbado con residuos de metales pesados y desechos domésticos que ingresan por el embalse de Upamayo. El objetivo del estudio fue determinar la eficacia de *Desmodesmus communis* en la extracción del cadmio y cobre. El fitoplancton se obtuvo mediante arrastre horizontal en 4 estaciones de muestreo. En el laboratorio, se sembró el fitoplancton en placas de Petri con agar y medio basal Bold (MBB). Luego, colonias microalgales fueron cultivadas en matraces con MBB líquido; la remoción de metales se determinó por diferencia entre concentración inicial y final de meta-

► Ref. bibliográfica: Jara-Peña, E.; Montoya, H.; Huerta, R.; Quinteros-Gómez, Y.; Cano, N.; Sánchez, T.; Macedo, D.; Gómez, J. 2025. Remoción de cadmio y cobre por *Desmodesmus communis* (Chlorophyta, Sphaeropleales) aislada del humedal altoandino lago Junín (Perú). *Lilloa* 62 (2): 841-861. doi: <https://doi.org/10.30550/j.lil/2274>

► Recibido: 17 de septiembre 2025 – Aceptado: 6 de noviembre 2025 – Publicado: 18 de noviembre 2025.

► URL de la revista: <http://lilloa.lilloa.org.ar>



OPEN ACCESS

► Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución – No Comercial – Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

les. La biomasa microalgal se calculó por diferencia entre peso inicial y peso final. Para evaluar clorofila *a*, se tamizaron cultivos unialgales y se agregó acetona 90 %, se centrifugó a 2500 rpm durante 5 minutos. En un espectrofotómetro de luz, en sobrenadante de clorofila se efectuaron lecturas en absorbancia de 630, 647, 664 y 750 nm. La densidad celular fue evaluada diariamente en cámara de Neubauer, y el conteo celular en un microscopio. Los resultados muestran que *D. communis* evaluadas con tratamientos de 40 mg L⁻¹ de cadmio y 6 mg L⁻¹ de cobre permitieron obtener la mayor remoción de cadmio con 46,56 %, y de cobre 24,79 %, respectivamente. No obstante, la exposición *D. communis* a tratamientos de cobre y cadmio, disminuyeron la biomasa, la densidad celular y el contenido de clorofila *a* en comparación con el control negativo obteniendo una mayor biomasa (0,21 g L⁻¹), alto contenido de clorofila *a* (22,14 mg L⁻¹) y la máxima densidad celular (192,05 × 10⁵ células ml⁻¹). Esto sugiere que esta microalga es tolerante a cadmio y al cobre, y su extracción del agua es posible debido a mecanismos de bioacumulación.

Palabras clave: Algas verdes; andes; biorremediación; ficorremediación.

Abstract

Lake Junín, considered the second largest lake in Peru, is a high Andean wetland. However, it is polluted by heavy metal residues and domestic waste entering through the Upamayo Reservoir. The objective of the study was to determine the effectiveness of *Desmodesmus communis* in extracting cadmium and copper from the water. Phytoplankton were obtained by horizontal trawling at for sampling stations. In the laboratory, the phytoplankton were seeded in Petri dishes containing agar and Bold Basal Medium (BBM). The microalgal colonies were then cultured in flasks containing liquid BBM. Metal removal was determined by measuring the difference in metal concentrations between the beginning and the end of the experiment. Microalgal biomass was calculated by measuring the difference in weight between the initial and final stages. To evaluate chlorophyll *a* content, unicellular cultures were sieved, and 90% acetone was added; the mixture was then centrifuged at 2500 rpm for five minutes. Absorbance readings were then taken in the chlorophyll supernatant at 630, 647, 664 and 750 nm using a spectrophotometer. Cell density was evaluated daily using a Neubauer chamber, and cell counting was performed under a microscope. The results show that *D. communis* evaluated with treatments of 40 mg L⁻¹ of cadmium and 6 mg L⁻¹ of copper achieved the highest removal rates of cadmium with 46.56% and copper with 24.79%, respectively. However, the exposure of *D. communis* to copper and cadmium treatments significantly decreased biomass, cell density and chlorophyll *a* content compared to the negative control, which obtained higher biomass (0.21 g L⁻¹), a high chlorophyll *a* content (22.14 mg L⁻¹), and the maximum cell density (192.05 × 10⁵ cells ml⁻¹). This shows that this microalga is tolerant to cadmium and copper, and its removal from water is possible due to bioaccumulation mechanisms.

Keywords: Andes; bioremediation; green algae; phycoremediation.

INTRODUCCIÓN

La creciente urbanización e industrialización ha tenido como efecto no deseado una rápida contaminación ambiental por metales pesados (Ma *et al.*, 2021). El incremento de concentraciones de arsénico, cadmio, cromo, mercurio y otros metales pesados presentes en los ecosistemas acuáticos son preocupaciones fundamentales relacionadas con la protección del ambiente y la gestión de la salud pública (Gong *et al.*, 2018). Los metales pesados pueden entrar en la red trófica a través de la absorción por las microalgas y causar graves problemas de contaminación en los niveles tróficos superiores (Monteiro, 2011).

Evaluaciones realizadas en las aguas superficiales y en sedimentos del Lago Junín y del embalse de Upamayo (Departamento de Junín, Perú) dieron a conocer que los contenidos de zinc, cobre, plomo, mercurio y arsénico presentaban valores considerados por encima del Límite Máximo Permisible (LMP) del estándar nacional de calidad del agua y de estándares internacionales (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental [OEFA], 2015).

En general, el cadmio existe como cadmio (II) en los medios acuáticos y puede unirse o sustituir a los grupos sulfato en determinadas enzimas, estimulando la actividad antioxidante frente a las especies reactivas del oxígeno (ROS), que inducen la deformación de proteínas y, finalmente, la muerte celular (Ismail y Said, 2018). Se considera al cadmio como un elemento no esencial para los organismos vivos (Tukaj *et al.*, 2007; Jais *et al.*, 2017). Se conoce que este elemento en la forma de catión Cd^{2+} a concentraciones extremadamente bajas sustituye al catión Zn^{2+} y mejora el crecimiento de las algas (Chandrashekharaiah, *et al.*, 2021). Sin embargo, a concentraciones extremadamente altas, el cadmio afecta a la biodiversidad y provoca desequilibrios ecológicos (Narula *et al.*, 2015). De igual modo, el cadmio puede sustituir al catión Mg^{2+} en la molécula de la clorofila y afectar la capacidad fotosintética de captación de luz, reduciendo la tasa de fotosíntesis y la fluorescencia de la clorofila (Küpper *et al.*, 2002; Terry y Stone, 2002).

El cobre es un micronutriente esencial para las plantas y algas y cumple funciones importantes en muchos procesos metabólicos, como un co-factor de las enzimas (Pal, 2014). El exceso de cobre inhibe el crecimiento de las algas, y afecta su permeabilidad celular, la fotosíntesis y/o la fijación de nitrógeno (Wu *et al.*, 2017).

Las algas son organismos principalmente acuáticos y autótrofos que carecen de verdaderas raíces, tallos y hojas (Kiran *et al.*, 2017). En los sistemas ecológicos, las algas son productores primarios y se encuentran ampliamente distribuidas por todo el mundo, con una estrecha relación con la vida humana (Lee y Chang, 2011).

En los Andes centrales los humedales altoandinos se encuentran entre los 4000 y los 5000 m snm, tienen topografía y geología compleja, así como condiciones climáticas extremas con marcadas variaciones diurnas y estacionales de temperatura y precipitación, una alta radiación y una presión atmosférica baja (Jacobsen y Marín, 2008). En tal sentido, las especies de algas altoandinas que están expuestas a las radiaciones ultravioleta han desarrollado mecanismos de tolerancia mediante la fotorreparación, la activación del sistema antioxidante y la biosíntesis de compuestos fotoprotectores (Abu-Ghosh *et al.*, 2021; Ljubic *et al.*, 2021; Tenorio *et al.*, 2022). Asimismo, las microalgas del grupo de las clorofitas están mejor adaptadas para tolerar la radiación ultravioleta ya que poseen mecanismos altamente eficientes, como pigmentos accesorios como las clorofilas, β -caroteno, astaxantina y xantofilas que protegen el citoplasma y el cloroplasto y permiten que las células individuales resistan condiciones extremas (Huang *et al.*, 2018; Chiu *et al.*, 2020). Las especies del género *Desmodesmus* pueden existir como unicelulares o disponerse en agregados llamados cenobios, dependiendo de las condiciones ambientales. Los cenobios poseen un número de células definido y dispuestas de forma específica, encontrándose en múltiplos de dos, siendo lo más común encontrar de cuatro u ocho células. Pueden presentar prolongaciones de la pared celular, llamadas espinas o espículas, que se hallan en las células de los polos del cenobio (Hegewald, 1997). Precisamente, muchas especies de *Desmodesmus* son utilizadas como modelos para explorar la remoción de metales. Esto se debe a su amplia tolerancia a distintos metales pesados (Kumar *et al.*, 2014), pueden propagarse y crecer bien en los lugares contaminados y en cuerpos de agua superficiales (Marinova *et al.*, 2018).

Precisamente, el empleo de algas vivas ha demostrado ser un medio eficiente para la remoción de metales pesados de las aguas residuales (Shamshad *et al.*, 2016; Vetrivel *et al.*, 2017). La captación y acumulación de metales por parte de las algas se da por biosorción, que es un proceso complejo que combina tanto mecanismos activos como pasivos, y se realiza en dos etapas: la primera etapa consiste en una adsorción inicial rápida que ocurre en la superficie celular tanto de células vivas como no vivas (Aksu y Dönmez, 2006; Leong y Chang, 2020). Una segunda etapa consiste la captación intracelular, de absorción de los metales, también llamado bioacumulación (Rugnini *et al.*, 2017). Es un proceso mucho más lento, que requiere el transporte mediado por proteínas a través de la pared y membrana celular hacia el citoplasma, con posterior unión a compuestos intracelulares como fitoquelatinas y metalotioneínas y/o eventual acumulación en vacuolas (Zainith *et al.*, 2021). Esta etapa ocurre solo en células vivas (Monteiro *et al.*, 2012). La capacidad que presentan las algas para adsorber metales se atribuye a la presencia de diferentes tipos de grupos funcionales en la superficie celular. La adsorción es un mecanismo de defensa importante que permite que las algas toleren altos niveles de metales tóxicos en el medio circundante (Mrvčić *et al.*, 2012).

Las algas presentan estrategias para reducir el efecto tóxico de los metales convirtiéndolos en una forma menos tóxica (Leong y Chang, 2020). También existen estrategias como la aglutinación con compuestos orgánicos secretados hacia el medio extracelular para reducir la biodisponibilidad y bioacumulación de los iones metálicos (Flouty y Estephane, 2012), bombas de eflujo impulsadas por energía que mantienen bajos los niveles en el interior celular, metilación enzimática, entre otros mecanismos (Monteiro *et al.*, 2012). En las algas, el estrés causado por metales pesados puede cuantificarse fácilmente midiendo los parámetros de crecimiento o los parámetros fotosintéticos. Internamente, los parámetros fotosintéticos pueden ser fácilmente evaluados mediante la determinación de la clorofila-fluorescencia (Kumar *et al.*, 2014; Chandrashekharaiyah *et al.*, 2020).

El objetivo de este trabajo fue determinar la eficacia de *Desmodesmus communis* en la extracción del cobre y cadmio del agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio, colecta y aclimatación de fitoplancton

Las muestras de fitoplancton fueron obtenidas de cinco estaciones de muestreo del lago Junín, departamento de Junín, Perú, cuyas coordenadas geográficas son: Estación 1, (10°57'50"S-76°13'44"O, 4090 m snm); Estación 2 (10°55'19"S-76°15'30"O, 4087 m snm), Estación 3 (11°3'25"S-76°9'17"O, 4083 m snm); Estación 4 (10°58'23"S-76°5'18"O, 4088 m snm) (Fig. 1). En cada estación de muestreo, las muestras de fitoplancton se obtuvieron mediante la técnica de un arrastre horizontal desde un bote utilizando una red estándar para la colecta de algas microscópicas con abertura de malla de 20 μm (Comisión Nacional del Agua [CNA], 2004) hasta lograr obtener 800 mililitros de fitoplancton (Universidad Nacional Mayor de San Marcos [UNMSM], 2014). Luego las muestras se trasvasaron a un frasco de polietileno con tapa hermética de un litro conectados a aireadores portátiles, que facilitaron una oxigenación continua. Los frascos con las muestras de fitoplancton fueron almacenados dentro de una caja termoaislante con hielo para mantener la integridad de las muestras durante su traslado. La aclimatación de las muestras de fitoplancton se realizó en el Laboratorio de Fitología Aplicada, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú (12°03'35"S- 77°04'55."O, 83 m snm).

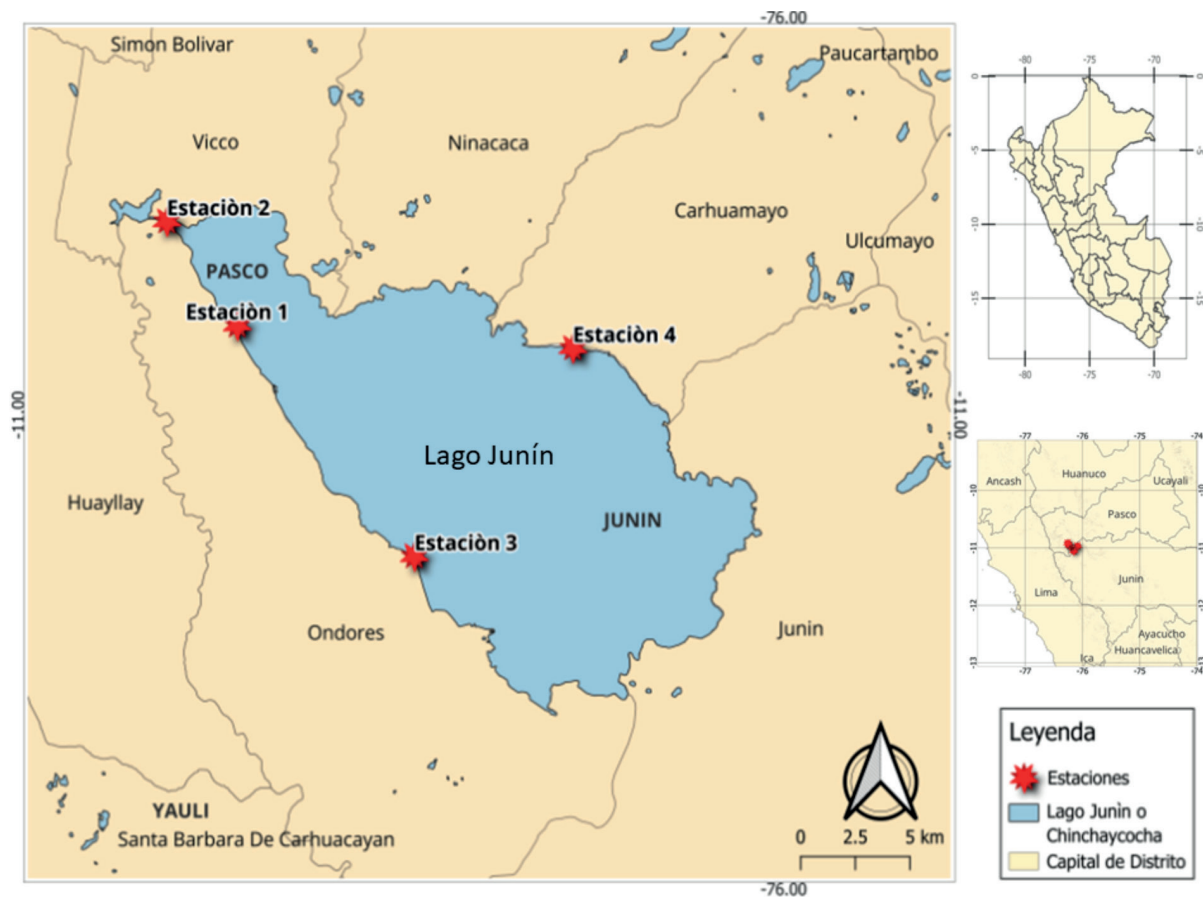


Fig. 1. Mapa de ubicación de las estaciones de muestreo de fitoplancton en el Lago Junín, Departamento de Junín, Perú.

Fig. 1. Location map of the phytoplankton sampling stations in Lake Junín, Junín Department, Peru.

Cultivo de fitoplancton en el laboratorio

Las muestras de fitoplancton de cada estación de muestreo fueron trasvasadas a matraces de 1 litro, que contenía el medio basal Bold (Nichols y Bold, 1965). Se hicieron 4 réplicas por estación de muestreo; en la cámara de cultivo las unidades experimentales fueron distribuidas de manera aleatoria. Los matraces se cubrieron con tapones de algodón y gasa estéril, y luego fueron conectadas a aireadores lo que les permitió recibir una oxigenación permanente (24 horas al día). Cabe indicar que las condiciones ambientales registradas en la cámara de cultivo para la aclimatación y crecimiento de fitoplancton registraron temperatura media (TM) de 23,4 °C, humedad relativa media (HRM) de 58,5 %, temperatura media (TM) de 23,4 °C, humedad relativa media (HRM) de 58,5 %, y radiación fotosintéticamente activa (PAR) de 0,414 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en invierno; TM de 24,4 °C y HRM de 56,2 % en primavera; y un registro de TM de 28,83 °C y una HRM de 57,89 % en verano. El cultivo de fitoplancton se fue renovando cada 11 días para evitar el envejecimiento, hasta lograr el aislamiento de *Desmodesmus*.

Tabla 1. Contenido de macronutrientes y micronutrientes del medio de cultivo Bold.
Table 1. Macronutrient and micronutrient contents of the Bold culture medium.

Nutrientes		Solución stock (mg L ⁻¹)	Cantidad
Macronutrientes	CaCl ₂ ·2H ₂ O	25,00	1 mL
	MgSO ₄ ·7H ₂ O	75,00	
	NaNO ₃	250,00	
	KH ₂ PO ₄	7,500	
	K ₂ HPO ₄	175,00	
Micronutrientes	FeSO ₄ ·7H ₂ O	4,98	1 mL
	H ₃ BO ₃	11,42	
	CuSO ₄ ·5H ₂ O	3,16	
	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	1,76	
	Co(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	1,00	
	MnCl ₂ ·4H ₂ O	2,92	
	Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	2,36	
	NaCl	25,00	
	EDTA	81,00	

**Aislamiento y cultivo
de *Desmodesmus communis***

A los cinco días de iniciado el cultivo de fitoplancton, se tomaron alícuotas de fitoplancton y se sembraron en placas de Petri con agar de grado bacteriológico enriquecido con 1 ml de medio basal Bold (Tabla 1). Asimismo, cuando se formaron colonias microalgales en las placas de Petri con medios de cultivo sólido, se retiró una unidad formadora de colonia (UFC) y se pasó a un matraz de 100 ml con medio de cultivo basal Bold líquido, y estas nuevas siembras en medio líquido fueron incubadas en una cámara de cultivo acondicionado con aireación continua de 24 horas, registrando TM de 28,8 °C, HRM de 57,89 % y una PAR de 0,414 $\mu\text{mol.m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

La identificación taxonómica de la especie se realizó luego de haber realizado observaciones en un microscopio (EUROMEX ISCOPE, Arnhem, Países Bajos) con cámara digital incorporada (EUROMEX, CMEX 5, DC5000C, Arnhem, Países Bajos) que permitió tomar microfotografías, y realizar mediciones en las microfotografías con el software Image Focus 4, observando las ornamentaciones de la ultraestructura de la pared celular y las características de la membrana de los cenobios (Comas, 2020). *Desmodesmus communis* (Fig. 2) fue determinado utilizando claves taxonómicas con el apoyo de un especialista en Ficología del herbario USM (Lima, Perú). La confirmación de la identidad y la autoría de la especie fue verificada en la base de datos de Algae base (Algae Base, 2025).



Fig. 2. *Desmodesmus communis* aislada de aguas del Lago Junín, Departamento de Junín, Perú.

Fig. 2. *Desmodesmus communis* isolated from the waters of Lake Junin, Junin Department, Peru.

Diseño experimental

Se utilizó un diseño experimental de bloques completamente al azar con factorial de $2 \times 3 \times 3$ (2 refiere a los metales pesados: cadmio y cobre; 3 son las concentraciones de cadmio: 0, 25 y 40 mg L⁻¹ y de cobre: 0,3 y 6 mgL⁻¹, respectivamente) con 9 repeticiones por tratamiento. La Unidad Experimental (UE) fue realizada en un matraz de 250 ml y se agregaron 1 ml de medio de cultivo basal Bold, un inóculo de *Desmodesmus communis* registrada por conteo celular utilizando la cámara de Neubauer (Avantor TM Singapur, Singapur) de 0,1 mm de profundidad con aproximadamente de 6269×10^6 células ml⁻¹, soluciones de cadmio, cobre y agua destilada estéril por cada tratamiento y réplica, respectivamente. Como fuente de cobre se utilizó sulfato de cobre hidratada (CuSO₄·5H₂O, JT Baker, Pensilvania, Estados Unidos), y como fuente de cadmio cloruro de cadmio (CdCl₂, Merck, Darmstad, Alemania). Finalmente, dentro de una cámara de cultivo las UE fueron agrupadas formando bloques, y distribuidas completamente al azar.

Remoción de cadmio y cobre

Para determinar la eficiencia de remoción se utilizó la ecuación propuesta por Ma *et al.* (2021):

$$R(\%) = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100$$

Donde:

R = eficiencia de remoción

C_i = concentración inicial del metal en la solución (mg L⁻¹)

C_f = concentración final del metal en la solución (mg L⁻¹)

Biomasa

Para determinar la biomasa de *D. communis*, la UE fue un matraz de 250 ml y se agregó 1 ml de medio basal Bold, y un inóculo de $6,269 \times 10^6$ células ml⁻¹ de *D. communis* en la fase de crecimiento exponencial. Asimismo, a cada UE de cada tratamiento (0,3 mg L⁻¹ y 6 mg L⁻¹ de cobre, y 0,25 mg L⁻¹ y 40 mg L⁻¹ de cadmio) se agregó 240 ml soluciones de cobre y cadmio y se enrasó con agua destilada estéril. En este procedimiento se utilizaron cuatro réplicas por tratamiento. Al décimo día del cultivo se desinstaló el sistema de aireación y se dejó reposar el cultivo unialgal por 24 horas para que las microalgas sedimenten para facilitar el filtrado. Luego las microalgas de cada UE y por cada tratamiento fueron filtradas con un papel de filtro de 2,5 µm de apertura de poro (Whatman®, grado 5, Maidstone, Inglaterra) previamente pesado. En tanto, las microalgas retenidas en el papel filtro fueron secadas en un horno digital (Mettler modelo UN 75 plus, Schwabach, Alemania) a una temperatura de 60 °C durante 24 horas (Pérez Silva *et al.*, 2016). Culminado el tiempo de secado y enfriado, los filtros con la biomasa algal fueron pesados en una balanza analítica (A&D Weighing modelo HR-250AZ, Seúl, Corea del sur). La biomasa se determinó por diferencia del peso inicial con respecto al peso final.

Determinación de clorofila a

De los cultivos de *D. communis* expuesto con tratamientos de cadmio y cobre, se obtuvieron 2 ml del cultivo unialgal, y se filtraron en papel de filtro de celulosa de 2,5 µm de apertura de poro (Whatman®-grado 5, Maidstone, Inglaterra). A continuación, los filtros con las microalgas retenidas fueron colocados en un tubo cónico hermético aislado de luz y se añadieron 6 ml de acetona 90 %. Las muestras se refrigeraron a 14 °C durante 2 horas (Parsons y Strickland, 1963) y centrifugadas a 2500 revoluciones por 5 minutos.

El sobrenadante de clorofila fue transferido a la cubeta de cuarzo del espectrofotómetro de luz visible (BIOBASE BK-UV1900, Shandong, China), y se procedieron a realizar las lecturas de absorbancia en el espectrofotómetro a longitudes de onda de 630, 647, 664 y 750 nanómetros. Finalmente, los cálculos de contenido de clorofila se realizaron mediante la ecuación propuesta por Jeffrey y Humphrey (1975).

$$\text{Clorofila } a \text{ (mg. L}^{-1}\text{)} = V_e \frac{11.85 A_{664} - A_{750} - 1.54 A_{647} - A_{750} - 0.08 A_{630} - A_{750}}{V_f}$$

Donde:

A_{750} = densidad óptica del extracto a 750 nm

A_{664} = densidad óptica del extracto a 664 nm

A_{647} = densidad óptica del extracto a 647 nm

A_{630} = densidad óptica del extracto a 630 nm

V_e = volumen del extracto de acetona (ml)

V_f = volumen de agua filtrada (L)

Densidad celular

La UE fue un matraz de 250 ml con medio basal Bold, un inóculo de $4,870 \times 10^6$ células ml^{-1} de *D. communis* expuesto a tratamientos con cadmio y cobre. La densidad celular fue registrada diariamente, y consistió en tomar alícuotas en la suspensión de microalgas. El cálculo de la densidad fue realizado en una cámara de Neubauer (Avantor™ Singapur, Singapur) de 0,1 mm de profundidad, y el conteo celular fue realizado diariamente durante 11 días utilizando un microscopio (EUROMEX ISCOPE, Arnhem, países Bajos) hasta alcanzar la fase estacionaria.

Análisis de datos

El análisis estadístico se realizó de acuerdo con el diseño experimental. Se calculó el Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía con un nivel de significancia $p < 0,05$. Cuando las variables obtuvieron diferencias significativas, se realizó la prueba de comparación múltiple de medias de Tukey ($\alpha = 0,05$). La estimación de la correlación entre las variables se realizó mediante correlación de Pearson, con una probabilidad de $p < 0,001$. Los cálculos se realizaron mediante el programa estadístico Infostat (Balzarini et al., 2011).

Tabla 2. Correlación de Pearson de clorofila *a*, biomasa y remoción de *Desmodesmus communis* con valores significativos a una probabilidad de $p < 0,01$.

Table 2. Pearson correlation between chlorophyll *a*, biomass and removal by *Desmodesmus communis* with significant values at a probability of $p < 0.01$.

	Clorofila <i>a</i>	Biomasa	Remoción	P<0,01
Clorofila <i>a</i>	1,00	0,20	0,01	0,0095
Biomasa	0,26	1,00	0,0092	0,2032
Remoción	-0,51	-0,92	1,00	0,001

RESULTADOS

Remoción de cadmio y cobre

La prueba de comparación múltiple de medias por Tukey ($\alpha = 0,05$), mostró que la mayor remoción de cadmio y cobre del agua fue conseguida por células vivas de *D. communis* con el tratamiento de 40 mg L⁻¹ de cadmio, que retiró el 46,56 % de cadmio del agua (Fig. 3A). El tratamiento de 6 mg L⁻¹ de cobre consiguió una remoción de 24,79 % de cobre (Fig. 3A). La eficiencia de *D. communis* fue mayor para la remoción de cadmio.

El análisis de correlación de Pearson mostró una asociación negativa significativa de remoción de metales con la biomasa ($r = -0,92$, $p \leq 0,001$; Tabla 2). Una mayor biomasa no permitió mejorar la eficiencia en remoción de cadmio y cobre del agua por *D. communis*. También existe una correlación negativa de remoción de metales y Clorofila *a* ($r = -0,51$, $p \leq 0,001$; Tabla 2), en donde la clorofila *a* no influyó en la remoción de cadmio y cobre. Además, la correlación entre la biomasa y la clorofila *a* no fue estadísticamente significativa (Tabla 2).

Biomasa

La prueba de comparación múltiple de Tukey ($\alpha = 0,05$) mostró que los tratamientos de control negativo (sin cadmio ni cobre) tuvieron mayor rendimiento de biomasa para *D. communis*. Además, los tratamientos con 3 mg L⁻¹ de cobre registraron 0,21 y 0,20 g L⁻¹ de biomasa, respectivamente (Fig. 3B). De otra parte, los tratamientos de 25 y 40 mg L⁻¹ de cadmio, permitieron observar una reducción severa de la biomasa, registrando 0,08 y 0,07 g L⁻¹, respectivamente (Fig. 3B). Ello sugiere que el cadmio influyó negativamente en el crecimiento y en la acumulación de biomasa algal para *D. communis*.

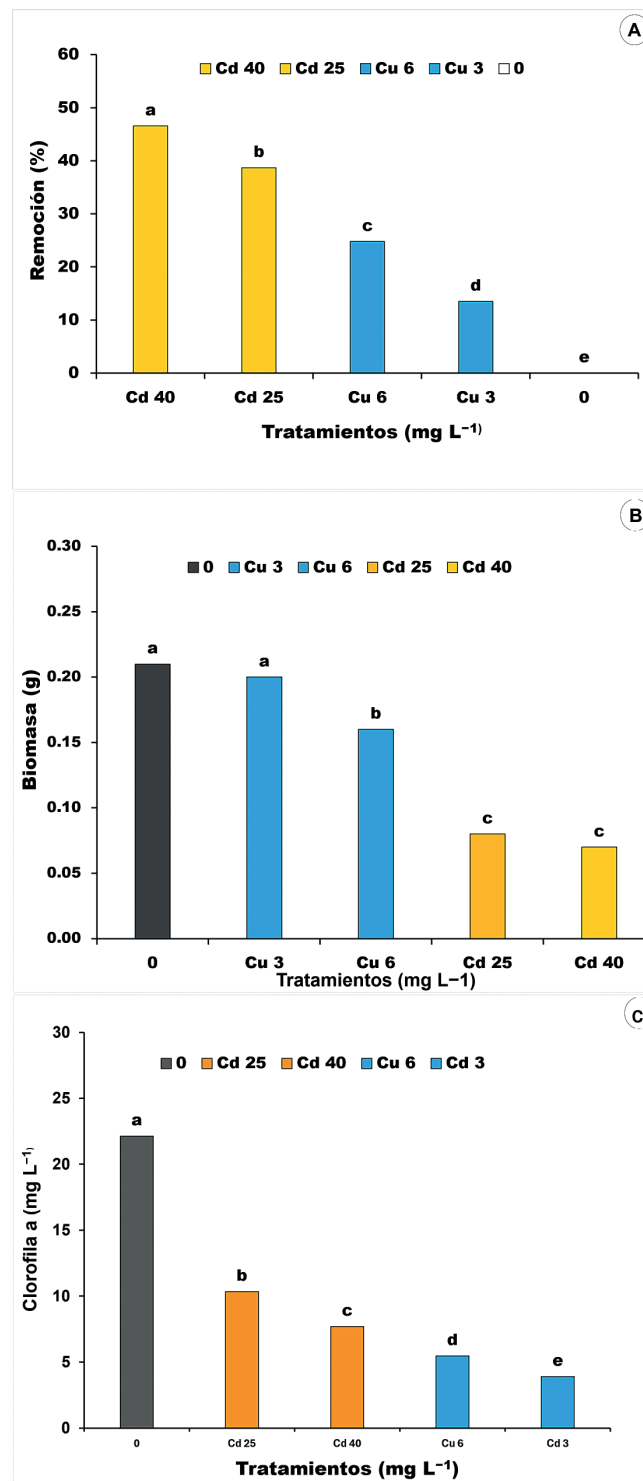


Fig. 3. A) Remoción de cadmio y cobre. B) Biomasa. C) Clorofila a evaluadas en *Desmodesmus communis* aislada del Lago Junín, Departamento de Junín, Perú. En las columnas, promedios con letras iguales son estadísticamente similares ($p < 0.05$), de acuerdo con la prueba de comparación de medias de Tukey ($\alpha = 0.05$).

Fig. 3. A) Cadmium and copper removal. B) Biomass. C) Chlorophyll a evaluated in *Desmodesmus communis* isolated from Lake Junín, Junín Department, Peru. In the columns, averages with the same letters are statistically similar ($p < 0.05$), according to Tukey's mean comparison test ($\alpha = 0.05$).

Clorofila *a*

El mayor contenido de clorofila *a* fue obtenido con el tratamiento de control negativo registrando 22,14 mg L⁻¹ de clorofila *a* (Fig. 3C). Por otra parte, con los tratamientos de 3 y 6 mg L⁻¹ de cobre se observó que los contenidos de clorofila *a* disminuyeron notablemente, registrando 3,90 y 5,47 mg L⁻¹ de clorofila, respectivamente (Fig. 3C). Además, el contenido de clorofila disminuyó considerablemente con los tratamientos de 25 y 40 mg L⁻¹ de cadmio (Fig. 3C).

Densidad celular

La fase de crecimiento exponencial en *D. communis* empezó a los 5 días de iniciado el experimento, en esta etapa la mayor densidad celular se registró con el tratamiento de 0 mg L⁻¹ (Tukey, $p < 0,05$) (Fig. 4A y Fig. 4B); al finalizar la evaluación se registraron $192,05 \times 10^5$ células ml⁻¹. En los tratamientos con 3 y 6 mg L⁻¹ de cobre, la densidad celular se redujo significativamente (Tukey, $p < 0,05$); y al final del experimento con el tratamiento de 3 mg L⁻¹ de cobre se contabilizaron $157,75 \times 10^5$ células ml⁻¹, y con 6 mg L⁻¹ de cobre se registraron $139,28 \times 10^5$ células ml⁻¹, respectivamente (Fig. 4A).

Los tratamientos con cadmio mostraron mayor efecto (Tukey, $p < 0,05$) en la reducción de la densidad celular. En este sentido, el tratamiento de 15 mg L⁻¹ de cadmio registró $88,97 \times 10^5$ células ml⁻¹, mientras que con el tratamiento de 40 mg L⁻¹ de cadmio la densidad celular disminuyó drásticamente alcanzando $79,05 \times 10^5$ células ml⁻¹, respectivamente (Fig. 4B).

DISCUSIÓN

La mayor remoción de cadmio utilizando *D. communis* se consiguió con el tratamiento de 40 mg L⁻¹ de cadmio (46,56 %). Xu *et al.* (2024) evaluaron la tolerancia y capacidad de eliminación del Cd²⁺ mediante *Tetrademus obliquus*. Los autores encontraron que cuando la concentración inicial de Cd²⁺ fue menor o igual a 0,5 mg L⁻¹, *T. obliquus* fue capaz de eliminar de forma eficiente más del 95 % del Cd²⁺. En este proceso, *T. obliquus* contrarrestó la toxicidad del Cd²⁺ activando las síntesis de las enzimas antioxidantes, acumulando gránulos de almidón de alta densidad y secretando sustancias poliméricas extracelulares del ambiente. Por otra parte, con el tratamiento de 6 mg L⁻¹ de cobre se consiguió la remoción de 24,79 % de cobre. Las repuestas de remoción de cobre fueron variadas, por ejemplo, Çelekli *et al.* (2013) evaluaron las tasas de eliminación de cobre mediante *T. obliquus* donde consiguieron la remoción de este metal entre 13,7 y 40,3 %. Park *et al.* (2019) llevaron a cabo la fitorremediación de aguas residuales de peletería utilizando *Scenedesmus* sp. y encontraron que la biomasa algal durante el periodo de crecimiento redujo la carga contaminante de cobre entre 73,2 y 98 %.

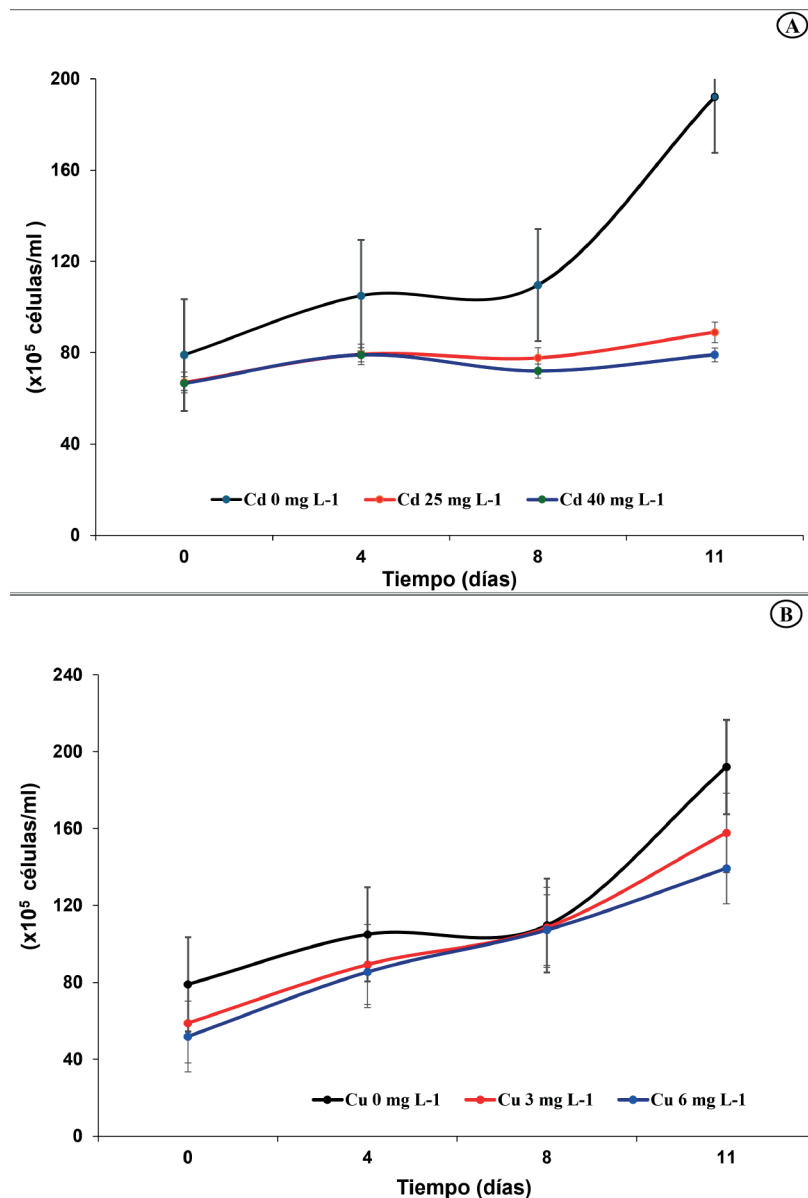


Fig. 4. A) Densidad celular de *Desmodesmus communis* (número de células ml⁻¹) evaluada con tratamientos de cobre. **B)** Densidad celular de *Desmodesmus communis* evaluada con tratamientos de cadmio. con valores significativos a una probabilidad de $p < 0,05$.

Fig. 4. A) Cell density of *Desmodesmus communis* (number of cells ml⁻¹) evaluated with copper treatments. **B)** Cell density of *Desmodesmus communis* evaluated with cadmium treatments. Values are significant at a probability of $p < 0.05$.

Además, determinaron que la remoción de cobre del agua estaba asociada a la participación de grupos funcionales como hidroxilo, amino, carboxilo y carbonilo. Li *et al.* (2020) en su estudio sobre la eliminación de cobre del agua mediante *Desmodesmus dimorphus*, reportaron que un tratamiento de 1 mg L⁻¹ de Cu²⁺ se logró la eliminación del 76,6 % de cobre. Por otro lado, Antolín *et al.* (2024) consiguieron una remoción del 43 % de cobre y 45 % de zinc en aguas residuales utilizando *Desmodesmus almeriensis*.

El valor más alto de biomasa fue reportado con el tratamiento control negativo (0,21 g.L⁻¹). Por el contrario, los tratamientos con cadmio redujeron significativamente la biomasa. Chia *et al.* (2015) en condiciones controladas evaluaron tratamientos combinados de 1,3 mg L⁻¹ del cobre y atrazina, así como tratamientos individuales con 1,3 mg L⁻¹ de cobre, o solo atrazina en *D. communis*, observaron que el tratamiento combinado disminuyó significativamente la producción de biomasa. El tratamiento combinado también inhibió el crecimiento, producción de biomasa y morfología de *D. communis* pero incrementó la actividad de enzimas antioxidantes como superóxido dismutasa, catalasa, peroxidasa y glutatión transferasa.

El contenido más alto de clorofila *a* en *D. communis* fue registrado con el tratamiento control negativo (22,14 mg L⁻¹). Pero, con los tratamientos de cobre y cadmio se observó una reducción en la concentración de clorofila *a*. Al contrastar nuestros resultados con otros trabajos realizados en *D. communis* como el de Fargasová (1999), se registró una rápida disminución en el contenido de clorofila *a* y *b* en comparación con el tratamiento control. Además, se observaron que el cadmio y el cobre inhibieron significativamente el crecimiento del alga. En ese mismo sentido, Dong *et al.* (2020) cuando expusieron a *D. communis* y *D. acutus* a 0,5 mg.L⁻¹ de Cu²⁺, encontraron que concentraciones 8 y 10 mg L⁻¹ de Cu²⁺ disminuyeron los contenidos de clorofila *a* y *b*; y también el crecimiento celular disminuyó.

Mo *et al.* (2022) evaluaron el efecto de cadmio en el crecimiento de tres especies de algas verdes (*T. obliquus*, *Chlorella pyrenoidosa* y *Selenastrum capricornutum*), indicaron que el incremento de la concentración de cadmio tuvo efecto en la disminución del contenido de clorofila *a*, aunque aumentó la síntesis del contenido de malonil di aldehído y de la actividad de enzimas anti estresantes como la de superóxido dismutasa y la catalasa. Efectivamente, el cadmio tuvo un efecto de estrés oxidativo en las tres especies de algas verdes.

Volgusheva *et al.* (2022) evaluaron la exposición *D. communis* y *Chlorella sorokiniana* con 10,4 mg L⁻¹ de cadmio, encontrándose que en ambas especies de algas la respuesta celular al cadmio mostró un aumento drástico en la tasa de respiración y en el contenido de almidón. Aluç (2023) estudió el impacto de cobre y plomo en el crecimiento de *Tetradismus. obliquus* y *Desmodesmus. regularis*, reportando que los contenidos de clorofila *a* fueron bajos y estaban relacionados con las dosis de cobre y plomo evaluadas en estas algas. Además, se encontró que en ambas especies los niveles de flavonoides totales y de superóxido dismutasa se incrementaron en presencia de cobre y plomo, haciendo más eficiente la remoción de ambos metales.

La mayor densidad celular de *D. communis* se obtuvo en el día 11 del ensayo de la fase de crecimiento exponencial registrando $192,05 \times 10^5$ células ml⁻¹ (tratamientos sin cadmio ni cobre). Para los tratamientos con cadmio y cobre la densidad celular de *D. communis* disminuyó notablemente.

No obstante, a pesar de que ambos metales impactaron de manera negativa en la densidad celular de *D. communis*, lograron tolerar el estrés al cadmio y cobre en el periodo de evaluación. Monteiro *et al.* (2011) encontraron que el cadmio y el zinc inhibieron el crecimiento de *Tetradismus obliquus* y *Desmodesmus pleiomorphus* con una considerable reducción en la densidad celular de ambos cultivos algales.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio demuestran que *Desmodesmus communis* es capaz de remover cadmio y cobre del agua, aunque con diferente eficacia según la concentración de los metales. La remoción más alta de cadmio fue del 46,56 % con 40 mg L⁻¹, mientras que la mayor extracción de cobre fue del 24,79 % con 6 mg L⁻¹. Además, se observó una correlación negativa entre la remoción de metales y la biomasa, así como con los niveles de clorofila *a*, lo que indica que la presencia de estos metales limita el crecimiento microalgal. A pesar de este efecto inhibitorio, *D. communis* mostró tolerancia frente al estrés por cadmio y cobre. Estos hallazgos destacan el potencial de *D. communis* como una herramienta biotecnológica para la remediación de aguas contaminadas con metales pesados. No obstante, para optimizar su eficacia en aplicaciones a mayor escala, es necesario investigar las condiciones óptimas de cultivo que maximicen tanto la capacidad de remoción de metales como la productividad de biomasa. Futuros estudios podrían enfocarse en el análisis de la interacción de diferentes concentraciones de nutrientes y metales, así como en la evaluación de otros factores ambientales que afecten la capacidad de extracción de metales de esta microalga.

FINANCIAMIENTO

Este estudio fue apoyado por el Vicerrectorado de Investigación y Posgrado de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Proyecto “Evaluación de la capacidad de las especies de macrofitas y microalgas como fitorremediadoras del agua contaminada con metales pesados del Lago de Junín” (Código de proyecto B17100281).

AGRADECIMIENTOS

A la dirección y al personal técnico de la Reserva Nacional de Junín por el apoyo recibido en la ejecución del proyecto.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflictos de interés.

BIBLIOGRAFÍA

- Abu-Ghosh, S, Dubinsky, Z, Verdelho, V y Iluz, D (2021). Unconventional high-value products from microalgae. A review. *Bioresource Technology* 329: 124895. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124895>
- Algae Base (2025). World-wide electronic publication, University of Galway. <https://www.algaebase.org> (consultado abril, 2025).
- Aluç, Y. (2023). Antioxidative defense systems in two *scenedesmus* species exposed to copper and lead. *Pakistany Journal of Botany* 55 (6): 2047-2055. [http://dx.doi.org/10.30848/PJB2023-6\(41\)](http://dx.doi.org/10.30848/PJB2023-6(41))
- Aksu, Z. y Dönmez, G. (2006). Binary biosorption of cadmium (II) and nickel (II) onto dried *Chlorella vulgaris*: Co-ion effect on mono-component isotherm parameters. *Process Biochemistry* 41 (4): 860-868. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.10.025>
- Antolín, B., Torres, A., García, P. A., Bolado, S. y Vega, M. (2024). Mechanisms of copper and zinc bioremoval by microalgae and bacteria grown in nutrient rich wastewaters. *Chemosphere* 355: 141803. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141803>
- Balzarini, M., Di Rienzo, J., Tablada, M., Gonzalez, L., Bruno, C., Córdoba, M., Robledo, W., Casanoves, F., Lange, K. y Sorensen, D. (2011). Introducción a la bioestadística: Aplicaciones con InfoStat en agronomía. Universidad Nacional de Córdoba.
- Çelekli, A., Kapı, M. y Bozkurt, H. (2013). Effect of Cadmium on Biomass, Pigmentation, Malondialdehyde, and Proline of *Scenedesmus quadricauda* var. *longispina*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 91 (1): 571-576. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1100-x>
- Chandrashekharaiyah, P. S., Sanyal, D., Dasgupta, S., Sapre, A. y Banik, A. (2020). Heavy metal mitigation with special reference to bioremediation by mixotrophic algae-bacterial proto-cooperation. En: M. Faisal, Q. Saquib, A.A. Alatar, & A.A. Al-Khedhairi (Eds.), *Cellular and Molecular Phytotoxicity of Heavy Metals*. (pp. 305-334). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45975-8_15
- Chandrashekharaiyah, P. S., Debanjan, S., Santanu, D. y Avishek, B. (2021). Cadmium biosorption and biomass production by two freshwater microalgae *Scenedesmus acutus* and *Chlorella pyrenoidosa*: An integrated approach. *Chemosphere* 269 (1): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128755>
- Chia, M. A., Galadima, S. Y. y Japhet, W. S. (2015). Combined effect of atrazine and copper on the growth, biomass production, morphology and antioxidant response of *Scenedesmus quadricauda*. *Phycologia* 54 (2): 109-117. <https://doi.org/10.2216/14-71.1>

- Chiu, C.S., Chiu, P. H., Yong, T. C. Tsai, H. P., Soong, K., Huang, H. E. y Ching-Nen, N. H. (2020). Mechanisms protect airborne green microalgae during long distance dispersal. *Scientific Report* 10 (1): 13984. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71004-y>
- Comas, A. A. (2020). Las interpretaciones de los taxones, uno de los problemas de la taxonomía tradicional. Caso: *Scenedesmus sensu lato* (Sphaeropleales, Chlorophyceae). *Cymbella* 6 (3): 139-150.
- Comisión Nacional del Agua [CNA]. (2004). Guía para la colecta, manejo y las observaciones de campo para bioindicadores de la calidad del agua, México.
- Dong, L. L., Zhang, G., Li, W., Ding, T., Wang, H. y Zhang, G. (2020). Effects of Cu^{2+} and Hg^{2+} on growth and photosynthesis of two *Scenedesmus* species. *Polish Journal of Environmental Studies* 29 (2): 1129-1135. <https://doi.org/10.15244/Pjoes/105977>
- Fargasová, A. (1999). The green alga *Scenedesmus quadricauda*: a subject for the study of inhibitory effects of Cd, Cu, Zn, Pb and Fe. *Biologia* 54 (3): 303-308.
- Flouty, R. y Estephane, G. (2012). Bioaccumulation and biosorption of copper and lead by a unicellular algae *Chlamydomonas reinhardtii* in single and binary metal systems: A comparative study. *Journal of Environmental Management* 111 (1): 106-114. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.042>
- Gong, Y., Zhao, D. y Wang, Q. (2018). An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: technical progress over the last decade, *Water Research* 147 (1): 440-460. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.024>
- Hegewald, E. (1997). Taxonomy and Phylogeny of *Scenedesmus*. *Algae* 12 (4): 235-46.
- Huang, J. J., Lin, S., Xu, W. y Cheung, P. C. K. (2018). Enhancement of the production of bioactive microalgal metabolites by ultraviolet radiation (UVA 365 nm). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 66 (39): 10215-10224. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.8b03789>
- Ismail, M. M. S. y Said, A. A. (2018). Tolerance of *Pseudochlorella pringsheimii* to Cd and Pb stress: role of antioxidants and biochemical contents in metal detoxification. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 162 (1): 704-712. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.08.088>
- Jacobsen, D. y Marín, R. (2008). Bolivian Altiplanostreams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology* 42 (1): 643-656. <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-007-9127-x>
- Jais, N. M., Mohamed, R. M. S. R., Al-Gheethi, A. A. y Amir, M. K. (2017). The dual roles of phycoremediation of wet market wastewater for nutrients and heavy metals removal and microalgae biomass production. *Clean Technologies and Environmental Policy* 19 (1): 37-52. <https://doi.org/10.1007/s10098-016-1235-7>

- Jeffrey, S. W. y Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167 (2): 191-194. [https://doi.org/10.1016/s0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/s0015-3796(17)30778-3)
- Kiran, B., Pathak, K., Kumar, R. y Deshmukh, D. (2017). Phycoremediation: An Ecofriendly Approach to Solve Water Pollution Problems. En V. Kalia y P. Kumar (Eds.), *Microbial Applications* Vol 1 (pp. 3-28). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-52666-9_1
- Kumar, K. S., Dahms, H.-U., Lee, J.-S., Kim, H. C., Lee, W. C. y Shin, K.-H. (2014). Algal photosynthetic responses to toxic metals and herbicides assessed by chlorophyll *a* fluorescence. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 104 (1): 51-71. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.01.042>
- Küpper, H., Šetlík, I., Spiller, M., Küpper, F. C. y Prášil, O. (2002). Heavy metals induced inhibition of photosynthesis: Targets of in vivo heavy metal chlorophyll formation. *Journal of Phycology* 38 (1): 429-441. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.01148.x>
- Lee, Y. C. y Chang, S. P. (2011). The biosorption of heavy metals from aqueous solutions by *Spirogyra* and *Cladophora* filamentous macroalgae. *Bioresource Technology* 102 (9): 5297-5304. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.103>
- Leong, Y. K. y Chang, J. S. (2020). Bioremediation of heavy metals using microalgae: recent advances and mechanisms. *Bioresource Technology* 303 (1): 122886. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122886>
- Ljubic, A., Thulesen, E. T., Jacobsen, C. y Jakobsen, J. (2021). UVB exposure stimulates production of vitamin D3 in selected microalgae. *Algal Research* 59: 102472. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102472>
- Li, S., Chu, R., Hu, D., Yin, Z., Mo, F., Hu, T., Liu, C. y Zhu, L. (2020). Combined effects of 17 β -estradiol and copper on growth, biochemical characteristics and pollutant removals of freshwater microalgae *Scenedesmus dimorphus*. *Science of The Total Environment* 730 (1): 138597. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138597>
- Ma, X., Chen, Y., Liu, F., Zhang, S. y Wei, Q. (2021). Enhanced tolerance and resistance characteristics of *Scenedesmus obliquus* FACHB-12 with K3 carrier in cadmium polluted water. *Algal Research* 55 (1): 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102267>
- Marinova, G., Ivanova, J., Pilarski, P., Chernev, G. y Chaneva, G. (2018). Effect of heavy metals on the green alga *Scenedesmus incrassatulus*. *Oxidation Communications* 41 (2): 318-328.
- Mrvčić, J., Stanzer, D., Šolić, E. y Stehlik-Tomas, V. (2012). Interaction of lactic acid bacteria with metal ions: opportunities for improving food safety and quality. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 28 (1): 2771-2782. <https://doi.org/10.1007/s11274-012-1094-2>

- Mo, L., Yang, Y., Zhao, D., Qin, L., Yuan, B. y Liang, N. (2022). Time-Dependent Toxicity and Health Effects Mechanism of Cadmium to Three Green Algae. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19 (1): 10974. <https://doi.org/10.3390%2Fijerph191710974>
- Monteiro, C. M., Castro, P. M. L. y Malcata, F. X. (2012). Metal uptake by microalgae: Underlying mechanisms and practical applications. *Biotechnological Progress* 28 (2): 299-311. <https://doi.org/10.1002/btpr.1504>
- Monteiro, C. M., Fonseca, S. C., Castro, P. M. L. y Malcata, F. X. (2011). Toxicity of cadmium and zinc on two microalgae, *Scenedesmus obliquus* and *Desmodesmus pleiomorphus*, from Northern Portugal. *Journal of Applied Phycology* 23 (1): 97-103. <https://doi.org/10.1007/s10811-010-9542-6>
- Narula, P., Mahajan, A., Gurnani, C., Kumar, V. y Mukhija, S. (2015). Microalgae as an indispensable tool against heavy metals toxicity to plants: A review. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research* 31 (1): 86-96.
- Nichols, H. W. y Bold, H. C. (1965). *Trichosarcina polymorpha* Gen. et Sp. Nov. *Journal of Phycology* 1 (1): 34-38. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1965.tb04552.x>
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental [OEFA]. (2015). *Informe de evaluación ambiental del Lago Chinchaycocha*. Ministerio del Ambiente.
- Pal, A. (2014). Copper toxicity induced hepatocerebral and neurodegenerative diseases: an urgent need for prognostic biomarkers. *Neurotoxicology* 40 (1): 97-101. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2013.12.001>
- Park, J. S., Hwang, I. S., Oh, E.J., Yoo, J. y Chung, K.Y. (2019). Behavior of Nutrients and Heavy Metals (Cu, Zn) and Applicability Evaluation from Swine Wastewater Treatment Using Microalga *Scenedesmus obliquus*. *Applied Chemistry for Engineering* 30 (2): 226-232. <https://doi.org/10.14478/ace.2019.1003>
- Parsons, T. T. y Strickland, J. D. H. (1963). Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments, with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. *Journal of Marine Research* 21 (1): 155-163.
- Pérez Silva, K. R., Vega Bolaños, A. M., Hernández Rodríguez, L. C., Parra Ospina, D y Segura, A M. (2016). Use of *scenedesmus* for the removal of nutrients and heavy metals from waste waters of the textile industry. *Ingeniería Solidaria* 12 (20): 95-105. <https://doi.org/10.16925/in.v19i20.1418>
- Rugnini, L., Costa, G., Congestri, R. y Bruno, L. (2017). Testing of two different strains of green microalgae for Cu and Ni removal from aqueous media. *Science of The Total Environment* 601-602: 959-967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.222>

- Shamshad, I., Khan, S., Waqas, M., Asma, M., Nawab, J., Gul, N., Raiz, A. y Li, G. (2016). Heavy metal uptake capacity of freshwater algae *Oedogonium westti* from aqueous solution: A mesocosm research. *International Journal of Phytoremediation* 18 (4): 393-398. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1109594>
- Tenorio, C. J. A. H., Ramírez, L. F. Ramos, A. R. y Soto, J. (2022). Effects of ultraviolet radiation on production of photoprotective compounds in microalgae of the genus *Pediastrum* from high Andean areas of Peru. *Journal of Applied Pharmaceutical Science* 12 (3): 87-95. <https://dx.doi.org/10.7324/JAPS.2022.120309>
- Terry, P. A y Stone, W. (2002). Biosorption of cadmium and copper contaminated water by *Scenedesmus abundans*. *Chemosphere* 47 (3): 249-255. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00303-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00303-4)
- Tukaj, Z., Baścik-Remisiewicz, A., Skowroński, T. y Tukaj, C. (2007). Cadmium effect on the growth, photosynthesis, ultrastructure and phytochelatin content of green microalga *Scenedesmus armatus*: A study at low and elevated CO₂ concentration. *Environmental and Experimental Botany* 60 (3): 291-299. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2006.12.002>
- Universidad Nacional Mayor de San Marcos [UNMSM]. (2014). Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Ministerio del Ambiente.
- Vetrivel, S. A., Diptanghu, M., Ebhin, M. R., Sydavalli, S., Gaurav, N. y Tiger, K. P. (2017). Green algae of the genus *Spirogyra*: A potential absorbent for heavy metal from coal mine water. *Remediation Journal* 27 (3): 81-90. <https://doi.org/10.1002/rem.21522>
- Volgusheva, A., Todorenko, D., Baizhumanov, A., Chivkunova, O., Solovchenko, A. y Antal, T. (2022). Cadmium- and chromium-induced damage and acclimation mechanisms in *Desmodesmus communis* and *Chlorella sorokiniana*. *Journal of Applied Phycology* 34 (3): 1435-1446. <https://doi.org/10.1007/s10811-022-02747-6>
- Wu, H, Wei, G., Tan, X. y Li, M. (2017). Species-dependent variation in sensitivity of Microcystis species to copper sulfate: implication in algal toxicity of copper and controls of blooms. *Scientific Report* 7 (40): 1-8. <https://doi.org/10.1038/srep40393>
- Xu, P, Tu, X., An, Z., Mi, W., Wan, D., Bi, Y. y Song, G. (2024). Cadmium-Induced physiological responses, biosorption and bioaccumulation in *Scenedesmus obliquus*. *Toxics* 12 (262): 1-19. <https://doi.org/10.3390/toxics12040262>
- Zainith, S., Saxena, G., Kishor, R. y Bharagava, R. N. (2021). Chapter 20. Application of microalgae in industrial effluent treatment, contaminants removal, and biodiesel production: Opportunities, challenges, and future prospects. In: G. Saxena, V. Kumar y M. P. Shah (Eds.). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820524-2.00020-1>