

**Acumulación de metales pesados en  
*Calamagrostis rigida* (Kunth) Trin. ex Steud.  
(Poaceae) y *Myriophyllum quitense* Kunth  
(Haloragaceae) evaluadas en cuatro humedales  
altoandinos del Perú**

**Accumulation of heavy metals in *Calamagrostis rigida*  
(Kunth) Trin. ex Steud. (Poaceae) and *Myriophyllum*  
*quitense* Kunth (Haloragaceae) evaluated in four high  
Andean wetlands of Peru**

***Enoc Jara-Peña & José Gómez C.***

Laboratorio de Fitología Aplicada, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Ciudad Universitaria, Av. Venezuela 3400, Apdo. 11-0058, Lima 1, PERÚ. Departamento de Simbiosis Vegetal, Museo de Historia Natural, UNMSM, Av. Arenales 1256, Apdo. 14-0434, Lima 14, PERÚ. Instituto de investigación de Ciencias Biológicas Antonio Raimondi, Facultad de Ciencias Biológicas, UNMSM, Av. Venezuela 3400, Lima 1, PERÚ.

ejarap@unmsm.edu.pe/jgomez@unmsm.edu.pe

***Haydeé Montoya T.***

Departamento de Simbiosis Vegetal, Museo de Historia Natural, UNMSM, Av. Arenales 1256, Apdo 14-0434, Lima 14, PERÚ. Instituto de Investigación de Ciencias Biológicas Antonio Raimondi, Facultad de Ciencias Biológicas, UNMSM, Av. Venezuela 3400, Apdo. 11-0058, Lima 1, PERÚ.

haydmon@yahoo.com

***Tito Sánchez & Liliana Tapia***

Instituto de Investigación de Ciencias Biológicas Antonio Raimondi, Facultad de Ciencias Biológicas, UNMSM, Av. Venezuela 3400, Apdo. 11-0058, Lima 1, PERÚ.

bioambiente@hotmail.com/ltapia@unmsm.edu.pe

***Noema Cano & Abigail Dextre***

Laboratorio de Fitología Aplicada, Facultad de Ciencias Biológicas, UNMSM, Av. Venezuela 3400, Apdo. 11-0058, Lima 1, PERÚ.

noemacano@hotmail.com/abigaildextre@gmail.com



## Resumen

En el Perú, las causas principales de la contaminación del agua son originadas principalmente por la industria, la minería y la agricultura. Los ambientes acuáticos son los más afectados, con la pérdida de especies vegetales y de su biodiversidad. Uno de los ecosistemas acuáticos más vulnerables son los humedales altoandinos debido a la contaminación por metales pesados. El estudio fue realizado en las lagunas de Yanamate y Quiulacocha (región Pasco), Ticticocha y Yuracmayo (región Lima), en el centro del Perú. En *Calamagrostis rigida* y en *Myriophyllum quitense*, se encontró una mayor acumulación de metales pesados en los tejidos de las raíces que en la biomasa aérea, por consiguiente, estas especies serían consideradas como fitoestabilizadoras de metales pesados. La mayor acumulación de cadmio ( $7,93 \text{ mg kg}^{-1}$  materia seca) fueron obtenidas en las raíces de *C. rigida* procedente de la laguna Yuracmayo. Una mayor acumulación de cobre ( $96,43 \text{ mg kg}^{-1}$  MS) fue registrada en *C. rigida* de la laguna Quiulacocha. Las mayores concentración de plomo ( $160,15 \text{ mg kg}^{-1}$  MS) y de zinc ( $597,40 \text{ mg kg}^{-1}$  MS) fueron obtenidos en las raíces de *C. rigida* de la laguna Yanamate. *M. quitense* fue registrada solamente en la laguna Ticticocha y en sus tejidos se obtuvieron los menores valores de acumulación de cadmio, cobre, plomo y zinc en comparación con *C. rigida*, y se considera como una especie bioindicadora de contaminación del agua con metales pesados. Las concentraciones de cadmio, cobre, plomo y zinc en el agua y en los sedimentos de las lagunas superaron ampliamente los estándares ambientales nacionales de calidad de agua.

**Palabras clave:** lagunas altoandinas, macrófitas, fitorremediación, aguas ácidas, fitoestabilización de metales, Andes peruanos.

## Abstract

In Peru, water pollution is mainly caused by activities related to industry, mining and agriculture. Aquatic environments are the most affected, with loss of plant species and its biodiversity, and among them, high Andean wetlands are one of the most vulnerable aquatic ecosystems due to contamination by heavy metals. This study was conducted in Yanamate and Quiulacocha lagoons (Pasco Region), and Ticticocha and Yuracmayo lagoons (Lima Region), in central Peru. Two species (*Calamagrostis rigida* and *Myriophyllum quitense*) concentrated higher quantities of heavy metals in the root tissues than in the aerial biomass, therefore, these two would be considered as heavy metals phytostabilizer species. The highest cadmium accumulation ( $7.93 \text{ mg kg}^{-1}$  dry matter) was registered in *C. rigida* roots from the Yuracmayo Lagoon. Meanwhile, the major copper accumulation ( $96.43 \text{ mg kg}^{-1}$  DM) was registered in *C. rigida* from Quiulacocha Lagoon. However, the highest concentrations of lead ( $160.15 \text{ mg kg}^{-1}$  DM) and zinc ( $597.40 \text{ mg kg}^{-1}$  DM) were registered in *C. rigida* roots from Yanamate Lagoon. Finally, the species *M. quitense* was registered only in the Ticticocha Lagoon and concentrated the lowest values of cadmium, copper, lead and zinc in comparison to *C. rigida*, and could be considered as a bioindicator of water pollution by heavy metals. Regular concentrations of cadmium, copper, lead and zinc in the water and sediments of the four lagoons widely exceeded the national environmental standards of water quality.

**Keywords:** high Andean lagoons, macrophytes, phytoremediation, acid waters, phytostabilization of metals, Peruvian Andes.

**Citación:** Jara-Peña, E. *et al.* 2017. Acumulación de metales pesados en *Calamagrostis rigida* (Kunth) Trin. ex Steud. (Poaceae) y *Myriophyllum quitense* Kunth (Haloragaceae) evaluadas en cuatro humedales altoandinos del Perú. *Arnaldoa* 24(2): 583-598. doi: <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.242.24210>

## Introducción

*Calamagrostis rigida* (Kunth) Trin. ex Steud, es una especie herbácea de la familia poácea distribuida en las regiones de Ancash, Cuzco, Huánuco, Huancavelica, Junín, Lima, Puno (Brako & Zarucchi, 1993). Roque y Ramírez (2008) señalaron que esta especie fue registrada en la laguna de Parinacochas (Ayacucho) y alrededores y está asociada a la vegetación de matorrales, pajonal con arbustos y es un componente de vegetación de pajonal de pampa. Asimismo, Cano *et al.* (2010) en el trabajo realizado de flora y vegetación de suelos crioturbados y hábitats asociados en la Cordillera Blanca de Ancash señalan que *C. rigida* fue registrada como integrante de la vegetación asociada de páramo y de roquedales húmedos. *Myriophyllum quitense* Kunth. Es una especie herbácea acuática sumergida cosmopolita, en el Perú se encuentra en lagunas y riachuelos altoandinos, entre los 2700 a 4500 metros sobre el nivel del mar (León, 1993). Está distribuida en las regiones de Ancash, Cuzco, Junín, Lima, Loreto y Puno (Brako & Zarucchi, 1993). Por otra parte, Flores *et al.* (2005) al estudiar la diversidad florística asociada a las lagunas andinas de Pomacocha y Habascocha de Junín, Perú, dieron a conocer que *M. aquaticum* forma parte de la comunidad de hierbas sumergidas. Por su parte Roque y Ramírez (2008) señalaron que esta especie fue registrada como un componente de la comunidad de hidrófitas en la laguna de Parinacochas, en Ayacucho (Perú).

Por otro lado, la Convención Ramsar (2006) define a los humedales como zonas donde el agua es el principal factor controlador del medio y la vida vegetal y animal asociada a él. Los humedales se dan donde la capa freática se halla en la superficie terrestre o cerca de ella o donde la tierra

está cubierta por aguas poco profundas, y que albergan comunidades biológicas características que proveen servicios ecosistémicos. En el Perú tenemos a los humedales costeros, andinos y amazónicos. Los humedales andinos, están formados por lagos, lagunas, bofedales, manantiales, puquios, turberas, humedales de paramos y kársticos andinos (MINAM, 2015). Es necesario indicar, que los humedales altoandinos son ecosistemas de gran fragilidad asociada a causas naturales como el cambio climático, las sequías prolongadas en la puna y a la intervención humana, como en los casos de la agricultura no sostenible, el pastoreo excesivo y la minería a cielo abierto. Muchos humedales de montaña se están perdiendo de manera acelerada, sobre todo, por mal manejo y desconocimiento de su importancia económica y ecológica (WWF, 2005). Por consiguiente, los humedales tiene un rol preponderante en la preservación de la calidad ambiental debido a su alta capacidad de retención y / o a la inactivación de sustancias nocivas (González-Alcaraz *et al.*, 2014). En contraste, la contaminación ambiental específicamente como la del agua es un problema alarmante tanto en los países desarrollados como en los países en vías desarrollo. La contaminación de los recursos hídricos por metales pesados es un problema crítico que afecta en forma negativa a los seres humanos, las plantas y a los animales (Rezania *et al.*, 2016). Se conoce que la contaminación de los ecosistemas acuáticos por los metales es uno de los problemas de contaminación más difíciles de controlar debido a la toxicidad, a su abundancia, su persistencia y debido a la bioacumulación de los metales en los tejidos de los organismos acuáticos (Fu *et al.*, 2014). Entre los principales contaminantes del agua, están los metales pesados que son peligrosos y porque son persistentes

y tienen la tendencia de acumularse en los sedimentos y en los tejidos de los organismos vivos. Se denominan metales pesados aquellos elementos sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en los seres vivos afectan las funciones vitales de los organismos, entre ellos, mercurio, plata, cadmio y plomo. Pueden resultar muy tóxicos, no son biodegradables y algunos se acumulan en los organismos vivos. En este sentido, su biodisponibilidad (capacidad para atravesar libremente la membrana celular de un organismo desde el medio) está relacionada de manera directa a su toxicidad potencial (Fichet *et al.*, 1999). Los metales como el mercurio, el cadmio, el níquel, el plomo, el cobre, el zinc y el cromo son altamente tóxicos tanto en su forma elemental como en forma de sal soluble, su presencia en la atmósfera, el suelo y el agua, incluso como trazas, pueden causar graves problemas en la salud de los animales y las plantas (Jadia & Fulekar, 2009). En general, los pasivos mineros abandonadas han producido enormes cantidades de residuos que contienen minerales de baja ley y relaves de mina en varias regiones del mundo (Pérez-Sirvent *et al.*, 2017), las aguas residuales ácidas de mina, generalmente contienen sulfuros residuales y típicamente dan lugar a la formación del drenaje ácido de mina (DAM). En la región central del Perú desde hace décadas atrás muchos humedales altos andinos han sido utilizados como depósitos de aguas ácidas como el caso de las lagunas de Quiulacocha y Yanamate en la región de Pasco. El desborde y la evaporación del drenaje ácido de las minas puede contaminar seriamente los suelos, afectar la calidad del agua y contaminar los ambientes debido al pH ácido y a las altas concentraciones de metales pesados y otros elementos tóxicos (Pérez-Sirvent *et al.*, 2017). Por otra parte,

los contaminantes orgánicos e inorgánicos se pueden retirar tanto del suelo como del agua mediante la biorremediación, es un “tratamiento que utiliza a los organismos naturales para convertir las sustancias peligrosas en sustancias menos tóxicas o no tóxicas”, que incluye la bioacumulación, la biosorción y la fitorremediación (Vijayaraghavan & Balasubramanian, 2015). La fitorremediación (phyto significa planta y remedio que significa limpiar) que consiste en el uso natural y directo de las plantas verdes para lograr la absorción de los contaminantes a través de las raíces y la translocación a las hojas y los tallos de la planta (Sharma, *et al.*, 2015). Facilitando la remoción de los contaminantes orgánicos y/ o inorgánicos (metales, pesticidas, contaminantes orgánicos persistentes, entre otros) (Bhatia & Goyal, 2014). Las especies de vegetales que van ser utilizadas en la fitorremediación deben ser preferentemente especies nativas y que deben tener la tasa de crecimiento rápido, un sistema radicular extenso, alto rendimiento de biomasa, adaptación a diversos hábitats, una alta tolerancia y la capacidad de acumular los contaminantes en la parte aérea de las plantas. Considerando que algunos factores ambientales como la temperatura, el pH, la radiación solar y la salinidad del agua pueden influir en el crecimiento y en el rendimiento de las plantas en la fitorremediación (Valipour & Ahn, 2016). La importancia de estos parámetros ambientales está relacionada con el tamaño, el peso y la tasa de crecimiento de las plantas acuáticas. La disponibilidad de nutrientes también afecta el crecimiento y el rendimiento de las plantas acuáticas (Gupta *et al.*, 2012).

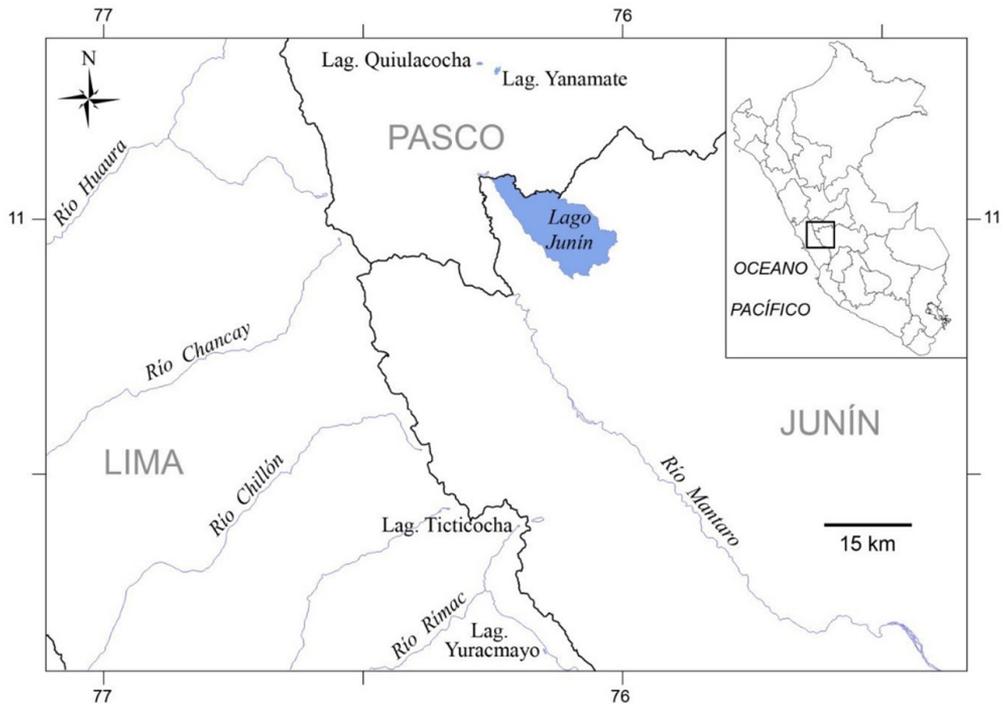
Entre los métodos de fitorremediación conocidos se tienen a la fitoextracción, fitodegradación, rizofiltración, fito-

estabilización, fitosalinización y fitovolatilización (Rahman & Hasegawa, 2011). La fitoextracción es el uso de plantas para extraer los metales del suelo, transportarlos y acumularlos en los órganos de la parte aérea, la fitoestabilización consiste en el uso de plantas para minimizar la movilidad de los metales mediante su acumulación en la raíz o su precipitación en la rizosfera (Alkorta *et al.*, 2004) a su vez, la fitodescontaminación implica la fitoextracción y la fitodegradación. Los metales biodisponibles son precipitados, absorbidos y/o adsorbidos por los materiales apropiados agregados al sustrato y por las raíces de las plantas metalófitas excluyentes, donde son acumulados en formas inocuas, evitando así la biomagnificación y los efectos tóxicos sobre otros seres vivos (Ginocchio & León-Lobos, 2007; Orchard *et al.*, 2009). En los procesos de fitoestabilización, el papel de la planta, es incrementar por alteración del flujo del agua a través del suelo, incorporando contaminantes residuales libres dentro de las raíces y previniendo la erosión por viento y la lluvia (Ferrera-Cerrato & Alarcón, 2007). Entre estos métodos, la fitoextracción, rizofiltración y la fitoestabilización son comercialmente los más importantes (Thakur *et al.*, 2016). La única tecnología de fitorremediación específica para la remediación de aguas residuales es la fitofiltración o la rizofiltración (Rezania *et al.*, 2016). Pero, también se puede utilizar plantas terrestres. Las plantas terrestres, a través de una plataforma, pueden acumular más contaminantes que las especies acuáticas. La rizofiltración es aplicable a sistemas *in situ* y *ex situ*, estos últimos pueden colocarse en cualquier lugar, y no es necesario estar en el sitio original de la contaminación (Adams *et al.*, 2000).

## Material y métodos

El presente trabajo se llevó a cabo en cuatro lagunas altoandinas de la sierra central del Perú: laguna Ticticocha y Yuracmayo ubicadas en la cuenca alta del río Rimac, provincia de Huarochirí, región Lima; y en las lagunas de Quiulacocha y Yanamate ubicadas en la provincia de Cerro de Pasco, región Pasco; la ubicación geográfica, la altitud y las coordenadas geográficas están indicadas en la (Fig. 1, tabla 1). En el estudio la unidad experimental fue una planta adulta, el muestreo de las especies de macrófitas se realizaron de individuos de las especies más abundantes en dos lagunas contaminadas con agua de efluentes ácidos de mina (con alta concentración de metales pesados), y en otras dos lagunas a las que se denominaron lagunas con una baja concentración de metales pesados en el agua y en los sedimentos).

La obtención de muestras de las especies macrófitas emergentes se llevó a cabo en el borde del espejo de agua en las lagunas y las muestras de la especie sumergida fue colectada dentro de la laguna. De cada especie fueron colectadas muestras vegetales de individuos adultos, saludables, sin daño mecánico por plagas o enfermedades, y por cada especie vegetal se colectaron 5 ejemplares de plantas adultas, y fue realizado a finales de la estación seca, en setiembre de 2016. Asimismo, En el laboratorio, los órganos de los ejemplares de cada especie fueron separados con una tijera (raíces, hojas y tallos), y luego fueron enjuagados con chorros de agua potable, para retirar residuos de suelo y otros contaminantes, y finalmente, los ejemplares vegetales fueron enjuagados tres veces con agua desionizada. Las muestras vegetales limpias fueron secadas en un horno con ventilación forzada a una temperatura



**Fig. 1.** Mapa de ubicación de las lagunas de Ticticocha, Yuracmayo (región Lima), y las lagunas Quiulacocha y Yanamate (región Pasco).

**Tabla 1.** Lagunas altoandinas donde se realizó el estudio indicando su ubicación geográfica, la altitud y las coordenadas geográficas (UTM).

Lagunas	Provincia	Región	Altitud (m)	Coordenadas UTM
Ticticocha	Huarochirí	Lima	4684	368974, 8716617
Yuracmayo	Huarochirí	Lima	4140	374143, 8690513
Quiulacocha	Cerro de Pasco	Pasco	4257	359593, 8816495
Yanamate	Cerro de Pasco	Pasco	4309	363550, 8814895

de 80°C hasta su peso constante, y la ejecución del trabajo de procesamiento de los ejemplares vegetales se realizó en el Laboratorio de Fitología Aplicada en la Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

La acumulación de cadmio, cobre,

plomo y zinc en los tejidos vegetales de cada especie fueron determinadas en las muestras foliares y tallos, y en las raíces. La determinación de la concentración de los metales pesados se realizaron con las siguientes metodologías: La concentración de cobre, cadmio y zinc fue realizada por digestión húmeda de acuerdo al método

EPA 6010B, el contenido de plomo mediante el método EPA 200.7, 1994. La cuantificación de los metales en los tejidos vegetales de cada especie y en el agua se realizó mediante el método ICP-AES (espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente) y el análisis fue realizado en el Instituto de Corrosión y Protección de la Pontificia Universidad Católica del Perú. Asimismo, el contenido de metales pesados en el suelo fue realizado por la técnica de absorción atómica, y el análisis fue realizado en el Laboratorio de Suelos y Agua de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

El cálculo del factor de bioconcentración (FBC) de los metales pesados se determinó para cada metal, este factor fue calculado con los valores de los metales acumulados en el tejido de las especies vegetales con la concentración de metales en los tejidos de las raíces y de la parte aérea) y la división entre el contenido de metales pesados del agua de las lagunas o el sedimento (Zayed *et al.*, 1998), y este factor fue calculado mediante la relación como está indicado en esta ecuación:

$$FBC = \frac{C_{\text{tejido cosechado}}}{C_{\text{agua-sedimento}}}$$

Donde, C tejido cosechado, es el contenido total de los metales pesados en los tejidos de las raíces, tallo y las hojas por planta para cada elemento; y C<sub>agua</sub>, es la concentración de los metales pesados analizado en el agua o en el sedimento para cada elemento.

El factor de transferencia (FT), que indica la eficiencia de la planta en la translocación de los metales pesados acumulados desde las raíces a la parte aérea. Este factor fue calculado con los valores de contenido de metales pesados acumulados en los tejidos de la parte aérea de la planta (tallo y las

hojas) dividido, entre el contenido de metales pesados acumulados en los tejidos de las raíces (Tangahu *et al.*, 2013). El cálculo de este factor está indicado en esta ecuación:

$$FT = \frac{C_{\text{parte aérea}}}{C_{\text{raíces}}}$$

Donde, C parte aérea, es el contenido total de los metales pesados en los tejidos de las hojas y los tallos por planta para cada elemento; C<sub>raíces</sub>, es el contenido total de los metales pesados en los tejidos de las raíces por planta para cada elemento.

El análisis estadístico fue realizado utilizando el Programa Estadístico INFOSTAT versión 16E. Se compararon las medias de las concentraciones de metales pesados de cada laguna y de cada especie vegetal empleando la prueba U de Mann-Whitney, y la comparación de concentraciones de todos los metales se realizó mediante la prueba de Kruskal-Wallis para comparar las diferencias entre las variables dependientes, considerándose diferencias significativas entre concentraciones a un valor de  $p \leq 0,05$ .

## Resultados

### Acumulación de cadmio en *Calamagrostis rigida* y en *Myriophyllum quitense*

El mayor contenido de cadmio fue obtenido en las raíces de *Calamagrostis rigida* en muestras procedentes de la laguna de Yuracmayo, región Lima (7,93 mg kg<sup>-1</sup> de materia seca) (Fig. 2), este valor encontrado está relacionado directamente con un alto contenido de cadmio total encontrado en el suelo (10,67 mg Kg<sup>-1</sup>) (tabla 3). Por otra parte, al comparar la acumulación de cadmio entre las dos especies, la menor concentración de cadmio fue obtenido en las raíces de *Myriophyllum quitense* (1,53 mg Kg<sup>-1</sup>

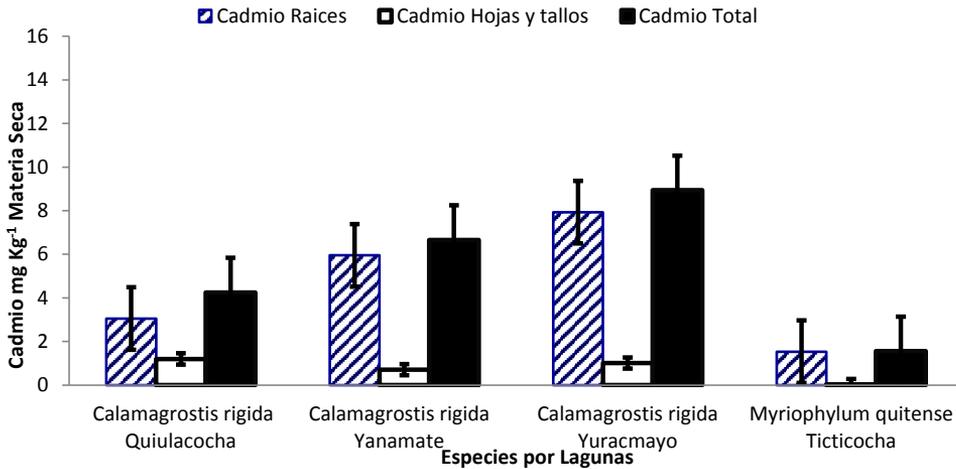


Fig 2. Acumulación de cadmio ( $\text{mg Kg}^{-1}$  MS) analizado en las raíces, hojas y tallos de *Calamagrostis rigida* y *Myriophyllum quitense* evaluadas en cuatro lagunas altoandinas de las regiones Pasco y Lima, Perú.

<sup>1)</sup>, en muestras de esta especie procedente de la laguna Ticticocha (región Lima), esta baja acumulación de cadmio obtenido en las raíces de *M. quitense* está relacionado con una baja concentración de cadmio en el agua (Tabla 2) y en el suelo (Tabla 3), lo que indicaría que en el suelo y en el agua de la laguna Ticticocha hay trazas de cadmio en referencia a los otros tres lagunas evaluadas.

#### Acumulación de cobre en *Calamagrostis rigida* y en *Myriophyllum quitense*

Al comparar la acumulación de cobre entre las dos especies, el mayor contenido de cobre fue obtenido en los tejidos de las raíces de *Calamagrostis rigida* en muestras procedentes de la laguna Quiulacocha, región Pasco ( $96,43 \text{ mg kg}^{-1}$  de materia seca)

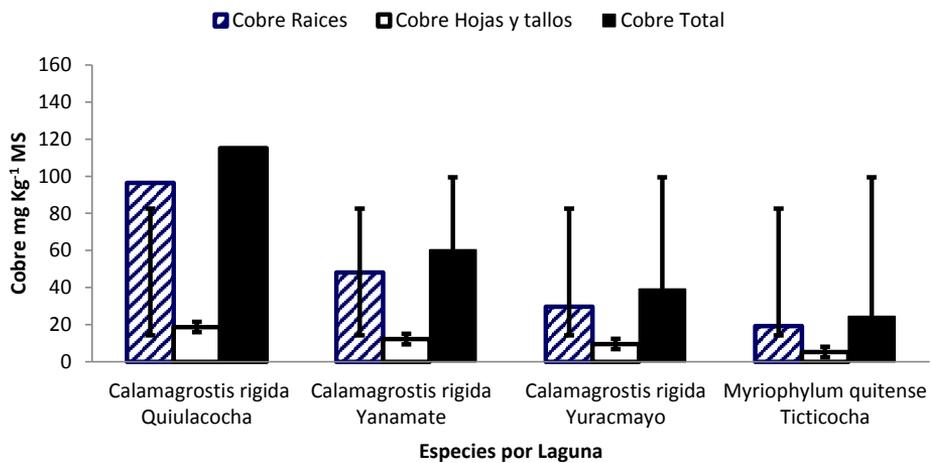


Fig. 3. Acumulación de cobre ( $\text{mg Kg}^{-1}$  MS) analizado en las raíces, hojas y tallos de *Calamagrostis rigida* y *Myriophyllum quitense* evaluadas en cuatro lagunas altoandinas de las regiones Pasco y Lima, Perú.

(Fig. 3), este valor obtenido está relacionado directamente con el mayor contenido de cobre total encontrado en el agua ( $3.83 \text{ mg Kg}^{-1}$ ) (Tabla 2) y en el sedimento de esta laguna ( $819 \text{ mg Kg}^{-1}$ ) (Tabla 3). Cabe indicar, la menor concentración de cobre total se obtuvo en las raíces de *Myriophyllum quitense* ( $19.25 \text{ mg Kg}^{-1} \text{ MS}$ ), en muestras de esta especie procedente de la laguna Ticticocha

(región Lima), esta baja acumulación de cobre obtenido en las raíces de *M. quitense* está relacionado con una baja concentración de cobre en el agua ( $0.33 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Tabla 2) y en el suelo (Tabla 3), y en los tejidos analizadas de las hojas y tallos de *C. rigida* y *M. quitense* se han obtenidos contenidos ínfimos de cobre en estas especies.

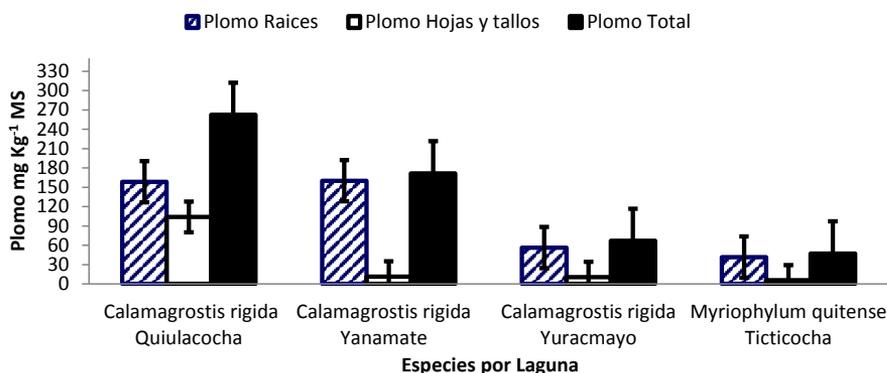


Fig. 4. Acumulación de plomo ( $\text{mg Kg}^{-1} \text{ MS}$ ) analizado en los tejidos de las raíces, hojas y tallos de *Calamagrostis rigida* y *Myriophyllum quitense* evaluadas en cuatro lagunas altoandinas de las regiones Pasco y Lima, Perú.

#### Acumulación de plomo en *Calamagrostis rigida* y en *Myriophyllum quitense*

Un mayor contenido de plomo fue obtenido en las raíces de *Calamagrostis rigida* en muestras de esta especie procedente de la laguna Yanamate, región Pasco registrando el valor de  $160,15 \text{ mg kg}^{-1}$  de materia seca (Fig. 4), y como contenido de plomo total por planta se obtuvo  $262,4 \text{ mg Kg}^{-1}$  de materia seca (MS) en las muestras procedente de la laguna Quiulacocho (región Pasco) estos altos valores obtenidos de acumulación de plomo en el tejido de *Calamagrostis rigida* está relacionado directamente con un mayor contenido de plomo total encontrado en los sedimento de estas dos lagunas,  $476 \text{ mg Kg}^{-1}$  de plomo en la laguna Quiulacocho, y  $436,7 \text{ mg Kg}^{-1}$  de plomo en la laguna Yanamate, respectivamente (Tabla 3). Por otra parte,

al comparar la acumulación de plomo entre estas dos especies, una menor concentración de plomo total fue obtenida en los tejidos de las raíces de *Myriophyllum quitense* ( $41,63 \text{ mg Kg}^{-1} \text{ MS}$ ), en muestras de esta especie procedente de la laguna Ticticocha (región Lima), esta baja acumulación de plomo obtenido en las raíces de *M. quitense* al parecer no guarda una relación directa con los valores de contenido de plomo total encontrado en el suelo ( $781 \text{ mg Kg}^{-1}$ ) (Tabla 3) y en el agua ( $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Tabla 2) de la laguna Ticticocha; y en los tejidos de las hojas y tallos de *C. rigida* y *M. quitense* se obtuvieron contenidos ínfimos de plomo.

#### Acumulación de zinc en *Calamagrostis rigida* y en *Myriophyllum quitense*

El mayor contenido de zinc fue obtenido en el tejido de las raíces de *Calamagrostis rigida* en muestras de esta especie procedente de

la laguna de Yanamate, región Pasco (597,40 mg kg<sup>-1</sup> MS) (Fig. 5), y como contenido de zinc total por planta se obtuvo 821,2 mg Kg<sup>-1</sup> MS en muestras procedente de la laguna de Yanamate (región Pasco) estos altos valores de acumulación de zinc en el tejido de *Calamagrostis rigida* está relacionado directamente con el mayor contenido de zinc total encontrado en el sedimento de esta laguna (944 mg Kg<sup>-1</sup>) (Tabla 3) y también en el agua (366. 3 mg L<sup>-1</sup>) (Tabla

2). Por otra lado, la menor concentración de zinc fue obtenida en los tejidos de las raíces de *Myriophyllum quitense* (140,8 mg Kg<sup>-1</sup>), en muestras de esta especie procedente de la laguna Ticticocha (región Lima), esta baja acumulación de zinc obtenido en las raíces de *M. quitense* no guarda una relación con los valores de contenido de plomo total encontrado en el suelo (201,67 mg Kg<sup>-1</sup>) (Tabla 3) y en el agua (1,47 mg L<sup>-1</sup>) (Tabla 2) de la laguna Ticticocha.

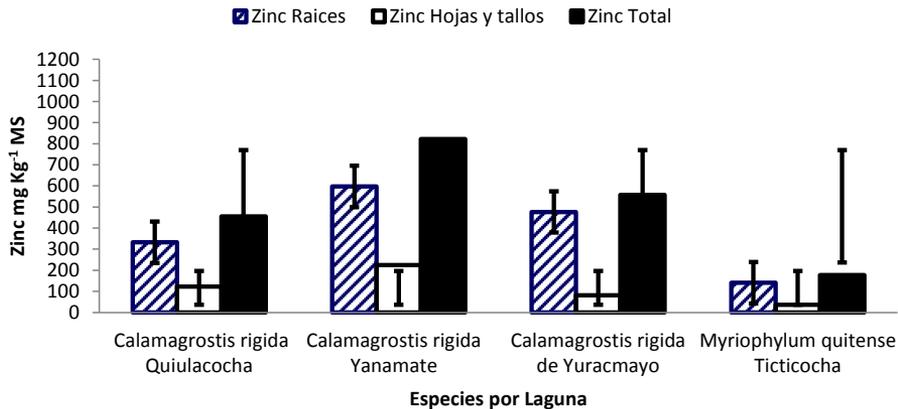


Fig. 5. Acumulación de zinc (mg Kg<sup>-1</sup>) analizado en los tejidos de las raíces, hojas y tallos de *Calamagrostis rigida* y *Myriophyllum quitense* evaluadas en cuatro lagunas altoandinas de las regiones Pasco y Lima, Perú.

Tabla 2. Valores de pH y contenido de cadmio, cobre, plomo, zinc evaluados en el agua (n=3) de las lagunas Quiulacocha y Yanamate en la región Pasco, y en las lagunas Ticticocha y Yuracmayo en la región Lima.

Laguna	pH	Cadmio		Cobre		Plomo		Zinc	
		mg L <sup>-1</sup>							
Quiulacocha	2.0	0.4	± 0.44	3.83	± 0.6	0.13	± 0.04	511.7	± 6.5
Yanamate	2.0	1.1	± 0.5	49	± 20.8	0.19	± 0.04	366.3	± 190.4
Yuracmayo	5.8	0	0	0.02	± 0.004	0	0	0.09	± 0.1
Ticticocha	6.1	0.01	± 0.01	0.33	± 0.06	0.5	± 0.17	1.5	± 0.4

Fuente: Instituto de Corrosión y Protección, Pontificia Universidad Católica del Perú.

**Tabla 3.** Contenido de cadmio, cobre, plomo y zinc evaluado en los sedimentos (n=3) de las lagunas Quiulacocha, Yanamate y Yuracmayo, y en suelos obtenidos en el borde del espejo de agua (n=3) en laguna Ticticocha.

Laguna	Cadmio		Cobre		Plomo		Zinc	
	mg Kg <sup>-1</sup>							
Quiulacocha	9.17	± 1.52	819	± 378.24	476	± 171.1	923.67	± 214.41
Yanamate	10.35	± 0.69	305	± 20.83	436.7	± 145.67	944	± 277.27
Yuracmayo	10.67	± 1.53	113	± 18.58	154.8	± 56.87	94.67	± 29.28
Ticticocha	6.62	± 1.31	171.2	± 53.08	781	± 452.07	201.67	± 70.85

Fuente: Laboratorio de Agua y Suelos, Facultad de Agronomía. Universidad Nacional Agraria La Molina.

### Factor de bioconcentración y de transferencia

El factor de bioconcentración (FBC) y el factor de translocación (FT) son dos índices importantes para evaluar la viabilidad de cualquier especie vegetal y su posible uso en la fitorremediación de metales pesados (Pandey, 2012) y poder determinar la capacidad absorción de los metales. La bioconcentración, puede otorgar una indicación si la planta es apta para los procesos de fitoextracción (Whitfield & Zeeb, 2010). Si este índice es mayor que 1, el objetivo de la remediación se da por cumplido y la eliminación de la vegetación contaminada sería económicamente más efectiva que la eliminación del suelo contaminado. En el caso de *Calamagrostis rigida*, el valor más alto de factor de bioconcentración (0,87) se obtuvo para el zinc en muestras procedente de la laguna Yanamate, región Pasco (Tabla 4), asimismo se obtuvo los valores de 0,84 para el cadmio y 0,34 para el cobre, en muestras de la laguna Yuracmayo, región Lima (Tabla 4); y para el plomo se obtuvo el valor de 0,55 en muestras procedentes de la laguna de Quiulacocha (región Lima). En el caso de *Myriophyllum quitense* el valor más alto de factor de bioconcentración es de (0,88) para el zinc en muestras de la laguna

Ticticocha (región Lima), y para los otros tres metales se obtuvieron valores bajos (Tabla 4).

El factor de transferencia, relaciona la acumulación de metales en la parte aérea con respecto a la raíz y es usado para medir la efectividad de la planta en la translocación de metales pesados desde la raíz hacia la parte aérea. (Sun *et al.*, 2008). El factor de transferencia (FT) en el caso de *Calamagrostis rigida*, el valor más alto calculado se obtuvo en el plomo (0,66) en muestras de esta especie proveniente de la laguna de Quiulacocha (región Pasco). En *Myriophyllum quitense* el valor más alto de factor de transferencia (0.26) se obtuvo para el zinc en muestras procedentes de la laguna Ticticocha (región Lima), y para los otros tres metales se obtuvieron valores bajos (Tabla 5).

## Discusión

### Acumulación de cadmio, cobre, plomo y zinc en *Calamagrostis rigida* y *Myriophyllum quitense*

En las dos especies estudiadas, se ha verificado que hay una preferencia por acumular cadmio, cobre y plomo y zinc en sus raíces. En el caso de *Calamagrostis rigida* el mayor contenido cobre y zinc

**Tabla 4.** Factor de bioconcentración (FBC) calculado para cadmio, cobre, plomo y zinc en *Calamagrostis rigida* y *Myriophyllum quitense* evaluadas en cuatro humedales altoandinos en la regiones de Pasco y Lima, en Perú.

Laguna	Especies	Cadmio	Cobre	Plomo	Zinc
Quiulacocha	<i>Calamagrostis rigida</i>	0.46	0.14	0.55	0.49
Yanamate	<i>Calamagrostis rigida</i>	0.64	0.20	0.39	0.87
Yuracmayo	<i>Calamagrostis rigida</i>	0.84	0.34	0.15	0.59
Ticticocha	<i>Myriophyllum quitense</i>	0.24	0.14	0.06	0.88

**Tabla 5.** Factor de transferencia (FT) calculado para cadmio, cobre, plomo y zinc en *Calamagrostis rigida* y *Myriophyllum quitense* evaluadas en cuatro humedales altoandinos en la regiones de Pasco y Lima.

Laguna	Especies	Cadmio	Cobre	Plomo	Zinc
Quiulacocha	<i>Calamagrostis rigida</i>	0.39	0.19	0.66	0.37
Yanamate	<i>Calamagrostis rigida</i>	0.12	0.25	0.07	0.38
Yuracmayo	<i>Calamagrostis rigida</i>	0.13	0.32	0.19	0.17
Ticticocha	<i>Myriophyllum quitense</i>	0.02	0.27	0.13	0.26

fue obtenido en los tejidos de las raíces de esta especie en muestras procedente de la laguna Quiulacocha, región Pasco. Estas altas concentraciones de cobre y zinc estarían relacionadas con el origen geoquímico de estos metales en esta laguna, señaladas por Dold *et al.* (2009) que al realizar el estudio geoquímico y mineralógico del relleno de relaves de en la laguna Quiulacocha demostraron que existe una conexión hidrológica de los tres sistemas de relaves de minas de Cerro de Pasco (Excelsior, Quiulacocha y Ocroyoc), y la fuente principal de las aguas ácidas de drenaje de mina de esta laguna se origina en la relavera excelsior, y estos relaves acumuladas en más de un siglo, contienen metales como plata, zinc, plomo y cobre. Mientras que, un mayor contenido de plomo fue obtenido en las raíces de *Calamagrostis rigida* en muestras de esta especie procedente de la laguna Yanamate, región Pasco. De otro lado, la absorción y la acumulación de plomo por *C. rigida* tendría su origen en las aguas ácidas residuales que

ingresan a la laguna Yanamate, Wisskirchen *et al.* (2010) señalaron que desde el año 1991 la laguna Yanamate ha recibido aguas de drenaje ácido del depósito minero de zinc y plomo (Ag-Bi-Cu) de Cerro de Pasco y de las aguas residuales de una planta de extracción de cobre, considerando que la geoquímica de la roca madre de esta laguna está constituida por carbonatos. Las concentraciones de metales de las agua ácidas de esta laguna fueron 86,8 mg L<sup>-1</sup> de cobre, 493 mg L<sup>-1</sup> de zinc, 2,9 mg L<sup>-1</sup> de plomo y 48 mg L<sup>-1</sup> de arsénico. Por otra parte, en un trabajo realizado por Bobadilla *et al.* (2013) en dos humedales alto andinas de la región Ancash, al determinar las concentraciones de metales pesados y el factor de bioacumulación de *Calamagrostis ligulata* y *Juncus imbricatus* indicaron que en las partes aéreas (hojas y tallos) de *C. ligulata* y *J. imbricatus* acumularon mayores concentraciones de Fe, Zn, As y Al. Además, los factores de bioacumulación revelaron incrementos notables en As, Pb y Al, pero menos en Cd, Fe y Zn. Sin embargo, en C.

*rigida* los metales se acumulan mayormente en las raíces y la concentración de plomo obtenidas son menores en comparación con *Calamagrostis ligulata* y *Juncus imbricatus*. Referente a la acumulación de cadmio en *C. rigida* la mayor acumulación de este metal fue obtenido en muestras *C. rigida* obtenido en la laguna Yuracmayo (región Lima) este valor obtenido tiene una relación con un alto contenido de este metal hallado en el suelo del borde del espejo de agua de esta laguna, y quizás sea necesario también analizar el contenido de cadmio en el sedimento, considerando, esta laguna que es utilizada como reservorio de agua potable. En el caso particular de *Calamagrostis epigejos* Bert et al. (2012), indicaron en los tejidos de esta especie crecidas en los sedimentos contaminados con zinc, cadmio, cobre, plomo y arsénico obtuvieron altas concentraciones de cadmio y zinc, esta especie acumula en los tejidos de tallos y hojas, y especialmente acumula níquel hasta de 703 mg kg<sup>-1</sup> de peso seco en y 346 mg kg<sup>-1</sup> de peso seco en sus rizomas (Madzhugina et al., 2008). En *Calamagrostis pseudophragmites* y otras especies asociadas, Sun et al. (2015) indicaron, los niveles de metales pesados en los brotes o raíces disminuyeron en el orden de: Zn > Cu > Pb > Ni > Cr.

De otro lado, al igual que *C. rigida* en *Myriophyllum quitense* las mayores concentraciones de cadmio, cobre, plomo y zinc fueron obtenidas en muestras de los tejido de las raíces de esta especie procedente de laguna Ticticocha (región Lima), pero la respuesta de acumulación de metales en otras especies del Género *Myriophyllum* fueron diferentes, como en el caso de *Myriophyllum spicatum* en esta especie una alta acumulación de cadmio se obtuvieron en el tejido foliar (Fawzy et al., 2011). Engin et al. (2017), indicaron que al evaluar la acumulación y distribución

de plomo, zinc, cobalto, cobre, zinc, níquel, manganeso y hierro en el agua, en los sedimentos de fondo en los tejidos de *Myriophyllum verticillatum*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Nymphaea alba* y *Typha latifolia* del lago Çernek del delta de Kızılırmak en Turquía. Las cantidades acumuladas de varios metales traza en los sedimentos de fondo y en las plantas de humedales se encontraron en el siguiente orden de Fe > Mn > Zn > Ni > Co > Cu > Pb > Fe, indicaron que estas especies pueden ser consideradas como acumuladores de los metales traza detectados y también como bioindicadores del agua contaminada con estos metales. Branković et al. (2012) señalan que en los tejidos de *Myriophyllum spicatum* y *Mentha aquatica*, obtuvieron altas concentraciones de hierro y plomo total, y concluyen que estas dos especies podrías ser útiles para encontrar soluciones a problemas de protección, remediación y revitalización de los diferentes ecosistemas acuáticos. En el caso particular, de *Myriophyllum alterniflorum*, se indica, que es una especie es sensible a altas concentraciones de cobre en el agua (100 mg L<sup>-1</sup>), y esta especie que puede ser considerado como una especie bioindicadora de contaminación del agua con el cobre. *M. alterniflorum* en comparación otras especies de macrófitas acuáticas, ha desarrollado mecanismos de protección particulares al estrés por metales, como la síntesis de especies reactivas derivadas del oxígeno (ROS), carotenoides, prolina, la reducción de pérdida de agua, la eliminación de metales pesados a través de la senescencia para proteger preferentemente los componentes fotosintéticos de las hojas jóvenes y la elongación del tallo principal (Pascal et al., 2011).

#### **Factor de bioconcentración y de transferencia**

De los análisis y cálculos realizados de

los factores de bioconcentración (FBC) y del factor de transferencia (FT) para cadmio, cobre, plomo y zinc en *Calamagrostis rigida* y en *Myriophyllum quitense* se obtuvieron valores menores a uno (<1) y los mayores valores de concentración de los metales pesados fueron registradas en el tejido de las raíces. En el trabajo realizado por Bobadilla *et al.* (2013), en dos humedales altoandinos en Ancash, y al evaluar la fitorremediación de *Calamagrostis ligulata* de aguas ácidas en muestras de esta especie colectadas durante la estación húmeda, obtuvieron valores de factor de bioconcentración para el cadmio de 52, para plomo 758, y para el zinc de 57, estos valores calculados son mayores a 1, y considerando que esta especie acumula metales pesados en la biomasa aérea (hojas y tallos). De otro lado, Fawzy *et al.* (2011, *Myriophyllum spicatum*, obtuvieron valores extremadamente altas de FBC (FBC de cadmio=12820.4, FBC de Cu=2099.6, FBC Pb=4439.5, y FBC Zn=41.20, respectivamente). En tanto, considerando los valores calculados de FBC y FT que son menores de uno (<1), y de acuerdo a los criterio señalado por Mendes & Maier (2008) *Calamagrostis rigida* y *Myriophyllum* estarían considerados dentro de la categoría de especies fitoestabilizadoras de metales pesados.

### Agradecimientos

Expresamos nuestro reconociendo al Vicerrectorado de Investigación de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos por el financiamiento económico de este estudio a través del Proyecto de Investigación código 161001051. El apoyo del proyecto "Monitoreo y evaluación de la calidad del agua en cabecera de cuenca del río Rímac, lagos y lagunas de la región central del Perú para determinar organismos indicadores y marcadores moleculares

de contaminación por metales pesados", contrato n° 391-PNICEP-PIAP-2014. También expresamos nuestra gratitud al colega José Roque por la preparación del mapa de la zona de estudio.

### Contribución de los autores

E. J.: Diseño, ejecución, procesamiento de información y redacción de investigación, J. G.: Diseño, ejecución y redacción, H. M.: Diseño y redacción, T. S.: Colección de muestras vegetales y agua, L. T.: Análisis físico-químico del agua, N. C.: Procesamiento de información y redacción, A. D.: Colecta de muestras vegetales y determinación taxonómica de los ejemplares.

### Conflictos de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

### Literatura citada

- Adams, N.; D. Carroll; K. Madalinski & S. Rock. 2000. Introduction to Phytoremediation. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington D.C. USA.
- Alkorta, I.; J. Hernández-Allica; J. M. Becerril; I. Amezaga; I. Albizu & C. Garbisu. 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc and cadmium and arsenic. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technol* 3(1): 71-90.
- Bech, J.; P. Duran; N. Roca; W. Poma; I. Sánchez; L. Roca; R. Boludae; J. Barceló & C. Poschenrieder. 2012. Show more Accumulation of Pb and Zn in *Bidens triplinervia* and *Senecio sp.* spontaneous species from mine spoils in Peru and their potential use in phytoremediation. *Journal of Geochemical Exploration*, 123(1): 109-113.
- Bert, V. C.; Lors, J. F.; A. Ponge; L. Caron; A. Biaz; M. Dazy & J. F. Masfaraud. 2012. Metal immobilization and soil amendment efficiency at a contaminated sediment landfill site: A field study focusing on plants, springtails, and bacteria. *Environmental Pollution* 169 (2) :1-11, doi: 10.1016/j.envpol.2012.04.021.
- Bobadilla, M.; E. Aliaga, E. Yupanqui & E. Palomino. 2013. A phytoremediation approach using *Calama-*

- grostis ligulata* and *Juncus imbricatus* in Andean wetlands of Peru. *Environ Monit Assess* 185:323–334.
- Brako, L. & J. L. Zarucchi.** 1993. Catalogue of the Flowering Plants and Gymnosperms of Peru. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.* 45:1-1286.
- Bhatia, M. & D. Goyal.** 2014. Analyzing remediation potential of wastewater through wetland plants: a review, *Environ. Prog. Sustain. Energy* 33 (1): 9–27.
- Branković, S.; D. Pavlović; M. Topuzović; R. Glišić, J. Milivojević & V. Ćekić.** 2012. Metals Concentration and Accumulation in Several Aquatic Macrophytes, *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 26(1):2731-2736, doi: 10.5504/BBEQ.2011.0086.
- Cano, A.; W. Mendoza; S. Castillo; M. Morales; M. I. La Torre; H. Aponte, A. Delgado; N. Valencia & N. Vega.** 2010. Flora y vegetación de suelos criaturbados y hábitats asociados en la Cordillera Blanca, Ancash, Perú, *Rev. peru. biol.* 17(1): 95- 103.
- Convención de Ramsar,** 2006. Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 4a. edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).
- Dold, B.; C. Wade & L. Fontboté.** 2009. Water management for acid mine drainage control at the polymetallic Zn-Pb-(Ag-Bi-Cu) deposit Cerro de Pasco, Peru, *Journal of Geochemical Exploration* 100 (1): 133–141.
- Environmental Protection Agency (EPA).**1998. Methods for analytes and properties, OSW methods team. United States Environmental Protection Agency, USA.
- Engin, M. S.; A. Uyanik & S. Cay.** 2017. Investigation of trace metals distribution in water, sediments and wetland plants of Kizilirmak Delta, Turkey, *International Journal of Sediment Research*, 32, (1): 90-97, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.03.004>
- Ferrera, R & A. Alarcón.** 2007. Microflora agrícola. Edit. Trillas, México, 568 p.
- Fawzy, M. A.; N. El-sayed; A. El-Khatib & A. Abo-El-Kassem.** 2011. Heavy metal biomonitoring and phytoremediation potentialities of aquatic macrophytes in River Nile. *Environ Monit Assess*, 184(1):1753–1771, DOI 10.1007/s10661-011-2076-9.
- Fichet, D.; G. Boucher; G. Radenac & P. Miramand.** 1999. Concentration and mobilisation of Cd, Cu,Pb and Zn by meiofauna populations living in harbour sediment: their role in the heavy metal flux from sediment to food. *Sci. Total. Environ.*, 243/244:263-272.
- Flores, A.; J. Alegría & A. Granda.** 2005. Diversidad florística asociada a las lagunas andinas Poma-cocha y Habascocha, Junín, Perú, *Rev. peru. biol.* 12(1):125-134.
- Fu, J.; C. Zhao; Y. Luo; C. Liu; GZ. Kyzas; Y. Luo; Z. Dongye; A. Shuqing & Z. Hailiang.** 2014. Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: their relations to environmental factors. *J Hazard Mater* 270:102–109
- Ginocchio, R. & P. León-Lobos.** 2007. Recursos genéticos para la fitoestabilización: plantas que reducen la contaminación por desechos mineros.Tierra Adentro 75:20-23.
- González, H. M.; M. N. Conesa; M. C. Tercero; R. Schulín; R. J. Álvarez & C. Egea.** 2011. The combined use of liming and *Sarcocornia fruticosa* development for phytomanagement of salt marsh soils polluted by mine wastes. *J Hazard Mater* 186 (1):805–813.
- Gupta, P.; S. Roy & A. B. Mahindrakar.** 2012. Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass a review, *Resourc. Environ.* (2): 202–215.
- Jadia, D. & M. Fulekar.** 2009. Phytoremediation of heavy metals: recent techniques. *African J. of Biotech* 8 (6): 921-928.
- Ministerio del Ambiente (MINAM).** 2015. Estrategia Nacional de humedales. Viceministerio de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales, 59 p. Lima, Perú.
- León, B.** 1993. Catálogo anotado de las fanerógamas acuáticas del Perú. En: Las plantas vasculares en las aguas continentales del Perú. pp 11-128. Francis Khan, Blanca León, Keneth R. Young (Compiladores). Instituto Francés de Estudios Andinos. Lima, Perú.
- Madzhugina, Y. G.; V. V. Kuznetsov & N. I. Shevyakova.** 2008. Plants Inhabiting Polygons for Megapolis Waste as Promising Species for Phytoremediation. *Russian Journal of Plant Physiology*, 55 (3): 410–419.
- Mendes, M. O. & M. Raina.** 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid, *Environ Health Perspect* 116 (1):278–283, doi:10.1289/ehp.10608.
- Orchard, C.; P. León & R. Ginocchio.** 2009. Phytostabilization of massive mine wastes with native phy-

- togenetic resources: potential for sustainable use and conservation of the native flora in north-central Chile. *Cien. Inv. Agr.* 36(3):329-352.
- Pandey, V. C.** 2012. Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*, *Ecotox. Environ. Saf.* 82 (1): 8–12.
- Pascal L., D.D., P.H. Laure L., C.M., Michel B.** 2011. Differential responses of *Myriophyllum alterniflorum* DC (Haloragaceae) organs to copper: physiological and developmental approaches, *Hydrobiologia*, 664 (1):95–105.
- Pérez, C.; C. Hernández; M. J. Martínez; M. L. García & J. Bech.** 2017. Uptake by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *J Soils Sediments* 17:1384–1393. Doi 10.1007/s11368-016-1520-4.
- Rahman, M. A. & H. Hasegawa.** 2011. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes, *Chemosphere*, 83 (1): 633–646.
- Rezania, S.; M. Taib; M. F. M. Din; F. A. Dahalan & H. Kamyab.** 2016. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species *Journal of Hazardous Materials*, 318 (6): 587-599, Doi: 10.1016/j.jhazmat.2016.07.053.
- Roque, J. E & E. K. Ramírez.** 2008. Flora vascular y vegetación de la laguna de Parinacochas y alrededores (Ayacucho, Perú). *Rev. peru. biol.* 15(1):61-72.
- Sun, Y.; Q. Zhou & Ch. Diao.** 2008. Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Bioresource Technology* 99 (1): 1103–1110.
- Sun, Z.; X. Mou; C. Tong; Ch. Wang; Z. Xie; H. Song, W. Sun & L. Yingchun.** 2015. Spatial variations and bioaccumulation of heavy metals in intertidal zone of the Yellow River estuary, China. *Catena* (1): 43–52.
- Sharma, S.; B. Singh & V. K. Manchanda.** 2015. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22 (1) 946–962.
- Tangahu, B. V.; R. S. Abdullah; H. Basri; M. Idris; N. Anuar & M. Mukhlisin.** 2013. Phytotoxicity of wastewater containing lead (Pb) effects *scirpus grossus*, *International Journal of Phytoremediation*, 15 (8): 814-826, DOI:10.1080/15226514.2012.736437.
- Thakur, S.; L. Singh; Z. A. Wahid; M. F. Siddiqui; S. M. At Naw & M. F. M. Din.** 2016. Plant-driven removal of heavy metals from soil: uptake, translocation, tolerance mechanism, challenges, and future perspectives, *Environ. Monit. Assess.* 188 (1): 1–11, <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5211-9>
- Valipour, A. & Y. H. Ahn.** 2016. Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (1): 180–197.
- Vijayaraghavan, K. & R. Balasubramanian.** 2015. Is biosorption suitable for decontamination of metal-bearing wastewaters? A critical review on the state-of-the-art of biosorption processes and future directions, *J. Environ. Manage.* 160 (1):283–296.
- Wisskirchen, C.; B. Dold; K. Friese; J. E. Spangenberg, P. Morgenstern & W. Glaesser.** 2010. Geochemistry of highly acidic mine water following disposal into a natural lake with carbonate bedrock, *Applied Geochemistry* 25 (1): 1107–1119.
- Whitfield, M. & B. A. Zeeb.** 2010. A review if recent research developments in to the potential for phytoextraction of persistent organic pollutants (POPS) from weathered contaminated soil. In: *Application of Phytotechnologies for Cleanup of Industrial, Agricultural and Wastewater Contamination*. Ed. Kulakow, P. y Pidlisnuyuk, V. Springer, pp: 35-59.
- Word Wildlife Fund.** 2005. Humedales Altoandinos estrategia regional. Taller de comunicaciones Word Wildlife Colombia, 19 p.
- Zayed, A.; S. Y. Gowthaman & N. Terry.** 1998. Phytoaccumulation of Trace Elements by Wetland Plants: Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 537, 29-41.