

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SANTA
FACULTAD DE CIENCIAS
E.A.P. BIOLOGÍA EN ACUICULTURA**



Capacidad de acumulación del cobre (Cu) por macrofitas acuáticas ubicadas en el sector del río Lacramarca, Av. Pardo ($9^{\circ}06'34.7''S$ $78^{\circ}32'53.3''W$) y el estuario ($9^{\circ}07'45.0''S$ $78^{\circ}33'33.2''W$), Chimbote - Perú.

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE BIÓLOGO ACUICULTOR

TESISTA:

Bach. Puelles Villanueva, Yumi Manuel

Bach. Núñez Gómez, Mijaíl André

ASESOR: Dr. Luis Fernando Torres Cabrera

NUEVO CHIMBOTE – PERÚ

2017

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SANTA
FACULTAD DE CIENCIAS
E.A.P. BIOLOGÍA EN ACUICULTURA**



Capacidad de acumulación del cobre (Cu) por macrofitas acuáticas ubicadas en el sector del río Lacramarca, Av. Pardo ($9^{\circ}06'34.7''S$ $78^{\circ}32'53.3''W$) y el estuario ($9^{\circ}07'45.0''S$ $78^{\circ}33'33.2''W$), Chimbote - Perú.

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE BIÓLOGO ACUICULTOR

TESISTAS:

Bach. Puelles Villanueva, Yumi Manuel

Bach. Núñez Gómez, Mijaíl André

REVISADO Y Vo Bo DE:

.....
Dr. Luis Fernando Torres Cabrera
Asesor

NUEVO CHIMBOTE – PERÚ

2017

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SANTA
FACULTAD DE CIENCIAS
E.A.P. BIOLOGÍA EN ACUICULTURA



Capacidad de acumulación del cobre (Cu) por macrofitas acuáticas ubicadas en el sector del río Lacramarca, Av. Pardo (9°06'34.7"S 78°32'53.3"W) y el estuario (9°07'45.0"S 78°33'33.2"W), Chimbote - Perú.

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE BIÓLOGO ACUICULTOR

TESISTAS:

Bach. Puelles Villanueva, Yumi Manuel
Bach. Núñez Gómez, Mijaíl André

APROBADO POR EL JURADO CALIFICADOR INTEGRADO POR LOS SEÑORES MIEMBROS DEL JURADO

.....
Dr. Juan Fernando Merino Moya
PRESIDENTE

.....
Dr. Daniel Sánchez Vaca
SECRETARIO

.....
Dr. Luis Fernando Torres Cabrera
INTEGRANTE

DEDICATORIA

YUMI

Gracias a Dios por darme el apoyo espiritual en todo momento que me ayudó a cumplir mis metas.

*A mis padres **Teodola Villanueva Tantapoma y Pascual Puelles Ruiz**, por su apoyo incondicional y por brindarme su cariño y comprensión en todo momento y a mis hermanos **Gricelda, Justiniano y Noemi**, que son parte importante de mi vida.*

MIJAIL

Dedico este trabajo principalmente a Dios, por haberme dado la vida y permitirme el haber llegado hasta este momento trascendental en mí vida. A mi madre, por ser el pilar más importante y por demostrarme siempre su cariño y apoyo incondicional sin importar nuestras diferencias de opiniones.

A mi padre, que ha sabido formarme con buenos sentimientos, hábitos y valores, lo cual me ha ayudado a salir adelante en los momentos más difíciles. A mis docentes, gracias por su tiempo, apoyo y conocimientos que me transmitieron en el desarrollo de mi formación profesional.

AGRADECIMIENTO

A nuestro Asesor Dr. Luis Fernando Torres Cabrera, por su amistad, respeto, consejos, enseñanzas y por ser nuestro guía en la realización y culminación del presente informe.

A quienes colaboraron desinteresadamente en la realización de nuestro proyecto de investigación: Dr. Fernando Merino Moya, y Blga. Acui. Mirian Velásquez Guarniz.

A los profesores de la Escuela Académico Profesional de Biología en Acuicultura, quienes nos apoyaron y brindaron sus conocimientos durante el desarrollo de nuestra formación académica.

A nuestros amigos que siempre nos brindaron su amistad, apoyo y respeto.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	Pág.
PRESENTACIÓN.....	i
DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTO.....	iii
ÍNDICE DE CONTENIDO.....	iv
ÍNDICE DE TABLAS.....	vi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vii
RESUMEN.....	viii
ABSTRAC.....	ix
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. OBJETIVOS.....	10
1.1. Objetivo general.....	10
1.2. Objetivos específicos.....	10
III. MATERIALES Y METODOS.....	11
3.1. Localidad del proyecto.....	11
3.2. Registro de temperatura.....	11
3.3. Selección de especies.....	11
3.4. Recolección de las muestras.....	11
3.5. Construcción de acuarios experimentales.....	12
3.6. Aclimatación de macrofitas acuáticas.....	12
3.7. Diseño experimental.....	13
3.8. Preparación de la solución patrón de cobre.....	13
3.9. Procedimiento para la preparación de la solución patrón.....	14
3.10. Exposición de macrofitas en agua contaminada con cobre.....	14
3.11. Muestreo.....	15
3.12. Procesamiento de muestras.....	15
3.13. Determinación de cobre mediante espectrofotometría de absorción atómica.....	16
3.14. Análisis de muestras.....	17
IV. RESULTADOS.....	18
4.1. Registro de temperatura.....	18
4.2. Concentración de cobre en el agua.....	18
4.3. Tasa de absorción de las macrofitas.....	23

4.4. Acumulación de cobre en la biomasa total.....	26
V. DISCUSIONES	28
VI. CONCLUSIONES.....	36
VII.RECOMENDACIONES.....	37
VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	38
ANEXOS.....	46

INDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Dosificación de cobre utilizado en la investigación.....	13
Tabla 2. Unidades experimentales en el laboratorio de Limnología e Impacto Ambiental.....	15
Tabla 3: Registro de la temperatura en el río Lacramarca y durante la aclimatación de las macrofitas.....	18
Tabla 4. Asimilación horaria del cobre (mgL^{-1}) por <i>E. crassipes</i>	18
Tabla 5. Asimilación horaria del cobre (mgL^{-1}) por <i>Typha sp</i>	19
Tabla 6. Asimilación horaria del cobre (mgL^{-1}) por <i>S. californicus</i>	20
Tabla 7. Asimilación horaria del cobre (mgL^{-1}) por <i>Polygonum sp</i>	21
Tabla 8. Tasa de absorción del cobre (%) durante 2, 12 y 48 horas de las macrofitas <i>E. crassipes</i> , <i>Typha sp</i> , <i>S. californicus</i> y <i>Polygonum sp</i>	24
Tabla 9. Acumulación del Cu (mg g^{-1}) en la biomasa de <i>E. crassipes</i> , <i>Typha sp</i> , <i>S. californicus</i> y <i>Polygonum sp</i> durante 2; 12 y 48 horas.....	26

INDICE DE FIGURAS

	Pág.
Fig.1: Estaciones de recolección de muestras.....	12
Fig. 2: Acuarios contruidos con cajas de cartón y plástico.....	12
Fig. 3: Aclimatación de macrofitas acuáticas.....	13
Fig. 4: Exposición de macrofitas al agua contaminada.....	15
Fig. 5: Flujograma del proceso de cuantificación de cobre por absorción atómica.....	16
Fig. 6: Digestor (a), muestras digestadas (b).....	16
Fig. 7: Concentración de cobre (mgL^{-1}) en el agua del acuario que contiene <i>E. crassipes</i>	19
Fig. 8: Concentración del cobre (mgL^{-1}) en el agua del acuario que contiene a <i>Typha sp</i>	20
Fig. 9: Concentración de cobre (mgL^{-1}) en el agua del acuario conteniendo <i>S. californicus</i>	21
Fig. 10: Concentración de cobre (mg L^{-1}) en el agua del acuario conteniendo <i>Polygonum sp</i>	22
Fig. 11: Concentración de cobre (mgL^{-1}) en el agua de los acuarios que contienen a <i>E. crassipes</i> , <i>Typha sp</i> , <i>S. californicus</i> y <i>Polygonum sp</i>	23
Fig. 12: Tasa de absorción del cobre durante 2 hrs de las macrofitas <i>E. crassipes</i> , <i>Typha sp</i> , <i>S. californicus</i> y <i>Polygonum sp</i>	24
Fig. 13: Tasa de absorción del cobre durante 12 hrs de las macrofitas <i>E. crassipes</i> , <i>Typha sp</i> , <i>S. californicus</i> y <i>Polygonum sp</i>	25
Fig. 14: Tasa de absorción del cobre durante 48 hrs de las macrofitas <i>E. crassipes</i> , <i>Typha sp</i> , <i>S. californicus</i> y <i>Polygonum sp</i>	26
Fig. 15: Acumulación del cobre (mg) en la biomasa de <i>E. crassipes</i> , <i>Typha Sp</i> , <i>S. californicus</i> y <i>Polygonum sp</i> durante 2, 12 y 48 horas.....	27
Fig. 16: Índice de acumulación del cobre (mg g^{-1}) en la biomasa de <i>E. crassipes</i> , <i>Typha Sp</i> , <i>S. californicus</i> y <i>Polygonum sp</i> durante 2, 12 y 48 horas.....	27

RESUMEN

EL objetivo del presente trabajo de investigación, fue determinar la capacidad de acumulación del cobre (Cu) por cuatro macrofitas acuáticas *Eichhornia crassipes*, *Typha sp*, *Schoenoplectus californicus* y *Polygonum sp* procedentes del río Lacramarca, Av. Pardo (9°06'34.7"S 78°32'53.3"W) y el estuario (9°07'45.0"S 78°33'33.2"W), Chimbote – Perú. Las muestras de las macrofitas fueron de 2 kg de biomasa de cada especie y transportadas en baldes de 15 L de agua del mismo lugar hacia la Universidad Nacional del Santa, para aclimatación y proceder a seleccionar 1.5 Kg por especie para ser expuestas durante 48 horas en acuarios (500g/repetición) conteniendo agua contaminada con cobre (5 mgL⁻¹) y determinar, mediante espectrofotómetro de absorción atómica la tasa de absorción, acumulación y concentración del cobre. La macrofita que presentó mayor acumulación de cobre en su biomasa total fue *E. crassipes* con 45,2797 mg (90,56%), seguido por *Typha sp* con 44,5387 mg (89,08%), *Polygonum sp* con 43,3153 mg (86,63%) y la especie que presentó menor acumulación fue *S. californicus* con 43,0197 mg (86,04%). La concentración final de cobre en el agua del acuario que contenía a *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* fue de 0,4720; 0,5461; 0,6980 y 0,6685mg L⁻¹ respectivamente.

Las especies *Typha sp* y *E. crassipes* son las especies más eficientes para remover el cobre del agua, con una tasa de absorción del 89,08% y 90,56%.

Palabras clave: Macrofitas acuáticas, contaminante, metales pesados, acumulación, absorción.

ABSTRACT

The objective of this research was to determine the copper accumulation capacity of four aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes*, *Typha sp*, *Schoenoplectus californicus* and *Polygonum sp* from the Lacramarca river, Av. Pardo (9 ° 06'34.7 "S 78 ° 32'53.3 "W) and the estuary (9 ° 07'45.0" S 78 ° 33'33.2 "W), Chimbote - Peru. Samples of the macrophytes were 2 kg of biomass of each species and transported in buckets of 15 L of water from the same place to the National University of Santa, for acclimatization and proceed to select 1.5 kg per species to be exposed for 48 hours in Aquariums (500g / replicate) containing copper contaminated water (5 mgL⁻¹) and to determine the rate of absorption, accumulation and concentration of copper by atomic absorption spectrophotometer. The macrophyte with the highest copper accumulation in its total biomass was *E. crassipes* with 45.2797 mg (90.56%), followed by *Typha sp* with 44.5387 mg (89.08%), *Polygonum sp* with 43.3153 Mg (86.63%) and the species with the lowest accumulation was *S. californicus* with 43.0197 mg (86.04%). The final copper concentration in the aquarium water containing *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* and *Polygonum sp* was 0.4720; 0.5461; 0.6980 and 0.6685mgL⁻¹ respectively.

The species *Typha sp* and *E. crassipes* are the most efficient species to remove copper from the water, with a absorption rate of 89.08% and 90.56%.

Key words: Aquatic macrophytes, pollutant, heavy metals, accumulation, absorption.

I. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de actividades industriales ha contribuido cada vez más a la generación de residuos con elementos potencialmente tóxicos, causando la progresiva degradación de los recursos naturales por la gran diversidad de contaminantes como resultado de diversas actividades naturales y antropogénicas (Moreira *et al.*, 2008), destacando los vertimientos urbanos, industriales, mineros y agrícolas.

Los metales pesados generan graves problemas de contaminación de las aguas continentales y marinas, y por medio de estos llegan a afectar al hombre, por lo que su impacto demandan nuevas alternativas para disminuir los altos niveles de contaminación (Sara, 2013).

Los metales pesados se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre en forma de minerales, sales u otros compuestos; según Abollino *et al.*, (2002) no pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica ya que no tienen funciones metabólicas específicas para los organismos y son peligrosos por su tendencia a bioacumularse en las macrofitas y plantas terrestres. Por otro lado, el inadecuado manejo de los metales son incorporados a diferentes sistemas de abastecimiento de agua que posteriormente se depositan en lagos, ríos y distintos sistemas acuíferos (García & Dorronsoro, 2005).

Según Angelova *et al.*, (2004) la bioacumulación es el aumento de la concentración de un producto químico en un organismo, en un determinado tiempo, comparada a la concentración en el ambiente, de tal manera diversas macrofitas pueden ser usadas para procesos de fitorremediación del agua y suelos contaminados con metales, presentando varias ventajas especialmente la limpieza de los ecosistemas a bajo costo y sin utilizar reactivos químicos (Sara, 2013).

Diversos estudios han demostrado la capacidad de las macrofitas acuáticas de remover, acumular, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar Fe, Cu, Hg, Cd, y permite reducir *in situ* o *ex situ* la concentración o peligrosidad de los mismos (Miretzky, 2004).

Según Burk *et al.*, (2000) las macrofitas acumulan metales pesados en sus tejidos como Hg, Cd, Pb, As, Cr y Cu mediante diferentes mecanismos de respuesta ante la presencia

de compuestos tóxicos a través de mecanismos de exclusión, mineralización, reducción, acumulación, destacando la participación de la vacuola de la célula en el almacenamiento de metales y iones metálicos que se transportan de manera activa al interior del tonoplasto (Moreno & Devars, 1999). En tal sentido se han encontrado especies de macrofitas acuáticas como *Pistia stratiotes*, *Salvina spp*, *Hydrocotyle ranunculoide* con capacidad de acumular altas concentraciones de metales pesados de 68 hasta 97,3 % en todo su biomasa (Martelo & Lara, 2012).

El cobre es un elemento químico de mucha importancia, su utilidad se debe a la combinación de sus propiedades químicas, físicas y mecánicas, así como a sus propiedades eléctricas y su abundancia; una vez volcados al medio ambiente este se distribuye entre los entornos aire, agua y suelo (Diana, 2003; Kennish, 1992; Navarro *et al.*, 2007). Y está ampliamente distribuido en la corteza terrestre, es de color pardo rojizo, brillante, dúctil, resistente a la corrosión y buen conductor de la electricidad y el calor. Sin embargo, en el ambiente el cobre generalmente se encuentra combinado con otros elementos como oxígeno, cloro, fierro, aluminio, azufre, etc. (Durán, 2004; Sancha & Lira, 2002).

En concentraciones naturales el cobre puede llegar a ser tóxico, ya que tiene la capacidad de acumularse principalmente en macrofitas y producir efectos tóxicos en organismos acuáticos que las consumen (Sánchez, 2003), en tal sentido, el proceso natural del cobre se lleva a cabo a través de la transformación de las rocas que dan lugar a los suelos, por lo general no suelen rebasar los umbrales de toxicidad y se encuentran en formas muy poco asimilables para los organismos (Rojas, 2011; García, 2014).

La presencia del cobre algunas veces pueden encontrarse en los sistemas acuáticos en concentraciones que sobrepasan a los límites permisibles, ocasionados en la mayoría de los casos por la actividad humana, provocando una modificación del contenido natural y dan lugar a vertimientos industriales procedentes de actividades mineras, productos agrícolas, lodos residuales, gases de combustión, emisión de partículas por los automóviles y residuos sólidos de origen doméstico (Sánchez, 2003; Edith, 2002; García, 2002; Bautista, 2000; Wittmann, 1981).

El principal receptor del cobre que proviene de la contaminación antropogénica es el suelo y el agua, no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que

siguen un curso dinámico. Según Navarro *et al.*, (2007) la dinámica del cobre en el agua se lleva a cabo por tres vías: movilización de las aguas superficiales, transferencia a la atmósfera por volatilización y absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas.

En aguas superficiales, el cobre en algunas veces puede ser tóxico para las macrofitas a concentraciones bajas de 1mg/L y verse afectado varias especies de peces, en consecuencia el cobre tiende a ser un peligro ambiental (Brooks *et al.*, 1981).

Campos (1987), sostiene que el Cu, Pb y Hg son una fuente de contaminación más peligrosa en los ecosistemas acuáticos por lo que no presentan degradación química ni biológica, además pueden ser bioacumulados de diversas formas y permanecer en las macrofitas y organismos por largos periodos. De acuerdo con Feria (2010) los efectos del cobre persisten en la estrecha frontera entre la necesidad y la toxicidad, incluso en bajas concentraciones.

En pequeñas concentraciones el cobre es esencial para la vida acuática y humana en general. Sin embargo, la exposición a concentraciones altas (> a 0,001 g/día) puede ser perjudicial provocando serios desórdenes en la salud y las vías de contaminación pueden ser por inhalación e ingestión de agua y por medio de las plantas (Dozier, *et al.*, 2005).

Uno de los aspectos más desoladores de bioacumulación del cobre es que no hay síntomas de advertencias hasta que las concentraciones del contaminante en los organismos son bastante elevadas y suele ser demasiado tarde para hacer algo (Nebel & Wright, 1999).

La movilidad del cobre depende no sólo de su especiación química, sino de una serie de parámetros del agua tales como pH, materia orgánica, carbonatos, minerales, etc. (Buatier *et al.*, 2001), y según Columbia (1999) la movilidad del cobre se torna mucho menos móvil cuando el sulfuro de hidrógeno está presente y con ello forma sulfuros minerales insolubles.

La peligrosidad del cobre es mayor al no ser química ni biológicamente degradables, una vez vertido puede permanecer en el ambiente durante cientos de años, el proceso y persistencia del cobre en el ambiente desencadena un sinnúmero de efectos nocivos para todos los organismos acuáticos que dependen de las algas, macrofitas y plantas

terrestres hasta llegar a los niveles más altos de la cadena trófica, donde las concentraciones de cobre son mayores (Hidalgo, 2004).

En los últimos años se ha incrementado la contaminación de los cuerpos de agua debido al manejo inadecuado de las aguas residuales urbanas e industriales que afectan directamente a las especies hidrobiológicas presentes en los ríos, lagos y lagunas; alterando la capacidad respiratoria en las raíces de macrofitas y hasta pueden ocasionar la muerte de las mismas (Spiro & Stigiani, 2004). Según Coreal (2006) una de las mayores preocupaciones con respecto a la contaminación del agua es la presencia del cobre, esta puede darse por fenómenos de disolución, o bien a su existencia en forma de partículas en suspensión que pueden acumularse y sedimentarse.

Una situación preocupante a nivel del país es la contaminación del agua de los ríos y lagunas como resultado de la producción minera en especial a la de pequeña escala ya que es una de las actividades que no es muy controlada por las autoridades por lo que genera un gran impacto en la calidad de la misma, siendo uno de los problemas la contaminación por Cu, Pb, Cd y Hg (Pastor *et al.*, 2009).

El río Lacramarca constituye un caso típico que atañe a esta problemática ambiental por la alta contaminación derivado de la descarga de efluentes domésticos, industriales agrícola, etc., especialmente de aquellas empresas situadas en las riveras del río, pese a las exigencias contempladas en la norma peruana para su disposición en cuerpos de agua naturales que descargan sus efluentes sin tratamiento (Imarpe, 2008).

Actualmente se ha producido un avance en la Biotecnología que es la ciencia que se dedica a remediar lugares o medios contaminados mediante el uso de macrofitas acuáticas y organismos relacionados, proceso denominado como fitorremediación la misma que permite la descontaminación de metales como Pb y Fe (Cruz & Guzmán, 2007).

La fitorremediación es una tecnología sustentable que se basa en el uso de macrofitas acuáticas y plantas terrestres para absorber, acumular y reducir la concentración o peligrosidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos de suelos, sedimentos, agua, y aire, a partir de procesos bioquímicos realizados por las macrofitas y microorganismos asociados a su sistema de raíz que conducen a una serie de mecanismos para reducir los contaminantes (García & Ruíz, 1997; Salt *et al.*, 1995).

Olguín (2002) menciona que, para disminuir o fitorremediar diferentes concentraciones de cobre presente en el agua se emplean macrofitas acuáticas con el fin de estabilizar, acumular o retirarlos a través de síes mecanismos: fitoextracción, fitoestabilización, fitovolatilización, fitodegradación, rizofiltración, fitoestimulación. Las macrofitas acuáticas puede realizar cualquiera de los mecanismos de fitorremediación siguiendo tres fases: absorción, excreción y desintoxicación de contaminantes (Agudela *et al.*, 2005; Watt & Evans, 1999; Harvery *et al.*, 2002).

Salt *et al.*, (1994) la absorción de cobre por medio de las raíces en macrofitas acuáticas es la ruta más importante para el ingreso de los elementos traza, sin embargo se ha observado que otros tejidos como hojas y tallos también pueden absorber el cobre. Actualmente la nutrición de las macrofitas considera la absorción de sales como un proceso predominantemente activo y no pasivo, una vez que las sales disueltas en solución han entrado en contacto con el sistema radicular, se inicia el proceso de adsorción. A este punto, el tamaño del ión cobre posee un factor preponderante en este proceso ya que a mayor tamaño, se presenta una mayor dificultad en atravesar las membranas celulares (Dushenkov & Raskin, 2000).

Varios autores han considerado a las macrofitas acuáticas como una plaga debido a su rápido crecimiento ya que en ocasiones llegan a invadir lagunas, ríos y generar varios problemas. Y al darle un adecuado manejo a su capacidad de proliferación, absorción y de bioacumulación se convierte en una herramienta útil para el tratamiento y recuperación de cuerpos de agua en especial aquellas que se encuentran contaminadas con metales pesados incluido el cobre (Jaramillo & Flores, 2012).

La capacidad de acumular cobre no es característica común en la mayoría de las macrofitas, por el contrario es fruto de una respuesta evolutiva, ya que la ocurrencia en forma natural de niveles altos de metales en la biosfera es esporádica, particularmente entre las macrofitas acumuladoras de cobre y otros metales se han encontrado especies que poseen la capacidad de acumular cantidades extraordinarias que se elevan notablemente sobre los índices considerados como tóxicos para el reino vegetal (Shiny *et al.*, 2004).

El efecto del cobre cuando alcanza concentraciones elevadas en las macrofitas presentan un cambio en el balance iónico de la célula, este desbalance se puede dar en la superficie celular al reemplazar el ión tóxico por otro ión de la célula, y ante la

posibilidad de estos desórdenes fisiológicos las macrofitas han desarrollado una serie de respuestas para tolerar y por tanto sobrevivir hasta un cierto umbral de concentración de cobre, el conjunto de respuestas visibles forman lo que denominamos síntomas de estrés y son causados por el exceso del cobre en las macrofitas; sin embargo, los síntomas más comunes son la reducción del crecimiento, amarillamiento de las hojas y en algunas veces el tallo (Torres *et al.*, 2007).

A fin de solucionar o minimizar a esta problemática, se han desarrollado diferentes tecnologías de tratamiento biológico para dichos efluentes líquidos, destacando la fitorremediación como una opción factible respecto a otros tratamientos, por ser un proceso limpio, económico y de fácil operación; recurriendo al empleo de macrofitas acuáticas que poseen gran capacidad de absorber, eliminar o neutralizar el cobre presente en el agua (Acosta *et al.*, 2007).

La *E. crassipes* es una planta perenne, herbácea y flotante, llegando a formar densos tapetes que ocasionan diversos problemas, muchas veces se encuentra arraigada al sustrato, se encuentra bien adaptada a diferentes hábitats (ríos, lagos, estanques, pantanos, canales y drenaje) exhibiendo una alta plasticidad morfológica en respuesta a diferentes condiciones de crecimiento, es la octava planta con crecimiento más rápido en todo el mundo por lo que le permite extenderse y sobrevivir en muchos lugares, esta macrofita se caracteriza por su eficiente absorción de compuestos tóxicos hasta 97% (Mitchell, 1978 cit. por Seagr, 1988; Roldan & Alvarez, 2002). Mientras que *Typha sp* es una planta perenne, rizomatosa de 1 a 3 m de altura, tallos cilíndricos con hojas casi todas basales de más de 15 mm de ancho, con flores unisexuales; esta especie es valorada por su uso potencial como planta acumuladora de Cu, Cd, Hg y sólidos suspendidos de 90 hasta 97% (Delgadillo *et al.*, 2010; Aycachi Inga, 2004; Roston *et al.*, 2001).

Según (Viveka, 2010; Reddy & Tuckey, 1983) *Schoenoplectus californicus* es una especie ampliamente distribuida en todo América, tiene un periodo de vida largo “perenne”, es común y abundante en las márgenes de sistemas lóticos y lénticos, se caracteriza por su dominancia ya que su crecimiento es rápido lo que le permite extenderse y sobrevivir en muchos lugares, además son empleados para el tratamiento de aguas residuales domesticas e industriales por su capacidad de bioabsorción y acumulación de cobre hasta un 88%. Por otro lado, *Polygonum sp* es una planta

herbácea y perenne, con tallos erguidos, rastreros o volubles a menudo engrosados en los nudos, hojas sésiles, flores por lo general pequeñas, en forma de racimos, la familia Polygonaceae tiene distribución cosmopolita, es particularmente diversa en regiones de clima templado, también se encuentra bien representada en los trópicos y subtropicos, así mismo se han empleados para remover metales pesados Zn, Ni y Cu reteniendo hasta un 71% (Castillejos & Solano, 2008; McDonald, 1980; Rodríguez *et al.*, 1997).

Los procesos tecnológicos que se aplican actualmente para disminuir la concentración de Cu en el agua son muy costosos y han llevado a la búsqueda de métodos alternativos. Sin embargo, la utilización de macrófitas para la absorción de metales presentes en el aguas tiene la ventaja de requerir menores recursos económicos y tecnológicos por lo cual podrían ser utilizadas inclusive en países en vías de desarrollo (Paris *et al.*, 2005).

Numerosos trabajos han estudiado el potencial y la capacidad que presentan diversas especies de macrófitas en la bioacumulación del Cu, Pb, Hg y otros metales (Makos & Hrcir, 1995; Vesik & Allaway, 1997; Lytle *et al.*, 1998; Maine *et al.*, 1999, 2001; Paris *et al.*, 2000). Por ejemplo, empleando *Salvinia rotundifolia* se demostró una gran eficiencia en el tratamiento de Pb y Cu (Banerjee & Sarker, 1997), *S. herzogii* y *Eichhornia crassipes* resultaron excelentes bioabsorbentes para Cd, Ni, Cu, Zn, Cr y Pb (Delgado *et al.*, 1993; Schneider & Rubio, 1999) y *Pistia stratiotes* L. (Araceae) presentó una alta capacidad en el tratamiento de efluentes industriales con varios metales (Satyakala & Kaiser, 1997; Selvaphathy *et al.*, 1997; Maine *et al.*, 2001). Se determinó el potencial de *Lemna sp* para acumular Cu, Cr, Cd, Ni, Pb y Se, resultó ser un buen acumulador de Cu, Se y Cd, un acumulador moderado de Cr y pobre acumulador de Ni y Pb. Las concentraciones de cada elemento acumulado en la macrofita fueron de 3,36 g Cu/kg, 4,27 g Se/kg, 13,3 g Cd 2,87 g Cr/kg, 1,79 g Ni/kg y 0,63 g Pb/kg (Zayed, 1998). Se estudiaron la capacidad de cuatro macrofitas flotantes *Eichhornia crassipes*, *Salvinia herzogii*, *Pistia stratiotes* y *Hydromistia stolonifera* para la extracción de cadmio en aguas residuales durante la época más fría del año, donde se obtuvieron buenas respuestas de cada una ellas destacándose, la *Pistia stratiotes* por su gran desarrollo (Maine *et al.*, 2001). Así mismo, (Boniardi *et al.*, 1999) estudiaron la efectividad de la especie acuática *Lemna gibba*, en el tratamiento de varios metales pesados, encontrando concentraciones relativamente altas de Fe, Zn y Al, sin embargo no afectaron el rendimiento de la *Lemna gibba*, mientras que a bajas concentraciones de Cr y Cu, si lo hicieron. Por su parte (Rodríguez *et al.*, 1996), a través de un estudio

comparativo de la capacidad depuradora de cinco especies de macrofitas flotantes. Soto *et al.*, (2009) estudió el efecto de la presencia *Typha latifolia* sobre los potenciales redox a escala de laboratorio. Así como la fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales *Lemna minor* y *Eichhornia crassipes* en aguas residuales producto de la actividad minera (Jaramillo & Flores, 2012). En estos trabajos se estudió la capacidad de remoción de las macrofitas acuáticas para bioacumular metales pesados, sin embargo las condiciones ambientales donde se llevó a cabo estos estudios es diferente al nuestro, y tomando en cuenta estas consideraciones se decidió realizar el estudio debido que los mismos son un factor importante y determinante durante el proceso experimental en este tipo de estudios.

La principal finalidad del presente trabajo de investigación consiste en la utilización de macrofitas acuáticas como especies fitorremediadoras posibilitando la disminución de la concentración de cobre en el agua, y por ende mejorar el hábitat de los organismos, adicionalmente subyace la gran importancia de minimizar los efectos negativos que causa la presencia del Cu en el ambiente terrestre y acuático.

Asimismo, la investigación propone la utilización de *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* como una alternativa para disminuir la concentración de cobre, ya que a través de la macrofitas se puede mejorar la eficiencia de los tratamientos y eliminar problemas de contaminación del agua, y mejorar la estrategias de protección del medio ambiente a través de la fitorremediación de las aguas industriales y domésticas.

Considerando estudios previos realizados por diversos autores en macrofitas acuáticas, a nivel de laboratorio, invernadero, macetas y humedales se han reportado como eficientes para remover el Cu y otros metales, en su mayoría se llevaron a cabo en Ecuador, Colombia y México donde las condiciones ambientales son superiores al nuestro, la cual puede ser un factor determinante en las macrofitas para asimilar del Cu. Sin embargo nuestro estudio se sustenta por lo descrito por los autores (Rodríguez *et al.*, 1997; Roston *et al.*, 2001; Reddy & Tuckey, 1983 Roldan & Alvarez, 2002) las condiciones ambientales de un lugar con otro modifican el nivel de absorción, acumulación, tolerancia y concentración del Cu por parte de las macrofitas acuáticas. Tomando en cuenta lo anterior, se planteó como objetivo de esta investigación evaluar comparativamente la capacidad de acumulación del cobre de *Eichhornia crassipes*,

Typha sp, *Schoenoplectus californicus* y *Polygonum sp* presentes en un sector del río Lacramarca receptora de aguas residuales, estas especies son abundantes y dificultan el flujo normal del agua, y ante el peligro latente por la presencia de cobre en el río generado por empresas industriales, recicladores de chatarra, mecánicas, etc y por la utilización de agroquímicos y plaguicidas en la agricultura contribuye a que se eleven los niveles de cobre en el cuerpo de agua, provocando problemas ambientales y de salud en muchos organismos presentes en el río Lacramarca.

II. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Determinar la capacidad de acumulación del cobre (Cu) por macrofitas acuáticas ubicadas en el sector del río Lacramarca, Av. Pardo (9°06'34.7"S 78°32'53.3"W) y el estuario (9°07'45.0"S 78°33'33.2"W), Chimbote - Perú.

2.2. Objetivos específicos

- Determinar el porcentaje de acumulación del cobre en la biomasa total de *Eichhornia crassipes*, *Typha sp*, *Schoenoplectus californicus* y *Polygonum sp* procedentes del río Lacramarca.
- Identificar la macrofita con mayor tasa de absorción de cobre.
- Determinar la variación de la concentración de cobre en el agua en los diferentes tratamientos

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Localidad del proyecto

El proyecto de investigación se llevó a cabo en el laboratorio de Limnología e Impacto Ambiental del Departamento Académico de Biología, Microbiología y Biotecnología de la Universidad Nacional del Santa, en el Distrito de Nuevo Chimbote, Provincia del Santa, Región Ancash - Perú.

3.2. Registro de temperatura

Dentro de los parámetros ambientales se pudo realizar el registro sólo de temperatura, ya que no se pudo contar con los materiales y equipos para la medición de los demás parámetros físicos y químicos.

Para medir la temperatura se utilizó un termómetro de canastilla, con rangos de medición que variaron de 0 a 50 °C.

3.3. Selección de especies

La selección de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp.*, *S. californicus* y *Polygonum sp.* se estableció principalmente por su aspecto, tamaño, peso y longitud de raíces. De acuerdo a Mufarrege *et al.*, (2010) quien considera que las especies a estudiar deben estar presente en todo el sector del río y se tomó en cuenta los siguientes aspectos:

- Presencia durante todo el año
- Usadas para artesanía
- Resistentes a las condiciones ambientales
- Resistentes al manipuleo

3.4. Recolección de las muestras.

La recolección de las muestras se llevó a cabo en tres estaciones a lo largo el sector del río Lacramarca. La estación 1 (E-1) en el Estuario (9°07'45.0"S 78°33'33.2"W), La estación 2 (E-2) a 1200 m del estuario (9°07'10.83"S 78°33'11.43"W) y la estación 3 (E-3) en la Av. Pardo (9°06'34.7"S 78°32'53.3"W) (Fig. 1).

La muestra recolectada fue aproximadamente de 2 Kg por especie, las cuales fueron transportados en baldes con 15 L de agua del mismo lugar para su aclimatación (Anexo 1).



Fig.1: Estaciones de recolección de muestras

3.5. Construcción de acuarios experimentales

Los acuarios fueron construidos utilizando cajas de cartón (0.50 x 0.50 x 0.2 m), forrados por bolsas plásticas transparentes para evitar el drenaje del agua, permitiendo que las macrofitas permanezcan en buen estado durante el estudio (Fig. 2). El volumen de trabajo de los acuarios fue de 10L cada uno.



Fig. 2: Acuarios construidos con cajas de cartón y plástico.

3.6. Aclimatación de macrofitas acuáticas

Este proceso duró 10 días. Las macrofitas se colocaron en un estanque de 4.76 x 10.33x 1.56 m ubicado al costado de la biblioteca central de la Universidad Nacional del Santa a condiciones ambiente. Las macrofitas se sujetaron en una red anchovetera a 0.5 m de distancia cada una (Fig. 3). Previo a la aclimatación las macrofitas se lavaron con agua de caño para eliminar cualquier residuo contaminante que pudiera interferir con los resultados al final del análisis (Torres *et al.*, 2007).



Fig. 3: Aclimatación de macrofitas acuáticas

3.7. Diseño experimental

Se empleó el diseño experimental simple con cuatro especies de macrofitas acuáticas (T_1 , T_2 , T_3 , T_4) y cada uno con tres repeticiones (R_1 , R_2 , R_3) dosificados con 5 mgL^{-1} de cobre (Tabla 1).

Debido a la naturaleza de la investigación, para la comparación de los resultados del presente trabajo se utilizó la estadística descriptiva para determinar el porcentaje de concentración de cobre en las horas fijadas para el muestreo y compararlos para conocer la especie que acumule mayor porcentaje de cobre.

Tabla 1. Dosificación de cobre utilizado en la investigación.

Repeticiones		Concentración de Cu (mgL^{-1})		
		R_1	R_2	R_3
<i>E. crassipes</i>	(T_1)	5	5	5
<i>Typha sp</i>	(T_2)	5	5	5
<i>S. californicus</i>	(T_3)	5	5	5
<i>Polygonum sp</i>	(T_4)	5	5	5

3.8. Preparación de la solución patrón de cobre

Para determinar la concentración del cobre (5 mg/L) se tuvo como referencia que gran parte de minas evacuan sus relaves a una concentración de 4 a 5 mgL^{-1} de Cu (Lima *et al.*, 2005), además se tomó en consideración los criterios de calidad admisibles para la preservación de flora y fauna en agua dulce, salada y salobre contemplados en la normativa peruana.

La solución patrón fue preparada utilizando óxido de cobre (Cu_2O), cuya cantidad fue calculada considerando el aporte de $0,05 \text{ mgL}^{-1}$ proveniente del algafol NPK realizando los siguientes cálculos.

Nº de acuarios: 12 Vol. acuario: 10 L Vol. total = 120 L

Concentración de Cu = 5 mgL^{-1}

* Aportes de Cu

NPK = $0,05 \text{ mgL}^{-1}$ Cu

Cu_2O = $4,95 \text{ mgL}^{-1}$ Cu

PM Cu_2O = 143,09

PA Cu = 127,092

* El aporte del Cu_2O será de $4,95 \text{ mgL}^{-1}$ del elemento Cu, en consecuencia se requerirá de 594 mg de Cu ($4,95 \text{ mg Cu} \times 120 \text{ L}$).

Por lo tanto, se pesó 668,77 mg de Cu_2O de acuerdo al siguiente cálculo:

$$\begin{array}{r} 143,09 \text{ (Cu}_2\text{O)} \quad \text{-----} \quad 127,092 \text{ (Cu)} \\ X \quad \quad \quad \text{-----} \quad 594 \\ X = 668,77 \text{ mg o } 0,668 \text{ g de Cu}_2\text{O} \end{array}$$

3.9. Procedimiento para la preparación de la solución

Para preparar la solución se realizó el siguiente procedimiento (Jaramillo & Flores, 2012).

- Se procedió a pesar en una balanza analítica la cantidad de cobre resultante del cálculo mencionado anteriormente.
- En un matraz se agregó $\frac{1}{2}$ L de agua de caño y se adiciono (0,668g Cu).
- Luego se procedió a disolver la solución moviéndola con una varilla, para una mejor disolución.
- En un tanque de fibra de 200 L de volumen se colocó la solución patrón y se procedió a aforar los 120 L de solución.
- Finalmente distribuyo 10 L de solución con una concentración de 5 mgL^{-1} de cobre a cada uno de los tratamientos.

3.10. Exposición de macrofitas en agua contaminada con cobre.

Luego de la aclimatación (10 días) de las macrofitas, se solocarón 500 g de cada especie en cada uno de los acuarios.

Todos los acuarios conteniendo las alícuotas de las fanerógamas fueron dosificados con algafol NPK a fin de garantizar los procesos fisiológicos durante las 48 horas que duraron las experiencias.



Fig. 4: Exposición de macrofitas al agua contaminada

3.11. Muestreo

Las muestras de las concentraciones del Cu en el medio acuático, se extrajeron 10 ml de muestra de agua al inicio de las experiencias y luego a las 2, 4, 8, 10, 12, 24 y 48 horas. Así mismo en el mismo horario se extrajeron 5 a 10 gr aproximadamente entre hojas, tallos y raíces por especie; obtenidas las muestras fueron llevados al laboratorio del Instituto de Investigación de Agroindustria “IITA” para su respectiva cuantificación.

Tabla 2: Unidades experimentales en el laboratorio de Limnología e Impacto Ambiental.

TRATAMIENTOS	Horario de muestro																															
	<i>E. crassipes</i>								<i>Typha sp</i>								<i>S. californicus</i>								<i>Polygonum sp</i>							
REPETICIONES	0	2	4	8	10	12	24	48	0	2	4	8	10	12	24	48	0	2	4	8	10	12	24	48	0	2	4	8	10	12	24	48
R ₁
R ₂
R ₃

3.12. Procesamiento de muestras.

El material biológico consistió de 5 g de cada fanerógama, fue luego de lavado con agua de caño y enjuagado con agua destilada, para eliminar cualquier tipo de sustrato adherido, fueron colocadas en bolsas ziploc rotuladas (código, hora de exposición y fecha del monitoreo) para su identificación respectiva.

Las muestras secadas en una estufa a 180 °C, fueron finalmente molidas en un mortero, como paso previo para la digesta y realizadas con 50 ml de cobre.

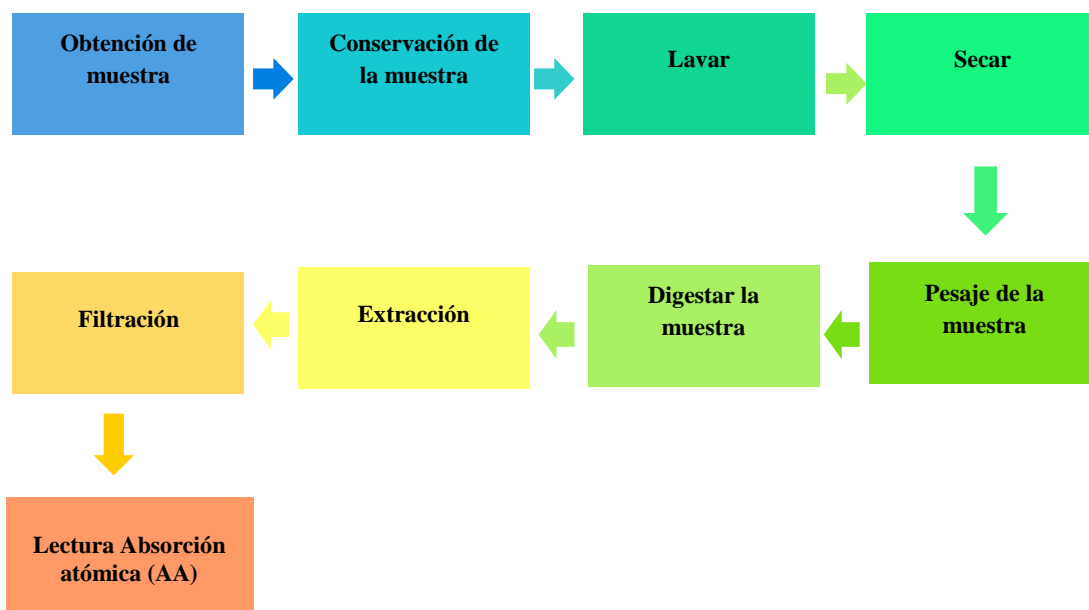


Fig. 5: Flujograma del proceso de cuantificación de cobre por absorción atómica.

El proceso de digestión fue de aproximadamente 30 minutos con temperatura de 300 a 400 °C (Fig. 6), para luego ser filtrada y aforada a 50 ml con ácido nítrico al 3% y colocadas en frascos para la lectura en el equipo de Absorción Atómica.

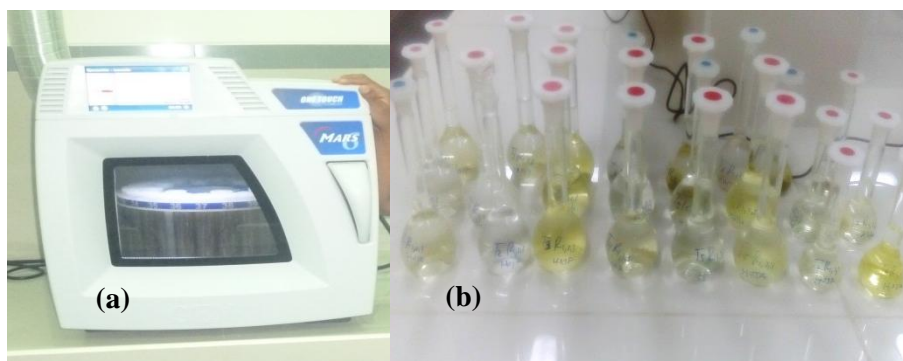


Fig. 6: Digestor (a), muestras digeridas (b).

3.13. Determinación de cobre mediante espectrofotometría de absorción atómica.

La espectrofotometría de absorción atómica (AAS) es una técnica que utiliza una llama (de aire-acetileno, T° superior a 900°C) por aspiración directa para atomizar la disolución de la muestra de modo que los elementos a analizar se encuentran en forma de vapor de átomos (Bonilla, 2013). Y tiene una mayor sensibilidad que otras

técnicas para un gran número de elementos metálicos, además es una técnica que presenta menos interferencias y es más simple.

Se empleó el equipo de Absorción Atómica (Marca Thermo Cientifix, MODELO ICE 3000AA) para el análisis del metal cobre. Se llevó a cabo el análisis de acuerdo al método descrito en (Apha, Awwa, Wpcfe, 1992 y Nom-AA-51-1981), y la cuantificación mediante el mismo equipo. La cantidad del metal se comparó con la Norma Oficial (Nom-Ecol-001-1993).

La cuantificación de cobre en las diferentes muestras se realizó en el laboratorio del Instituto de Investigación Tecnológico de Agroindustria “IITA”, utilizando el método analítico (EPA 3010A, Rev. 01, 1992; Standard Methods Ed-21-2005, 3500, Cu, Pb) con límite de detección de 0 a 5 mgL⁻¹.

3.14. Análisis de muestras.

Las concentraciones de cobre en las diversas estructuras vegetales (hojas, tallos y raíces) se determinaron mediante el método de espectrofotometría de absorción atómica (AAS) con el fin de determinar su concentración.

Los datos obtenidos del análisis se sometió a una curva de calibración graficando la absorbancia vs concentración (mg/L) y los promedios encontrados de las repeticiones se le aplicó el Análisis de Varianza (ANOVA) y la prueba de Tukey para establecer diferencias significativas entre los tratamientos. En todos los casos se utilizó un nivel de significancia de 0,05. El proceso estadístico fue desarrollado utilizando los programas Microsoft Office Excel 2010 y SPSS 23 para Microsoft Windows 10.

Para determinar la tasa de absorción también se puede utilizar la siguiente fórmula:

$$\text{Tasa de absorción (\%)} = \frac{\text{agua inicial} - \text{agua final}}{\text{agua inicial}} \times 100$$

IV. RESULTADOS.

4.1.Registro de temperatura

Dentro de los parámetros ambientales se registró sólo de la temperatura.

Tabla. 3: Registro de la temperatura en el río Lacramarca y durante la aclimatación de las macrofitas.

FECHA	PARÁMETROS		UNIDAD	VALORES
07/08/2015 (1:27 pm)	Temperatura (Río Lacramarca)	Agua	°C	17
		Ambiente	°C	23,7
08/08/2015 (12:30 pm)	Temperatura (Aclimatación)	Agua	°C	19
		Ambiente	°C	23,6

Fuente: Senamhi (2015), Estación USP (2015)

4.2. Concentración de cobre en el agua

En la tabla 4 y figura 7, se observa una concentración de cobre en el agua de 1,1074 mgL⁻¹ a las 2 hrs, 0,8112 mgL⁻¹ a las 4 hrs, 0,5957 mgL⁻¹ a las 8 hrs, al pasar las 10 horas la concentración disminuye lentamente a 0,5927 mgL⁻¹; 0,5792 mgL⁻¹ a las 12 hrs, 0,5396 a las 24 hrs y 0,4720 mgL⁻¹ a las 48 hrs. El agua de los acuarios que contienen a *E. crassipes* disminuye notoriamente su concentración en las primeras horas, sobre todo a las 2 y 4 hrs.

Tabla 4. Asimilación horaria del cobre (mgL⁻¹) por *E. crassipes*.

Tiempo (hora)	Concentración en el agua (mg L ⁻¹)	Asimilación de Cu	
		mg L ⁻¹	%
0	5,0000	-	-
2	1,1074	3,893	77,852
4	0,8112	0,296	5,924
8	0,5957	0,216	4,310
10	0,5927	0,003	0,060
12	0,5792	0,014	0,270
24	0,5396	0,040	0,792
48	0,4720	0,068	1,352

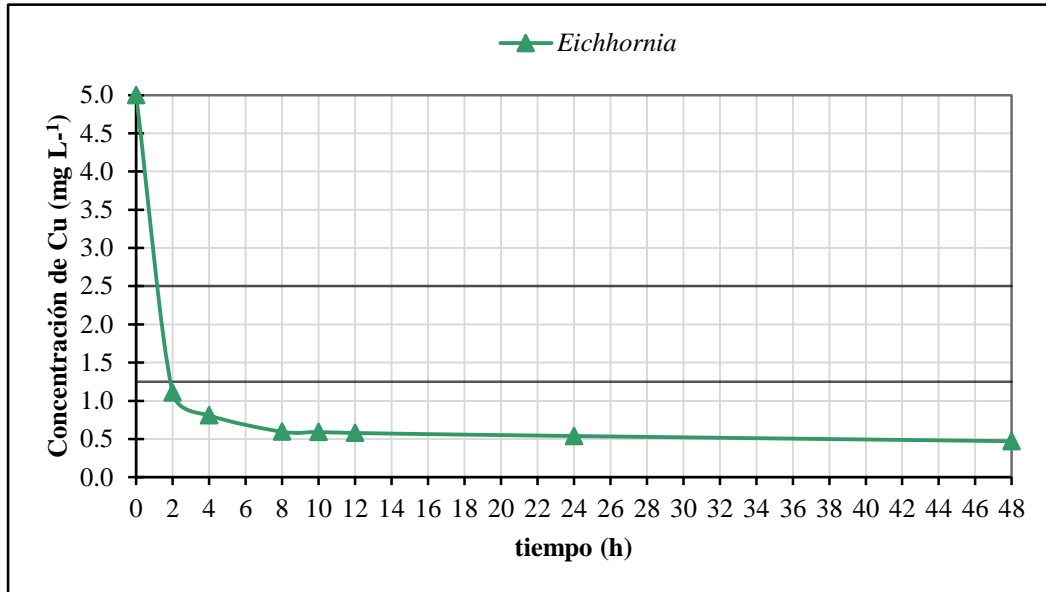


Fig. 7: Variación horaria de la concentración del cobre (mg L⁻¹) en el agua del acuario conteniendo *E. crassipes*.

Según la tabla 5 y figura 8, se observa una concentración de cobre en el agua de 1,2090 mgL⁻¹ a las 2 hrs, 0,8442 mgL⁻¹ a las 4 hrs, 0,7364 mgL⁻¹ a las 8 hrs, al pasar las 10 horas la concentración disminuye lentamente a 0,6929 mgL⁻¹, 0,6513 mgL⁻¹ a las 12 hrs, 0,5896 a las 24 hrs y 0,5461 mgL⁻¹ a las 48 hrs. El agua de los acuarios que contienen a *Typha sp* disminuye notoriamente su concentración en las primeras horas, sobre todo a las 2; 4 y 8 hrs.

Tabla 5. Asimilación horaria del cobre (mgL⁻¹) por *Typha sp*.

Tiempo (hora)	Concentración en el agua (mg L ⁻¹)	Asimilación de Cu	
		mg L ⁻¹	%
0	5,000	-	-
2	1,2090	3,791	75,820
4	0,8442	0,365	7,296
8	0,7364	0,108	2,156
10	0,6929	0,044	0,870
12	0,6513	0,042	0,832
24	0,5896	0,062	1,234
48	0,4720	0,044	0,870

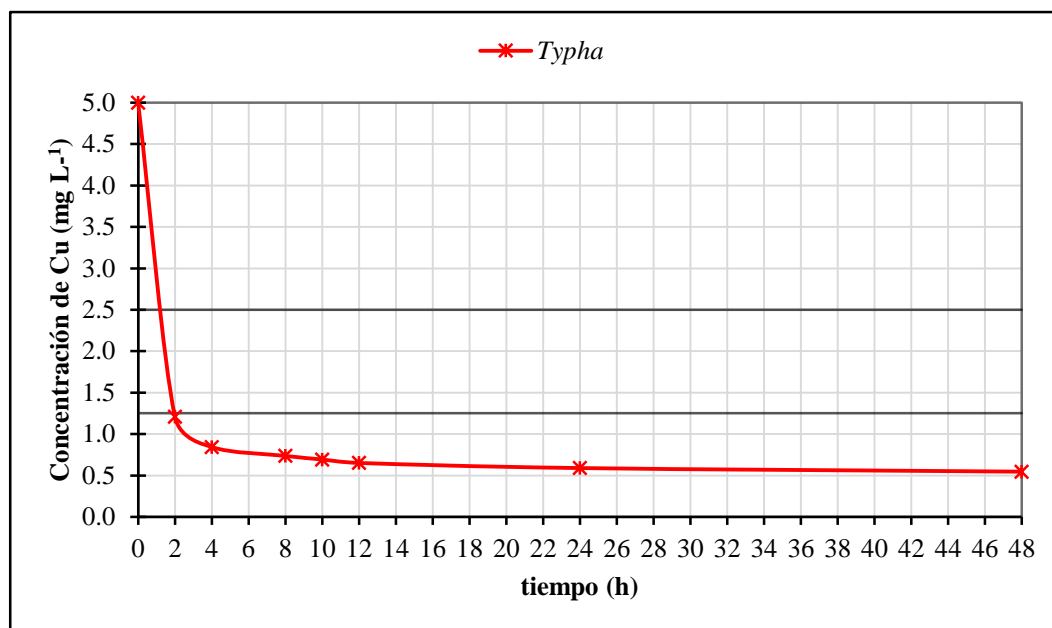


Fig. 8: Variación horaria de la concentración del cobre (mg L⁻¹) en el agua del acuario conteniendo *Typha sp.*

En la tabla 6 y figura 9, se observa una concentración de 1,2169 mgL⁻¹ a las 2 hrs, 1,1146 mgL⁻¹ a las 4 hrs, 0,9079 mgL⁻¹ a las 8 hrs, 0,8094 mgL⁻¹ a las 10 hrs, 0,8105 mgL⁻¹ a las 12 hrs, 0,7634 a las 24 hrs y 0,6980 mgL⁻¹ a las 48 hrs. El agua de los acuarios que contienen a *S. californicus* concentra mayor cantidad de cobre en las primeras horas, principalmente a las 2; 4 y 8 hrs.

Tabla 6. Asimilación horaria del cobre (mgL⁻¹) por *S. californicus*.

Tiempo (hora)	Concentración en el agua (mg L ⁻¹)	Asimilación de Cu	
		mg L ⁻¹	%
0	5,0000	-	-
2	1,2169	3,783	75,662
4	1,1146	0,102	2,046
8	0,9079	0,207	4,134
10	0,8094	0,099	1,970
12	0,8105	-0,001	-0,022
24	0,7634	0,047	0,942
48	0,6980	0,065	1,308

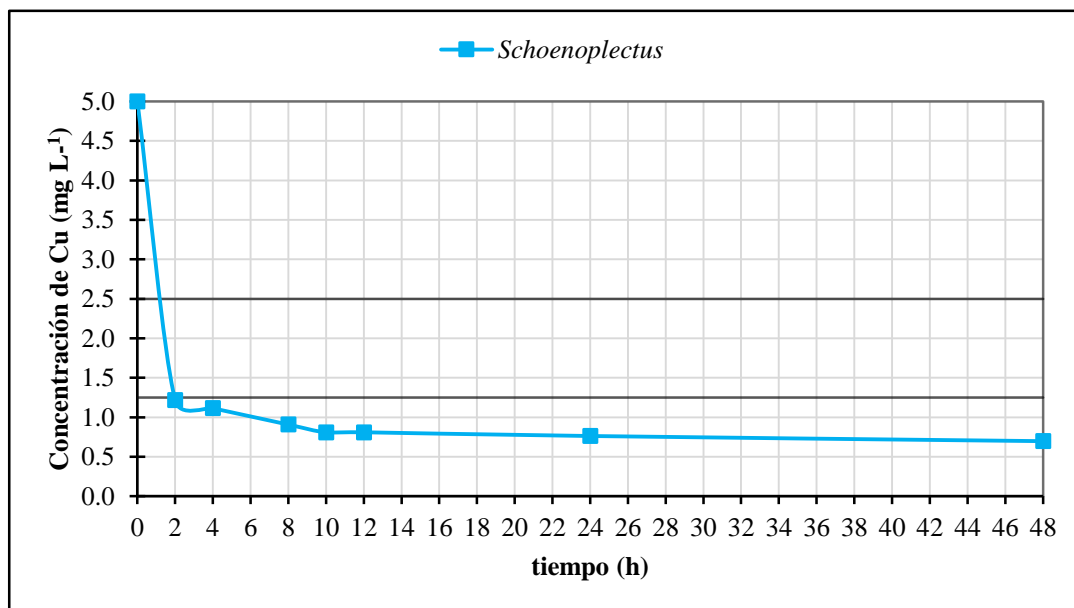


Fig. 9: Variación horaria de la concentración del cobre (mg L⁻¹) en el agua del acuario conteniendo *S. californicus*.

En la tabla 7 y figura 10, se obtuvo una concentración de 1,4598 mgL⁻¹ a las 2 hrs, 1.2962 mgL⁻¹ a las 4 hrs, 1,1207 mgL⁻¹ a las 8 hrs, al pasar las 10 horas la concentración disminuye lentamente a 0,9023 mgL⁻¹, 0,8396 mgL⁻¹ a las 12 hrs, 0,8059 a las 24 hrs y 0,6685 mgL⁻¹ a las 48 hrs. Como se puede apreciar en los resultados, *Polygonum sp* concentra mayor cantidad de cobre en las primeras horas, sobre todo en las 2, 4 y 8 hrs, por tanto en las últimas horas de exposición inferimos que la planta presentó saturación en todos sus tejidos.

Tabla 7. Asimilación horaria del cobre (mgL⁻¹) por *Polygonum sp*.

Tiempo (hora)	Concentración en el agua (mg L ⁻¹)	Asimilación de Cu	
		mg L ⁻¹	%
0	5,0000	-	-
2	1,4598	3,540	70,804
4	1,2962	0,164	3,272
8	1,1207	0,176	3,510
10	0,9023	0,218	4,368
12	0,8396	0,063	1,254
24	0,8059	0,034	0,674
48	0,6685	0,137	2,748

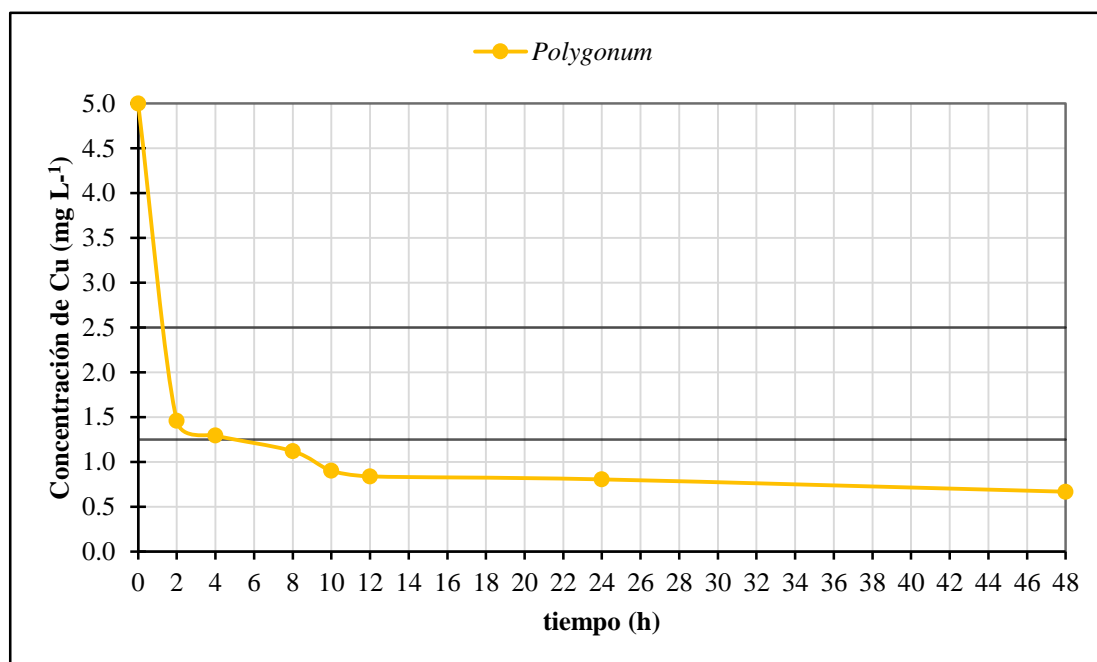


Fig. 10: Variación horaria de la concentración del cobre (mg L⁻¹) en el agua del acuario conteniendo *Polygonum sp.*

En la figura 11, todos los tratamientos se iniciaron con una concentración de 5 mg/L de cobre, sin embargo en las primeras horas (2 y 4 horas) de exposición se evidencian gran capacidad para concentrar cobre por parte de las macrofitas y no presentan diferencias estadísticas.

A las 8 horas, la concentración de cobre muestra diferencias estadísticas siendo el acuario que contiene a *Polygonum sp* la que presenta una concentración mayor con 1.1207 mgL⁻¹ (Tabla 7), y los menores valores estadísticamente diferentes ($p < 0,05$) se presentaron en *E. crassipes* (0,5957 mgL⁻¹), *Typha sp* (0,7364 mgL⁻¹) y *S. californicus* (0,9079 mgL⁻¹).

A las 10 y 12 horas, la concentración de cobre en el agua disminuye muy lento y no presentan diferencias significativas entre ellos. De igual manera sucede a las 24 horas.

A las 48 horas, se presentaron concentraciones estadísticamente iguales con la misma tendencia que las anteriores, siendo los acuarios que contiene a *E. crassipes* y *Typha sp*, *Polygonum sp* y *S. californicus* la que presentaron concentraciones finales de 0,4720 y 0,5461 mgL⁻¹, 0,6685 mgL⁻¹ y 0,6980 mgL⁻¹ (Fig. 11).

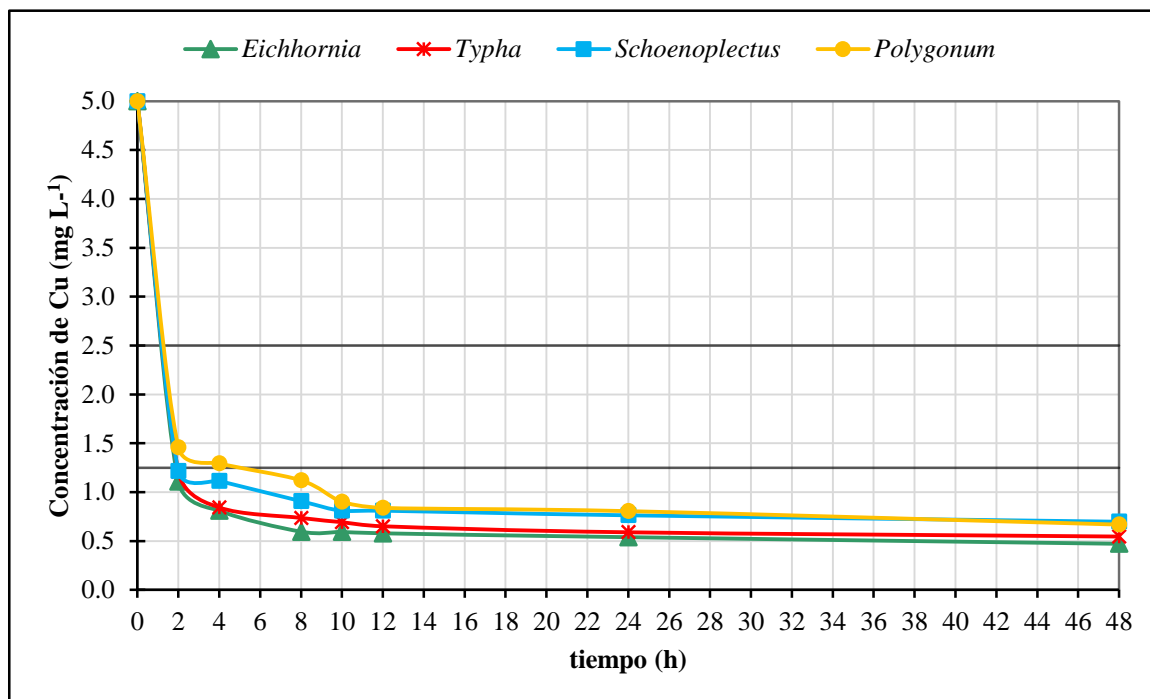


Fig. 11: Variación horaria de la concentración del cobre (mg L^{-1}) en el agua de los acuarios conteniendo *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

4.3. Tasa de absorción de las macrofitas

En la tabla 8 se observa la tasa de absorción (%) del cobre durante 2, 12 y 48 horas de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

A las 2 horas de exposición (Tabla 8; Fig. 12) la menor tasa de absorción significativa ($p < 0,05$) del Cu presentó *Polygonum sp* con el 70,80%; mientras que las mayores tasas se presentaron en *S. californicus*, *Typha sp* y *E. crassipes* con valores de 75,66%; 75,82% y 75,85% respectivamente. En tal sentido, durante las 2 horas todos los tratamientos no presentaron diferencias estadísticas, sin embargo es importante destacar que las macrofitas absorben más del 70% de cobre en las primeras horas.

Tabla 8. Tasa de absorción del cobre (%) durante 2, 12 y 48 horas de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

Hora	<i>E. crassipes</i>	<i>Typha sp</i>	<i>S. californicus</i>	<i>Polygonum sp</i>
0	5,00	5,00	5,00	5,00
2	77,85 a	75,82 a	75,66 a	70,80 a
12	88,42 a	86,97 a	83,79 a	83,21a
48	90,56 a	89,08 a	86,04 a	86,63 a

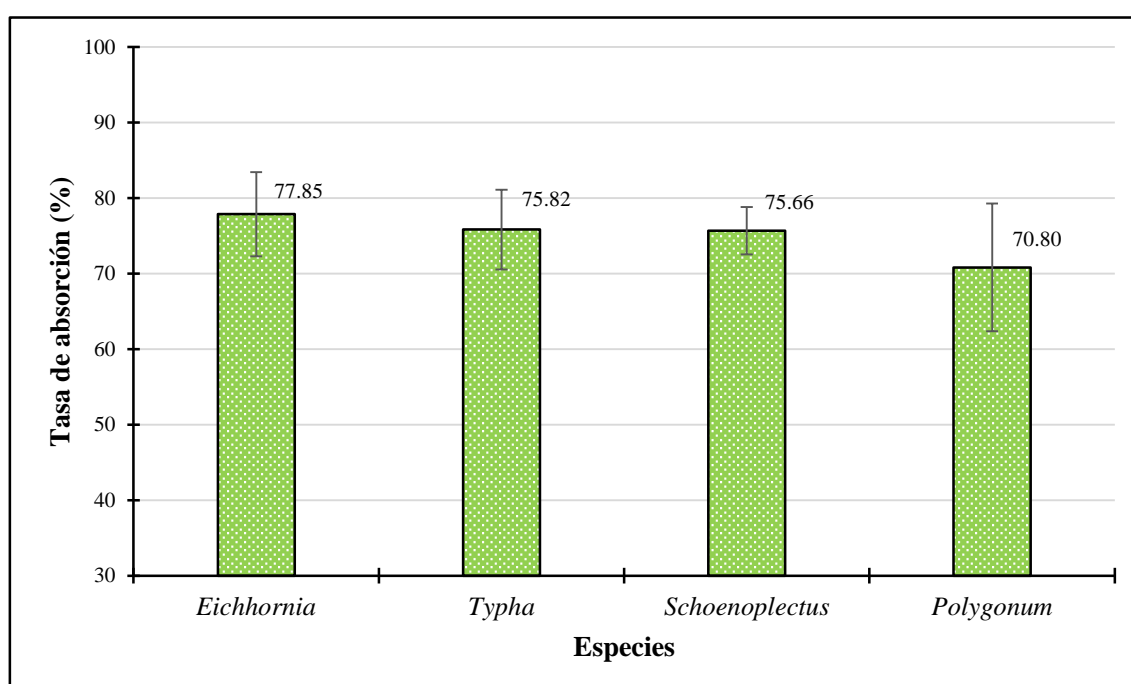


Fig. 12: Tasa de absorción del cobre durante 2 hrs de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

A las 12 horas de exposición (Tabla 8; Fig. 13) la menor tasa de absorción significativa ($p < 0,05$) del Cu presentó *Polygonum sp* con 83,21%; mientras que las mayores tasas presentaron *S. californicus*, *Typha sp* y *E. crassipes* con valores de 83,79%; 86,97% y 88,42% respectivamente. En tal sentido es importante destacar que las macrofitas absorben más del 80% de cobre en las doce horas. Los resultados obtenidos no presentan diferencias estadísticas.

Al comparar la tasa de absorción obtenida a las 12 horas y el de las 2 horas (Fig. 12) se observa que al pasar el tiempo, las macrofitas presentan menor capacidad de absorción.

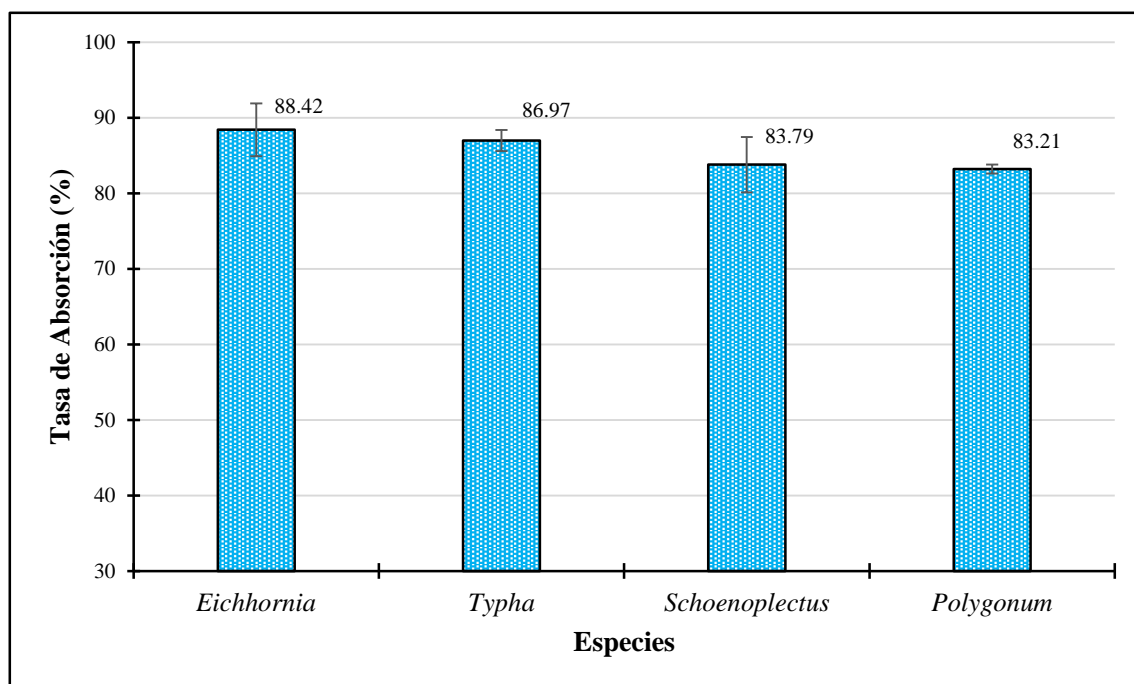


Fig. 13: Tasa de absorción del cobre durante 12 hrs de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

En la figura 14, se observa la tasa de absorción del cobre a las 48 horas y no presentan diferencias significativas, en *E. crassipes* se obtiene el mayor porcentaje de absorción con 90,56 % y las menores tasas obtenidas fueron para *Typha sp* con 89,08 %, *S. californicus* con 86,04 % y *Polygonum sp* con 86,63 %. Al comparar los resultados obtenidos con la tasa de absorción de las 12 horas (Fig. 13), se evidencia que al pasar mayor tiempo de exposición, la capacidad de absorción por parte de las macrofitas es más lento.

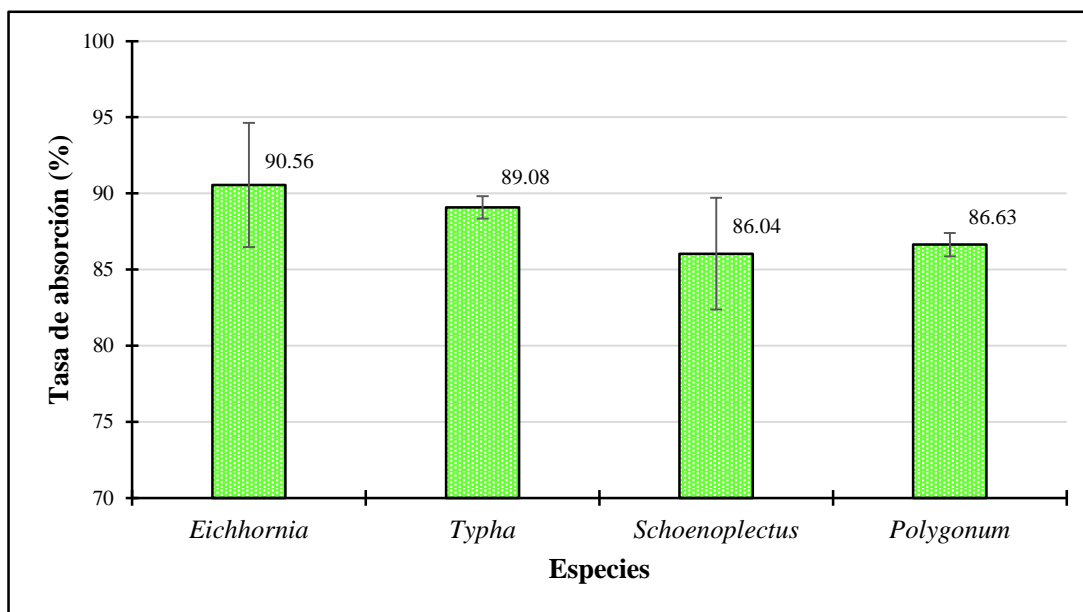


Fig. 14: Tasa de absorción del cobre durante 48 hrs de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

4.4. Acumulación de cobre en la biomasa total

En la tabla 9 se observan los resultados de la acumulación del Cu (mg/10L) y índice de acumulación (mg g⁻¹) en la biomasa total de *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*. Al hacer un análisis vertical de la tabla (especies) se observa un aumento en el tiempo, sin embargo al hacer un análisis comparativo de manera horizontal al final del ensayo (48 h) se observa que *E. crassipes* presenta mejor índice de acumulación (0,091 mg g⁻¹) superando a *Typha sp* (0,089 mg g⁻¹), *S. californicus* (0,084 mg g⁻¹) y *Polygonum sp* con 0,087 mg g⁻¹.

Tabla 9. Acumulación del Cu (mg g⁻¹) en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* durante 2; 12 y 48 horas.

Parámetros		<i>E. crassipes</i>	<i>Typha sp</i>	<i>S. californicus</i>	<i>Polygonum sp</i>
Peso (g)		500	500	500	500
Acumulación Cu (mg/10L)	2 h	38,93	37,91	37,83	35,40
	12 h	44,21	43,49	41,89	41,60
	48 h	45,28	44,54	43,02	43,32
Índice (mg g⁻¹)	2 h	0,078 a	0,076 a	0,076 a	0,071 a
	12 h	0,088 a	0,087 a	0,084 a	0,083 a
	48 h	0,091 a	0,089 a	0,084 a	0,087 a

Letras diferentes en una misma fila indican diferencia significativa (p<0,05).

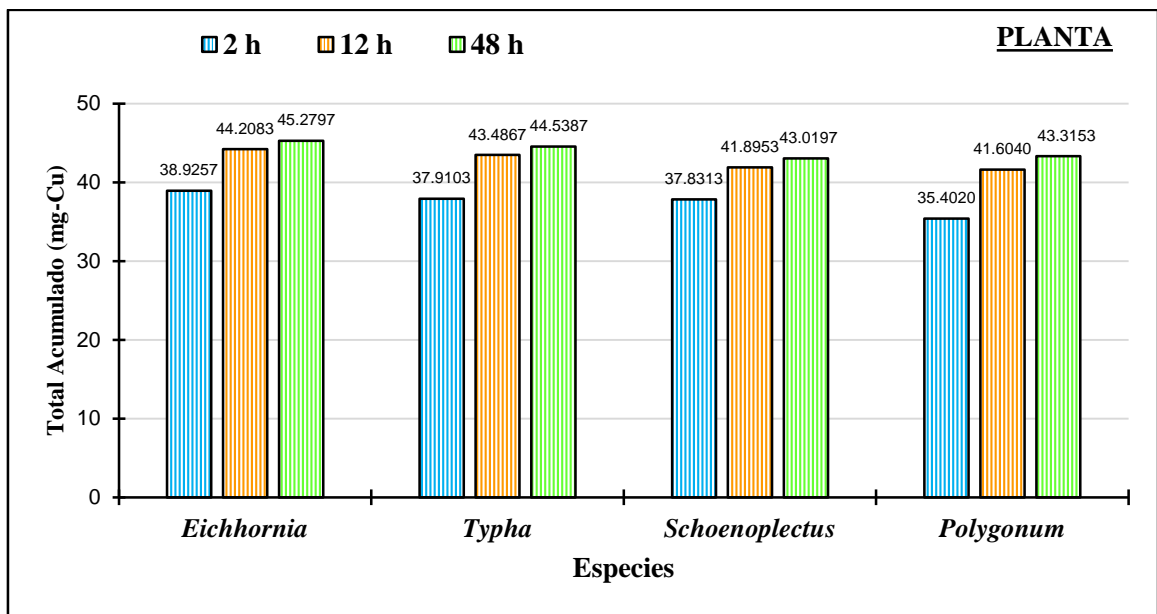


Fig.15: Acumulación (mg g^{-1}) del cobre en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* durante 2, 12 y 48 horas.

La acumulación del Cu en cada recipiente de 10 litros se muestra en la tabla 9 y figura 15, así tenemos que a las 2 h *E. crassipes* presentó mayor acumulación con 38,93 mg y la menor acumulación presentó *Polygonum* con 35,40 mg. A las 12 h se presenta la misma tendencia, la mayor acumulación con 44,21 mg para *E. crassipes* y la menor acumulación es *Polygonum* con 41,60 mg. Y a las 48 h con 45,28 mg para *E. crassipes*, un 44,54 mg para *Typha sp*, un 43,02 mg para *S. californicus* y *Polygonum* con 43,32mg.

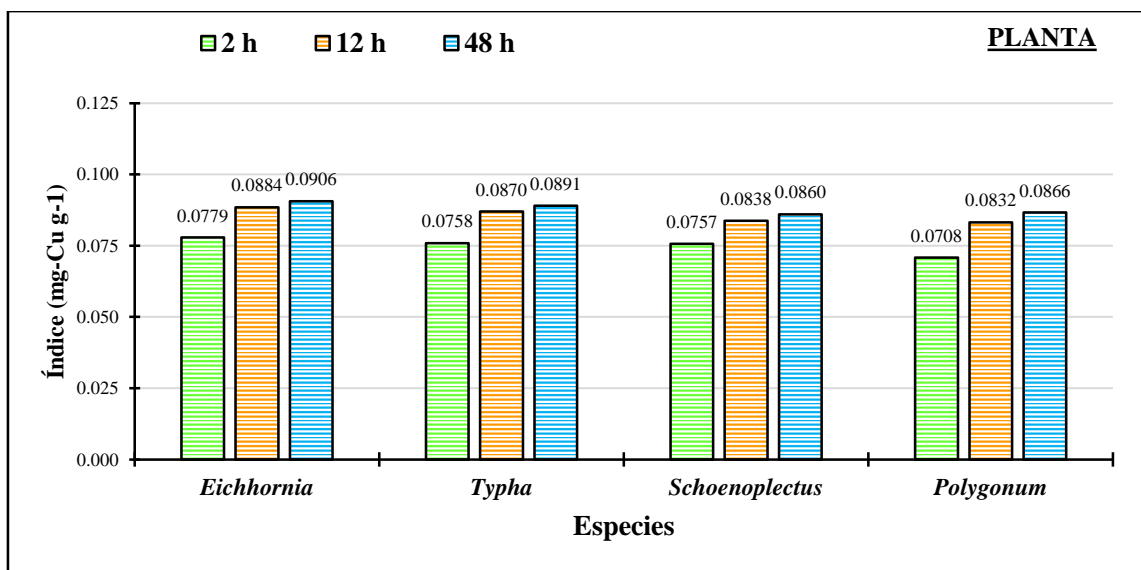


Fig. 16: Índice de acumulación del cobre (mg g^{-1}) en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha Sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* durante 2, 12 y 48 horas.

Asimismo, en la figura 16 se presentan los resultados a las 2 h *E. crassipes* con el mayor índice de acumulación ($0,09 \text{ mg g}^{-1}$) y menor en *Polygonum sp* ($0,07 \text{ mg g}^{-1}$); mientras que a las 12 h presenta la misma tendencia, con mayor índice de $0,088 \text{ mg g}^{-1}$ para *E. crassipes* y menor es *Polygonum* con $0,083 \text{ mg g}^{-1}$, y a las 48 h, con $0,09 \text{ mg g}^{-1}$ para *E. crassipes*, un $0,089 \text{ mg g}^{-1}$ para *Typha sp*, un $0,0860 \text{ mg g}^{-1}$ para *S. californicus* y *Polygonum* con $0,086 \text{ mg g}^{-1}$.

V. DISCUSIÓN

Se sabe que las macrofitas acuáticas tienen la capacidad de acumular compuestos orgánicos e inorgánicos incluido los metales en sus estructuras (Rico *et al.*, 2006). A este proceso que realizan las macrofitas se llama fitoacumulación y es considerada una tecnología sustentable que permite reducir in situ la concentración o peligrosidad de contaminantes presentes en el agua (Pilón, 2006). Frente a ello Qian en 1999 estudió el efecto de 12 especies de macrofitas acuáticas para bioacumular cobre en aguas residuales, registrándose valores máximos de 3 mgL^{-1} de Cu en *Polygonum hydropiperoides* y *Schoenoplectus sp* en 48 horas de exposición. En nuestro trabajo se utilizó cuatro especies de macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* para evaluar la capacidad de acumulación de cobre durante 48 horas, coincidiendo en el tiempo de exposición a lo reportado por Qian (1999), obteniéndose valores máximos de acumulación de $43,32 \text{ mg g}^{-1}$ de cobre en *E. crassipes*.

Por su parte Maine *et al.* (2001) evaluaron la capacidad de absorción del Cu utilizando *Eichhornia crassipes*, *Salvina herzogii*, *Pistia stratiotes* y *Hydromistia stolonifera* demostrando buena eficiencia, no obstante la manifestación de algunos síntomas de toxicidad con 4 a 6 mgL^{-1} , localizando la mayor concentración de Cu en las raíces, seguida por el tallo y hojas respectivamente. No obstante, Benítez (2008) encontró concentraciones de Cu hasta 50 mgL^{-1} en *Thypha sp* sin presentar dificultades en las macrofitas; Boniardi *et al.* (1999), sostienen que *Lemna giba* y *Eichhornia crassipes* presentan buena efectividad de absorción, concentrando $>1 \text{ mgL}^{-1}$ de Cu.

Schor-Fumbarov *et al.* (2003) y Otto *et al.* (1999) sostienen que la variación de diversos factores ambientales está relacionada directamente con la absorción del Cu en macrofitas acuáticas, además se han reportado concentraciones de Cu en *Lily nymphaea* y *Eichhornia Crassipes* de 70 mg g^{-1} hasta 140 mg g^{-1} en ambientes contaminados que contenían entre 400 a 450 mg g^{-1} de Cu, no obstante las concentraciones de Cu en las macrofitas pueden variar de acuerdo a las condiciones ambientales del lugar donde se lleva a cabo el estudio (Nelson, 1996; Mayes *et al.*, 1977; Taylor & Crowder, 1983; Bonilla, 2008; Rana, 2008).

Chandra & Yadav (2010) evaluaron el potencial de *Typha angustifolia* para remediar diferentes concentraciones de Cu observando una tolerancia en condiciones experimentales de 6, 7 y 8 mgL^{-1} concluyendo que *Typha angustifolia* fue más resistente

en comparación a *Cyperus esculentus*. Por su parte, Arduini *et al.* (2006) observaron que el crecimiento de *Miscanthus sinensis*, *Typha sp* y *Schoenoplectus californicus* se detiene al ser expuesta a concentraciones de 150 mgL^{-1} de Cu. En nuestro trabajo, las macrofitas estuvieron expuestas durante 48 horas con 5 mgL^{-1} de Cu y no se observó ninguna reacción similar a lo reportado por Chandra & Yadav (2010) y Arduini *et al.* (2006) debido a la menor concentración del Cu utilizado en nuestras experiencias.

Según Mercedes (2012) la presencia de nutrientes en el agua contribuye a la resistencia al Cu, y Göthberg *et al.* (2004) recomiendan fertilizar o agregar algún tipo de nutriente a fin aumentar dicha resistencia. Por otro lado, el enriquecimiento con nutrientes ayuda a una mejor absorción del Cu debido al aumento de biomasa y mejoramiento del metabolismo en las macrofitas (Hadad *et al.*, 2007), por ello en nuestro trabajo se utilizó algafol NPK, nutriente acuapónico, para mejorar la absorción.

Manios *et al.* (2003), demostraron que *Typha latifolia* acumula el 50% del Cu contenido en soluciones con 80 mgL^{-1} Cu en 4 horas, y según Bonet *et al.* (1991), las macrofitas expuestas al Cu su capacidad de absorción disminuye con el tiempo. En nuestro trabajo la asimilación del Cu a las 2 horas fue de $3,89 \text{ mg L}^{-1}$ en *E. crassipes*, $3,79 \text{ mgL}^{-1}$ en *Typha sp*, $3,78 \text{ mgL}^{-1}$ en *S. californicus* y $3,54 \text{ mgL}^{-1}$ en *Polygonum sp* con tasas de absorción mínima del 70,80% y máxima del 75,85%, en tal sentido, al comparar nuestros resultados con los obtenidos por Manios *et al.* (2003), la absorción del 70% en 2 horas es mayor a los de 50% en 4 horas, sin embargo, en estas, la concentración del Cu (80 mg L^{-1}) fue mayor al nuestro (5 mg L^{-1}), por lo tanto más eficientes asimiladores del Cu., especialmente el género *Typha sp* demostrando mayor capacidad para resistir altas concentraciones de Cu.

Mercedes (2012) y Benites (2008) obtuvieron tasas de absorción de 90 y 97% durante 120 horas de exposición de *Typha domingensis* y *Typha spp* a concentración de 1.8 mgL^{-1} de Cu, mientras que nosotros obtuvimos la mayor tasa de absorción del 89,08% en *Typha sp* en 48 horas demostrando mayor eficiencia de absorción de nuestra cepa por la mayor concentración del Cu (5 mgL^{-1}) y menos tiempo (48 horas) de exposición coincidiendo con Paris, *et al.* (2005) quienes mencionan que la asimilación del Cu se da principalmente a través del mecanismo de absorción y se lleva a cabo en las primeras horas cuando son se trabaja a concentraciones de 3 a 5 mgL^{-1} . Asimismo, Sen *et al.* (1987) en *Pistia stratiotes* demostraron eficiencias de remoción del 90 % durante 120

horas en concentraciones de 0.5, 1 y 5 mgL⁻¹, de Cu, y consideran a las macrofitas como efectivos para el tratamiento de efluentes industriales que contengan cobre. En nuestras experiencias, el proceso de asimilación del Cu es mayor durante las 2 primeras horas, con tasas de absorción máxima de 77,85 % en *E. crassipes* y la mínima del 70,80% en *Polygonum sp*; y a las 12 horas la asimilación aumentó en 10% en las cuatro especies evaluadas; sin embargo a las 48 horas la asimilación aumentó en 3%, registrando la mayor tasa de absorción del 90,56% en *E. Crassipes*, 89,08% en *Typha sp*, 86,04% en *S. californicus* y 86,63% en *Polygonum sp* y Valero (2006) sostiene que *S. rotundifolia*, *P. stratiotes* y *E. crassipes* son macrofitas flotantes con elevadas tasas de reproducción y por la abundancia de raíces son muy eficientes en el tratamiento de aguas residuales conteniendo metales pesados. Respecto a *E. crassipes*, Ortega *et al.* (2004) mencionan su mayor tasa de absorción del Cu se debe a la abundancia y rapidez del crecimiento de sus raíces, rápido que le permiten ocupar mayor área, así como la forma y porosidad del tallo y hojas.

Según Palacios & Sánchez (2006) empleando *Scirpus lacustris* y *Tithonia sp* con soluciones de 2.3 mgL⁻¹, 4.5 mgL⁻¹ y 6 mgL⁻¹ de Cu durante 45 días, obtuvieron el 88% de absorción, y Delgadillo *et al.* (2011) en ensayos con *P. stratiotes* con concentraciones de 1.5 mgL⁻¹ y 5 mgL⁻¹ de Cu, obtuvieron remociones del 70 y 90 %, respectivamente, durante 72 horas mientras que Paris *et al.* (2005) utilizando *Spirodella sp*, *Scirpus sp* y *Phragmites sp* en contacto con 1.5 mgL⁻¹ de Cu registraron remociones del 92 %.

Martelo & Lara (2012) demostraron que *Pistia stratiotes*, *Salvina sp* y *Hydrocotyle ranunculoide* a concentraciones de 6 mgL⁻¹ de Cu, pueden remover hasta el 97,3% y Campos (1987) determinó en *Scirpus validus* y *Juncus effusus* eficiencias de 86% en 12 horas en el tratamiento de aguas residuales conteniendo 3,2 mgL⁻¹ de Cu, asimismo, Carrión *et al.* (2012) consideran que *Eichhornia crassipes* y *Schoenoplectus californicus* se puede ser aprovechadas como fitorremediadoras del Cu por su considerable capacidad de remoción del 89,9% en 72 horas de exposición. También, Schieru *et al.* (1989) consideran a *Eichhornia crassipes* como planta de gran potencial para acumular Cu con tasa de absorción del 66% durante 30 horas.

Los resultados obtenidos en nuestras experiencias demuestran tasas de asimilación de 90,56%, 89,08%, 86,04% y 86,63% del Cu en las especies *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*, respectivamente, similares a lo reportado por Campos,

(1987) y Carrión *et al.* (2012) y mejores a los obtenidos por Schieru *et al.* (1989); es posible que las diferencias puedan deberse a la mayor temperatura ambiental (30 °C) que las determinadas en nuestras experiencias (23,65 °C), ya que las temperaturas bajas retardan los procesos biológicos de degradación de nutrientes y disminuyen el crecimiento de las plantas.

Reddy & Tuckey (1983) patentaron un sistema que utilizan *Juncos effusus*, *Schoenoplectrus lacustris* y *Phragmites communis* para reducir la concentración de cobre en aguas industriales con tasas de asimilación del 99,9%; 97% y 86,7% respectivamente, valores similares fueron obtenidos por Amador & Lara (1988) empleando *E. crassipes* (99%) y por Martelo & Lara (2012) en *E. crassipes* (95%) y *Typha sp* (85%), mientras que Torres *et al.* (2007) determinaron 70% en *Pistia stratioides* durante las primeras 6 horas.

Comparativamente, las tasas de asimilación del Cu determinados en nuestros experiencias con *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* son similares a los reportados por Marteo & Lara (2012) y mayores a los de Torres con valores de 70,80% en *Polygonum*, 75,66% en *Schoenoplectus*, 75,82% en *Typha* y 77,85% en *Eichhornia* en 2 horas de exposición.

Por otra parte Roston *et al.* (2001) determinaron en *Typha* reducciones de hasta 90% del Cu durante 6 días en un sistema de depuración de aguas residuales, asimismo, Roldán & Álvarez (2002) en *Eichhornia crassipes* determinaron hasta el 97% de Cu en 10 días, mientras que nosotros obtuvimos valores del 86,63% hasta el 90,56% en 2 días de exposición por lo tanto, podemos afirmar que nuestras macrofitas son más eficientes por lograr altas tasas de absorción en menos tiempo.

Delgadillo *et al.* (2010), utilizando aguas residuales industriales conteniendo 5,5 mg L⁻¹ con *Scirpus californicus* obtuvieron índice de acumulación de 0,879 mg g⁻¹ en 40 horas, y Valdés *et al.* (2005) empleando concentraciones de 4 mg L⁻¹ lograron 0,095 mg g⁻¹ en 32 horas, mientras que Cano (2004) en *Typha sp*, *Scirpus sp*, *Phragmites sp* y *Carex sp*, al no presentar diferencias significativas entre especies recomiendan utilizar la especie de mayor asimilación de Cu y disponibilidad en el medio. En nuestras experiencias, *E. crassipes* presentó el mayor índice de acumulación (0,091 mg g⁻¹) y *S. californicus* el menor valor (0,084 mg g⁻¹) durante 48 horas, similares a los reportados por Delgadillo *et al.*, (2010), Valdés *et al.*, (2005); asimismo, por no presentarse

diferencias significativas entre *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* recomendamos a *E. crassipes* por presentar mayor índice de acumulación.

La mayor capacidad de asimilación demostrada por *E. crassipes* se debe a su sistema poroso que ocupa hasta el 60% del volumen total del tejido de la planta y le permite asimilar y bioacumular el Cu (Brix, 1998), y por poseer varias propiedades físicas como estabilizador y bioacumulador de metales pudiendo asimilar hasta 80 mg Kg⁻¹ a concentraciones de 8 mg L⁻¹ de Cu mediante procesos de asimilación activos y pasivos (Peña, 2003), mientras que las raíces de *Typha* y *S. californicus* han desarrollado mecanismos que modifican su entorno por la excreción de compuestos orgánicos, como sustrato rico para la comunidad microbiana que las rodea (Sharma *et al.*, 2007), facilitando la actividad del microambiente y aumentando la disponibilidad de nutrientes presentes en el agua (Silvia *et al.*, 2005), u oxidando metales en las zonas aeróbicas y anaeróbicas que precipitan como óxidos y son asimilados por las macrofitas (Otoniel, 2004), en todas sus estructuras hasta 60 mg Kg⁻¹ de Cu (González & Guerrero, 2005).

Ensayos realizados con *Typha* han demostrado que las sales disueltas del Cu al entrar en contacto con el sistema radicular de la planta se inicia el proceso de adsorción del Cu predominantemente activo con tasas de acumulación de 46 mg g⁻¹ en medio conteniendo 10 mg L⁻¹ de Cu (Fernández *et al.*, 2004), y por el pequeño tamaño del ion que favorece el ingreso a través de las membranas celulares del vegetal (Dushenkov & Raskin, 2000).

Respecto a la acumulación del Cu por la biomasa vegetal, nuestros resultados obtenidos en *E. crassipes* (45,28 mg g⁻¹), *Typha sp* (44,54 mg g⁻¹), *Polygonum sp* (43,32 mg g⁻¹) y *S. californicus* (43,02 mg g⁻¹) son menores a los 80 mg Kg⁻¹ y 60 mg Kg⁻¹ obtenidos por Peña (2003) y Sharma *et al.* (2007) respectivamente, debido a la mayor concentración del Cu utilizada y la mayor temperatura ambiental (más de 30 °C) que favorecen la simbiosis entre las macrofitas y los microorganismos en el agua con mayor desarrollo de la planta y mayor necesidad de asimilar sus nutrientes (Matsubara & Harada; 1996; Schenck *et al.* 1975), que también es favorecida por los grandes espacios aéreos internos que proveen de aire a las raíces y rizomas (Cooper, 1996). Diversos estudios realizados en Ecuador y Colombia, con temperaturas superiores a 30°C, han comprobado la eficiencia de remoción del Cu y otros metales, considerándose a la temperatura del lugar factor determinante en la asimilación del Cu por modificar el nivel de absorción, acumulación, tolerancia y

concentración del Cu por parte de las macrofitas acuáticas (Rodríguez *et al.*, 1997; Roston *et al.*, 2001; Reddy & Tuckey, 1983; Roldan & Alvarez, 2002).

La asimilación del Cu por los tejidos vegetales es un proceso pasivo y activo en la que inicialmente predominan los procesos pasivos de sedimentación demostrado por la rápida disminución de su contenido del orden de 70 a 75% en las 2 primeras horas, seguido de la asimilación activa llegando a asimilar hasta el 90% a las 48 horas. Estos procesos pueden evidenciarse en la brusca disminución inicial de la curva de asimilación y la tenue disminución progresiva de dichas curvas (Fig 11).

En consecuencia, los índices de acumulación del Cu determinados en el presente trabajo que van de 0,0708 mg g⁻¹ hasta 0,091 mg g⁻¹ en las macrofitas evaluadas (*E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*), demuestran la utilidad de su uso en el tratamiento económico de los efluentes industriales procedentes de actividades mineras, productos agrícolas, lodos residuales, residuos sólidos de origen domésticos, etc. (Sánchez, 2003), por su capacidad de proliferación, absorción de nutrientes y contaminantes presentes en el agua.

VI. CONCLUSIONES

- La mayor índice de acumulación del Cu a las 48 h se presentó en *E. crassipes* (0,091 mg g⁻¹) seguido por *Typha sp* (0,089 mg g⁻¹), *Polygonum sp* (0,087 mg g⁻¹) y *S. californicus* (0,084 mg g⁻¹).
- *E. crassipes* presentó la mayor tasa de absorción de cobre (90,56%) y *S. californicus* la menor (86,04%) evidenciándose la eficiencia para remover Cu del medio acuático.
- De las cuatro macrofitas evaluadas *E. crassipes* es más eficiente en la asimilación del Cu presente en el agua, por la abundante área que representa sus raíces y la presencia de microambiente para el desarrollo de microorganismos que coadyuvan en los proceso de asimilación activa de los nutrientes y metales pesados.
- Las variaciones de las concentraciones del Cu en el agua debido a la asimilación es consecuencia de los procesos pasivos y activos que se presentan en las raíces, tallos y hojas de las macrofitas.

VII. RECOMENDACIONES

- La biomasa vegetal obtenida del tratamiento de agua residual con altos contenidos de cobre, debe ser tratada cuidadosamente a fin de evitar su consumo por organismos de la cadena trófica y llegue al consumo humano.
- Ensayar estrategias para retirar totalmente el cobre de los efluentes industriales.
- Realizar estudios fisiológicos relacionado con los procesos de acumulación activa del cobre por las diferentes estructuras (raíz, tallo y hojas) de las macrofitas *E. crassipes* y *Typha sp.*

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Agami, M. & Reddy, K. 1990. Competition for space between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia stratiotes* L. cultured in nutrientenriched water. *Aquatic Botany*, 38: 195-208.
- Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. & Barberis, R. 2002. Distribution and mobility of metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles. *Environmental Pollution*. 119: 177.
- Angelova V., Ivanova, R., Delibaltova, V. & Ivanov, K. 2004. Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*, 19: 197–205.
- Arduini, I., Masoni, A. & Ercoli, L. 2006. Effects of highchromium applications on miscanthus during the period of maximum growth. *Environ. Exp. Bot.* 58: 234-243.
- Acosta, I., Moctezuma, M., Cárdenas, J. & Gutiérrez, C. 2007. Bioadsorción de cadmio (II) en solución acuosa por biomásas fúngicas. *Información tecnológica* 18(1); pp. 9-14.
- Bonet, A., Poschenrieder, Ch. & Barceló, J. 1991. Chromium-Iron interactions in Fe-deficient and Fe-sufficient bean plants. I. Growth and nutrient content. *Plant Nut* 14: 403-414.
- Bourg, A. 1995. Speciation of Heavy metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility: Heavy metals. Problems and solutions. springer- verlag berlin heidelberg. 414 pp.
- Banerjee, G. & Sarker, S. 1997. The role of *Salvinia rotundifolia* in scavenging aquatic Pb and Cu (II) pollution: a case study. *Bioprocess Engineering*, 17: 295-300.
- Boniardi, N., R. Rota, & Nano, G. 1999. Effect of dissolved metals on the organic load removal efficiency of *lemna gibba*. *Water Research*, 33(2):530–538, 228.
- Boniardi, N. 1999. Effect of disolved metals on the organic load removal efficiency of *Lemma gibba*. *Water Res*, Vol 33.

- Banerjee, G. & Sarker, S. 1997. The role of *Salvinia rotundifolia* in scavenging aquatic Pb pollution: a case study. *Bioprocess engineering*, 17: 295-300.
- Buatier, D., Sobanska, Sophie & E, Françoise. 2001. Tem-Edx investigation on Zn- and Pb-contaminated soils. *Applied geochemistry*, 16, p.1165.
- Burton, K., King, J. & Morgan, E. 2004. Chlorophyll as an indicator of the upper critical tissue concentration of cadmium in plants. *Water Air Soil Poll.* 27: 147-154.
- Benítez, 2008. Evaluación de la distribución de metales pesados en las plantas acuáticas jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y tul (*Thypha spp*) utilizadas en la planta de tratamiento de aguas residuales la cerra, villa canales por medio de fluorescencia de rayos X.
- Clynn, H. & Heinke, G. 1999. *Ingeniería Ambiental*. Segunda Edición. Editorial Prentice Hall. Ciudad México pág. 345 – 350.
- Connell, D. & Miller, G. 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. John Wiley & Sons, Ny.
- Campos, H. 1987. Los metales pesados, su contaminación y sus efectos tóxicos. (pp. 63-70). Colombia: Medellín.
- Columbia, J. 1999. Acid mine drainage task force, Draft acid rock drainage technical guide. Canadá.
- Cruz, M., & Guzmán, A. 2007. La contaminación de suelos y aguas. Su prevención con nuevas sustancias naturales. España: Universidad de Sevilla.
- Chandra, R. & Yadav, S. 2010. Potential of *Typha angustifolia* for phytoremediation of heavy metals from aqueous solution of phenol and melanoidin. *Ecol. Eng.* 36: 1277-1284.
- Delgado, M., M. Bigeriego & Guardiola, E. 1993. Uptake of Zn, Cr and Cd by water hyacinths. *Water Research*, 27 (2): 269-272
- Dickinson, M. & Miller, T. 1998. Competition among small, free-floating, aquatic plants. *Am. Midl. Nat.*, 140: 55-67.

- Dozier, *et al.*, 2005. Problemas del agua potable: El cobre. Instituto Recursos de Agua de Texas. Cooperativa de Texas, El Sistema Universitario Texas A&M. Servicio estatal cooperativo de investigación, educación y extensión, Departamento de Agricultura de los EE.UU., bajo el Acuerdo N°. 2005-45049-03209.
- Diana, R. 2003. Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente, *Revista QuímicaViva*, Vol. 2, número 3.
<http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar/Actualizaciones/metales/metales.htm>.
- Durán, 2004. Caracterización de los niveles de metales pesados en efluentes industriales de la ciudad de Guayaquil. Universidad de Guayaquil Facultad de Ciencias Químicas. Guayaquil – Ecuador.
- EPA, 2000. Constructed wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater treatment. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-99/107.
- Flórez, A., A. Otero, A., Segura & Sariego, W. 1996. Evaluación de macrofitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales en un tramo del canal de drenaje de 1E de montería. *Temas Agrarios*, 1(2):61–70; 229, 235
- Feria, J. 2010. Heavy metals in Sinú river. (pp. 35-44). Colombia: Department of Córdoba. *Revista Científica Facultad de Ingeniería*. Universidad de Antioquia N° 55.
- Jaramillo, M. & Flores, E. 2012. Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales *Lemna minor* y *Eichornia crassipes* en aguas residuales producto de la actividad minera. Universidad Salesiana Sede Cuenca. Ecuador.
- García, J. & Ruiz, A. (1997). Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedades construidas. (pp. 58-65). España: Vol 1.65.
- Göthberg, A., Greger, M., Holm, K. & Bengtsson, B. 2004. Influence of nutrient levels on uptake and effects of mercury, cadmium and lead in water spinach. *J. Environ. Qual.* 33: 1247-1255.
- García & Dorronsoro. 2005. Contaminación por metales pesados. *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola.
- García, I. & Dorronsoro, C. 2001. Contaminación por metales pesados. España: Departamento de edafología y química agrícola. Universidad de Granada, España.

Recuperado de <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/>.

- Hadad, H. & Maine, M. 2001. Efectos del fósforo sobre el crecimiento y competencia de *Salvinia herzogii* de la Sota (Salviniaceae) y *Pistia stratiotes* L. (Araceae). *Fabrib*, 5: 49-56.
- Harvery, P. & Campanella J. 2002. Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons Anilines and phenols. *Environmental Science and Pollution*, 29 - 47.
- Hadad, H., M. Maine, Natale, G. & Bonetto, C. 2007. The effect of nutrient addition on metal tolerance in *Salvinia herzogii*. *Ecol. Eng.* 31(2): 122-131.
- Hernández, 2012. Evaluación del riesgo para la salud en una población de la zona rural de Bogotá D.C por la presencia de metales en aguas de consumo. Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ingeniería Civil y Agrícola Bogotá, Colombia 2012
- Jara, M. 2003. Distribución de metales pesados en agua y sedimento y sus efectos sobre la vida acuática en la cuenca superior del río Santa, Tesis para optar el Grado de Magíster en Medio Ambiente, UNI.
- Kennish, M. 1992. *Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects*. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Keddy, P., L. Twolan-Strutt & Wisheu, I. 1994. Competitive effect and response rankings in 20 wetland plants: are they consistent across three environments. *Journal of Ecology.*, 82: 635-643.
- Lytle, C., F. Lytle, N. Yang, J. Qian, D. Hansen, Zayed, A. & Terry, N. 1998. Reduction of Cr (VI) to Cr (III) by wetland plants: Potential for in situ heavy metal detoxification. *Environ. Sci. Technol.*, 32: 3087-3093.
- Cano, A. 2004 “Los humedales artificiales como tratamiento terciario de bajo coste en la depuración de aguas residuales urbanas” en www.gem.es/MATERIALES/DOCUMENT/DOCUMEN/g01/d01203/d01203.htm.
- Makos, J. & Hrcir, D. 1995. Chemistry of Cr (VI) in a constructed wetland. *Environ. Sci. Technol.*, 29: 2414-2419.
- McCullough, J., Hazen, T., Benson, S., Metting, F., & Palmisano, A. 1999. *Bioremediation of Metals and Radionuclides. What it is and how it works*. Office of

Biological and Environmental Research of the U.S. Department of Energy's Office of Science. NABIR primer LBNL-42595. Available at:

<http://www.lbl.gov/NABIR/primer>

- Maine, M., Suñe, N., Pedro, M. & Duarte, M. 1999. Eliminación de cadmio y cromo desde aguas utilizando macrófitos. *Información tecnológica*, 10(6): 11-18.
- Maine, M., Duarte, M. & Suñe, N. 2001. Cadmium uptake by floating macrophytes. *Water research*, 35(11):228, 235.
- Manios, T., Stentiford, E. & Millner, P. 2003. The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferous water. *Ecological Engineering*. 20: 65-74.
- Miretzky, P., Saralegui, A. & Fernández-Cirelli, A. 2004. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*. 57: 997-1005.
- Moreira, A., Duarte, M., Nandenha, J. & Macedo, G. 2008. Estudio del mecanismo de remoción de hierro y cobre presentes en aceites lubricantes usados mediante bioadsorción. *Información Tecnológica* 19(1); pp. 57-68.
- Martelo, J. & J. Lara. 2012. Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado del arte. Volumen 8, número 15, pag. 221–243.
- Mercedes, M. 2012. Tolerancia y eficiencia de *Typha domingensis* Pers. La retención de metales y nutrientes de efluentes industriales. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina.
- Navarro J., Aguilar I. & López J. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas, Departamento de Biología Vegetal, Universidad Politécnica de Valencia, *Ecosistemas*, 16(2), 10- 25.
- Nelson, P. 1996. Concentración de metales pesados en invertebrados, helófitos y sedimento del complejo estuarial Valdiviano. Tesis, Esc. de Biología Marina. Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile. 52 p.

- Nebel, B. & Wright, R. 1999. Ciencias ambientales: Ecología y desarrollo sostenible. Sexta edición. Editorial prentice Hall Hispanoamericana, S. A. México. Pág.720.
- Otto, S. 1999. Invasive plant species and microbial processes in a tidal freshwater marsh. Environmental quality, Vol 28.
- Olguín, E. & Hernández, P. 2002. Aprovechamiento de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. (pp. 1-7). México: Tecnologías Ambientales para el desarrollo sustentable.
- Paris, C., H. Hadad & Maine, M. 2000. Selección de macrófitas para la absorción de plomo. Actas IV encuentro nacional de jóvenes investigadores, UNL., Santa Fe, Argentina: 45-46.
- Paris, C., H. Hadad, M. Maine & Suuñe, N. 2005. Eficiencia de dos macrófitas flotantes libres en la absorción de metales pesados. Química analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral. Santiago del Estero 2829 (3000), Santa Fe, Argentina.
- Panigatti, M. & Maine, M. 2003. Influence of nitrogen species (NH_4^+ and NO_3^-) on the dynamics of P in water-sediment-*Salvinia herzogii* systems. Hydrobiologia. 492:151-157.
- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V. & Toro, L. 2004. Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series. Environmental Pollution, 132, pp. 189-201.
- Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintana, C. & Campos, A. 2006. Contaminación por Metales Pesados en el Suelo Provocado por la Industria Minera. Ecología aplicada, 149 - 155.
- Qian, J. 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plants species. Environmental quality, Vol 28.
- Rodríguez, C., Díaz, M., Guerra, L. & Hernández, J. 1996. Acción depuradora de algunas plantas acuáticas sobre las aguas residuales. Pag.1-5; 227, 235.

- Roston, D. 2001. Uso de leitos cultivados como alternativa de post tratamiento de un reactor anaeróbico.
- Roldán, G. & Álvarez, L. 2002. Aplicación del Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) para el tratamiento de aguas residuales y opciones de reuso de la biomasa producida. Revista Universidad Católica de Oriente. 15: 56-71
- Romero, A., R. Medina, L. Puente, S. Flores, E. Guadalupe, De La Cruz, E. & Ramírez, V. 2010. Estudio de la calidad de agua de la cuenca del río Santa, Revista del Instituto de Investigaciones. Vol. 13, N° 25, 61-69 (2010) UNMSM ISSN: 1561-0888 (impreso)/ 1628-8097.
- Sen, A., Mondal, N. & Mandal, S. 1987. Studies of uptake and toxic effects of Cr on *Pistia stratiotes*. Wat. Sci. Tech., 19: 119-127.
- Sen, A. & Bhattacharyya, M. 1994. Studies of uptake and toxic effects of Ni on *Salvinia natans*. Water, Air and Soil Pollution, 78: 141-152.
- Satyakala, G. & Kaiser, J. 1997. Chromium induced biochemical changes in *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. and *Pistia stratiotes*. Environ Contam Tox 10: 159-169.
- Satyakala, G. & Kaiser, J. 1997. Studies on the effect of heavy metal pollution on *Pistia Stratiotes* L. (Water lettuce). Indian J. Environ. Hlth., 39(1): 1-7.
- Selvaphathy, P., Juliet, J. & Prebha, S. 1997. Heavy metal removal from wastewater by Water Lettuce. Indian J. Environmental Protection, 18(1): 1-6.
- Satyakala, G. & Kaiser, J. 1997. Studies on the effect of heavy metal pollution on *Pistia Stratiotes* L. (Water lettuce). Indian J. Environ. HLTH., 39(1): 1-7.
- Schneider, I. & Rubio, J. 1999. Sorption of heavy metal ions by the non-living biomass of freshwater macrophytes. Environ. Sci. Technol., 33: 2213-2217.
- Sancha, A., & L, Leslie. 2002. Presencia de cobre en aguas de consumo humano: causas, efectos y soluciones. Santiago, Chile: Universidad de Chile, 2002.
- Schor-Fumbarov, T., Keilin, Z. & Telor E. 2003. Characterization of Cadmiun Uptake by the Water Lily *Nymphaea aurora*. Inter. J. Phytorem, 5 (2), 169-179.

- Sánchez B., 2003. Determinación de metales pesados en suelos de Mediana del Campo Valladolid. Tesis de doctorado. Universidad de Valladolid. España.
- Spiro, G., & Stigiani, M. 2004. Química Ambiental. Segunda Edición. Editorial Pearson Educación. Madrid España. Pág. 567 – 589.
- Soto, M., Sandra, G., Adriana, M., Rolando, G. & Duran, C. 2009. Efecto de la presencia de hidrofitas (*Typha latifolia*) sobre los potenciales redox (reducción-oxidación) en columnas empacadas a escala de laboratorio. Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ) 24(1): 5-11.
- Torres, G., Abel, N., Jaime, L., Karol, C. & Cuizano, N. 2007. Estudio preliminar de la fitoremediación de cobre divalente mediante *Pistia stratioides* (lechuga de agua). Revista Latinoamericana de Recursos Naturales, 3 (1): 13-20.
- Vesk, P. & Allaway, W. 1997. Spatial variation of copper and lead concentrations of water hyacinth plants in a wetland receiving urban run-off. *Aquatic Botany*, 59: 33-44.
- Valero, 2006. Aplicación de tecnología de las macrofitas a la depuración de aguas residuales con la ayuda de microorganismos. Universidad Industrial de Santander. Escuela de Ingeniería Química. Bucaramanga. 2006.
- Wenzel, W. 1999. Phytoremediation: A plant-microbe-based remediation system. Madison: American Society of Agronomy.
- García W. 2014. Incidencia de la contaminación orgánica y de metales pesados sobre la biodiversidad marino costera del sitio La Puntilla, Cantón El Guabo. Universidad Técnica de Machala, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Ecuador.
- Watt, M., & Evans, J. 1999. Proteoid roots physiology and development. *Plant Physiol*, 121, 317 - 323.
- Rodríguez, G. Zafra A. & Balda. R. 1997. Diseño de una unidad piloto compacta para la remoción de metales pesados (Zn, Ni, Cu) presentes en aguas industriales, empleando humedales subsuperficiales con tres especies de vegetación. Universidad de la Salle, Bogotá, Colombia.
- Zayed, A. 1998. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants. USA. *Journal of Environmental Quality*. 27(3):715- 721.

ANEXOS

Anexo 1. Recolección y transporte del material biológico procedente del río Lacramarca.



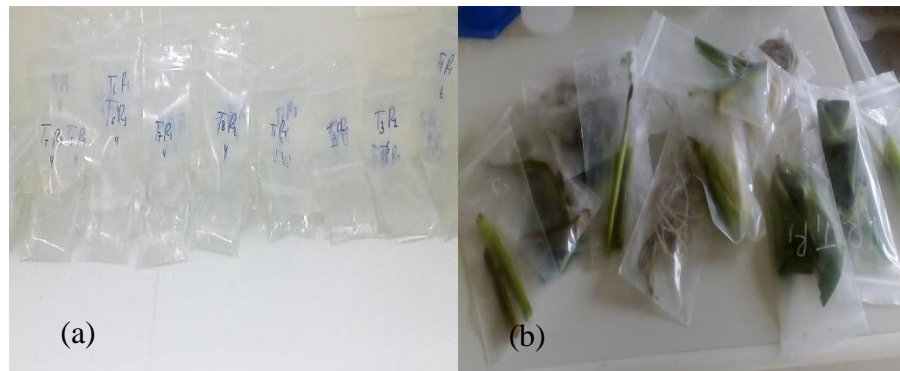
Anexo 2. Preparación y homogenización de la solución cobre en tanques de 200 L.



Anexo 3. Aclimatación de las macrofitas acuáticas



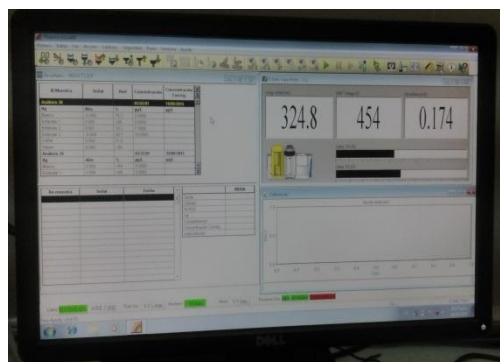
Anexo 4. Muestras de agua rotuladas por hora de muestreo (a), Muestras de macrofitas rotuladas por hora de muestreo durante el experimento.



Anexo 5. Muestras secadas en una estufa 180 °C (a), Molienda de las estructuras secas en un mortero (b).



Anexo 6. Lectura de la absorción del cobre en cada uno de las fanerogamas.



Anexo 7. Concentración del cobre en el agua (mg L⁻¹) del acuario que contiene *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

HORA EN CULTIVO	ESPECIES											
	<i>Eichhornia</i>			<i>Typha</i>			<i>Schoenoplectus</i>			<i>Polygonum</i>		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
0	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000
2	1,4300	0,9475	0,9448	0,9865	1,1409	1,4995	1,0983	1,1568	1,3955	1,9479	1,2065	1,2250
4	0,9944	0,7586	0,6805	0,7944	0,9149	0,8232	1,0061	1,1062	1,2315	1,8978	1,0188	0,9719
8	0,4152	0,7488	0,6232	0,6900	0,8415	0,6778	0,8309	0,8300	1,0627	1,3102	1,0062	1,0458
10	0,4045	0,7123	0,6614	0,5853	0,8355	0,6579	0,7167	0,7151	0,9963	1,0579	0,7296	0,9193
12	0,3802	0,7064	0,6509	0,5800	0,7195	0,6545	0,7776	0,6453	1,0085	0,8125	0,8338	0,8725
24	0,3159	0,7027	0,6002	0,5341	0,5860	0,6486	0,7043	0,6231	0,9628	0,8115	0,7939	0,8122
48	0,3100	0,7008	0,4053	0,5116	0,5841	0,5427	0,5770	0,6083	0,9088	0,7112	0,6576	0,6366

Anexo 8. Tasa de absorción del cobre durante las 2 hrs en *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

PARÁMETRO	ESPECIES											
	<i>Eichhornia</i>			<i>Typha</i>			<i>Schoenoplectus</i>			<i>Polygonum</i>		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Cu (mg L ⁻¹)	Inicial	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000
	2 hrs	1,4300	0,9475	0,9448	0,9865	1,1409	1,4995	1,0983	1,1568	1,3955	1,9479	1,2065
Tasa de Absorción (%)	71,40	81,05	81,10	80,27	77,18	70,01	78,03	76,86	72,09	61,04	75,87	75,50

Anexo 9. Tasa de absorción del cobre durante las 12 hrs en *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

PARÁMETRO	ESPECIES											
	<i>Eichhornia</i>			<i>Typha</i>			<i>Schoenoplectus</i>			<i>Polygonum</i>		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Cu (mg L ⁻¹)	Inicial	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000
	12 hrs	0,3802	0,7064	0,6509	0,5800	0,7195	0,6545	0,7776	0,6453	1,0085	0,8125	0,8338
Tasa de Absorción (%)	92,40	85,87	86,98	88,40	85,61	86,91	84,45	87,09	79,83	83,75	83,32	82,55

Anexo 10. Tasa de absorción final del cobre en *E. crassipes*, *Typha Sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

PARÁMETRO	ESPECIES												
	<i>Eichhornia</i>			<i>Typha</i>			<i>Schoenoplectus</i>			<i>Polygonum</i>			
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	
Cu (mg L ⁻¹)	Inicial	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000
	Final	0,3100	0,7008	0,4053	0,5116	0,5841	0,5427	0,5770	0,6083	0,9088	0,7112	0,6576	0,6366
Tasa de Absorción (%)	93,80	85,98	91,89	89,77	88,32	89,15	88,46	87,83	81,82	85,78	86,85	87,27	

Anexo 11. Acumulación del cobre (mg) en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha Sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* durante 2 hrs de exposición, con respecto al volumen total en el acuario.

PARÁMETRO	ESPECIES												
	<i>Eichhornia</i>			<i>Typha</i>			<i>Schoenoplectus</i>			<i>Polygonum</i>			
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	
Cu (mg)	RI	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000
	2 hrs	14,3000	9,4750	9,4480	9,8650	11,4090	14,9950	10,9830	11,5680	13,9550	19,4790	12,0650	12,2500
Total Absorbido (mg)	35,7000	40,5250	40,5520	40,1350	38,5910	35,0050	39,0170	38,4320	36,0450	30,5210	37,9350	37,7500	
Índice (mg g ⁻¹)	0,0714	0,0811	0,0811	0,0803	0,0772	0,0700	0,0780	0,0769	0,0721	0,0610	0,0759	0,0755	

Anexo 12. Acumulación del cobre (mg) en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha Sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* durante 12 hrs de exposición, con respecto al volumen total en el acuario.

PARÁMETRO	ESPECIES												
	<i>Eichhornia</i>			<i>Typha</i>			<i>Schoenoplectus</i>			<i>Polygonum</i>			
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	
Cu (mg)	RI	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000
	12 hrs	3,8020	7,0640	6,5090	5,8000	7,1950	6,5450	7,7760	6,4530	10,0850	8,1250	8,3380	8,7250
Total Absorbido (mg)	46,1980	42,9360	43,4910	44,2000	42,8050	43,4550	42,2240	43,5470	39,9150	41,8750	41,6620	41,2750	
Índice (mg g ⁻¹)	0,0924	0,0859	0,0870	0,0884	0,0856	0,0869	0,0844	0,0871	0,0798	0,0838	0,0833	0,0826	

Anexo 13. Acumulación del cobre final (mg) en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha Sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*, con respecto al volumen total en el acuario.

PARÁMETRO	ESPECIES												
	<i>Eichhornia</i>			<i>Typha</i>			<i>Schoenoplectus</i>			<i>Polygonum</i>			
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	
Cu (mg)	RI	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	50,0000	
	RF	3,1000	7,0080	4,0530	5,1160	5,8410	5,4270	5,7700	6,0830	9,0880	7,1120	6,5760	6,3660
Total Absorbido (mg)		46,9000	42,9920	45,9470	44,8840	44,1590	44,5730	44,2300	43,9170	40,9120	42,8880	43,4240	43,6340
Índice (mg g ⁻¹)		0,0938	0,0860	0,0919	0,0898	0,0883	0,0891	0,0885	0,0878	0,0818	0,0858	0,0868	0,0873

Anexo 14. Concentración de cobre (mg L⁻¹) en el agua de los acuarios que contienen a *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

Tiempo (Hora de muestreo)	Concentración de Cu en el agua (mg L ⁻¹)								Diferencia significativa (P<0,05)
	<i>Eichhornia</i>		<i>Typha</i>		<i>Schoenoplectus</i>		<i>Polygonum</i>		
0	5,0000	±0,0000a	5,0000	±0,0000a	5,0000	±0,0000a	5,0000	±0,0000a	INICIO
2	1,1074	±0,2794a	1,2090	±0,2632a	1,2169	±0,1574a	1,4598	±0,4228a	NO
4	0,8112	±0,1634a	0,8442	±0,0629a	1,1146	±0,1129a	1,2962	±0,5216a	NO
8	0,5957	±0,1685b	0,7364	±0,0912b	0,9079	±0,1341ab	1,1207	±0,1653a	SI
10	0,5927	±0,1650a	0,6929	±0,1287a	0,8094	±0,1619a	0,9023	±0,1648a	NO
12	0,5792	±0,1745a	0,6513	±0,0698a	0,8105	±0,1838a	0,8396	±0,0304a	NO
24	0,5396	±0,2004a	0,5896	±0,0573a	0,7634	±0,1774a	0,8059	±0,0104a	NO
48	0,4720	±0,2038a	0,5461	±0,0364a	0,6980	±0,1832a	0,6685	±0,0385a	NO

Anexo 15. Acumulación del cobre (mg L⁻¹) en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* durante 2 hrs de exposición, con respecto al volumen total en el acuario.

PARÁMETRO	ESPECIES				
	<i>Eichhornia</i>	<i>Typha</i>	<i>Schoenoplectus</i>	<i>Polygonum</i>	
Cu (mg)	RI	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000
	2 hrs	11,0743 ±2,7935	12,0897 ±2,6319	12,1687 ±1,5744	14,5980 ±4,2281
Total Acumulado (mg)		38,9257 ±2,7935a	37,9103 ±2,6319a	37,8313 ±1,5744a	35,4020 ±4,2281a
Índice (mg g ⁻¹)		0,0779 ±0,0056a	0,0758 ±0,0053a	0,0757 ±0,0031a	0,0708 ±0,0085a

Letras diferentes en una misma fila indican diferencia significativa (p<0,05).

Anexo 16. Acumulación del cobre (mg) en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp* durante 12 hrs de exposición, con respecto al volumen total en el acuario.

PARÁMETRO		ESPECIES			
		<i>Eichhornia</i>	<i>Typha</i>	<i>Schoenoplectus</i>	<i>Polygonum</i>
Cu (mg)	RI	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000
	12 hrs	5,7917 ±1,7453	6,5133 ±0,6980	8,1047 ±1,8382	8,3960 ±0,3042
Total Acumulado (mg)		44,2083 ±1,7453a	43,4867 ±0,6980a	41,8953 ±1,8382a	41,6040 ±0,3042a
Índice (mg g ⁻¹)		0,0884 ±0,0035a	0,0870 ±0,0014a	0,0838 ±0,0037a	0,0832 ±0,0006a

Letras diferentes en una misma fila indican diferencia significativa (p<0,05).

Anexo 17. Acumulación del cobre final (mg-Cu) en la biomasa de *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*, con respecto al volumen total en el acuario.

PARÁMETRO		ESPECIES			
		<i>Eichhornia</i>	<i>Typha</i>	<i>Schoenoplectus</i>	<i>Polygonum</i>
Cu (mg)	RI	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000	50,0000 ±0,0000
	RF	4,7203 ±2,0377	5,4613 ±0,3637	6,9803 ±1,8320	6,6847 ±0,3847
Total Acumulado (mg)		45,2797 ±2,0377a	44,5387 ±0,3637a	43,0197 ±1,8320a	43,3153 ±0,3847a
Índice (mg g ⁻¹)		0,0906 ±0,0041a	0,0891 ±0,0008a	0,0860 ±0,0037a	0,0866 ±0,0008a

Letras diferentes en una misma fila indican diferencia significativa (p<0,05).

Anexo 18. Tasa de absorción (%) del cobre durante 2 hrs de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

PARÁMETRO		ESPECIES			
		<i>Eichhornia</i>	<i>Typha</i>	<i>Schoenoplectus</i>	<i>Polygonum</i>
Cu (mg L ⁻¹)	Inicial	5,0000 ±0,0000	5,0000 ±0,0000	5,0000 ±0,0000	5,0000 ±0,0000
	2 hrs	1,1074 ±0,2794	1,2090 ±0,2632	1,2169 ±0,1574	1,4598 ±0,4228
Tasa de Absorción	mg	3,8926	3,791	3,7831	3,5402
	(%)	77,85 ±5,59a	75,82 ±5,26a	75,66 ±3,15a	70,80 ±8,46a

Letras diferentes en una misma fila indican diferencia significativa (p<0,05).

Anexo 19. Tasa de absorción (%) del cobre durante 12 hrs de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

PARÁMETRO		ESPECIES							
		<i>Eichhornia</i>		<i>Typha</i>		<i>Schoenoplectus</i>		<i>Polygonum</i>	
Cu (mg L ⁻¹)	Inicial	5,0000	±0,0000	5,0000	±0,0000	5,0000	±0,0000	5,0000	±0,0000
	12 hrs	0,5792	±0,1745	0,6513	±0,0698	0,8105	±0,1838	0,8396	±0,0304
Tasa de Absorción	mg	4,4208		4,3487		4,1895		4,1604	
	(%)	88,42	±3,49a	86,97	±1,40a	83,79	±3,67a	83,21	±0,61a

Letras diferentes en una misma fila indican diferencia significativa (p<0,05).

Anexo 20. Tasa de absorción (%) del cobre durante 48 hrs de las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

PARÁMETRO		ESPECIES							
		<i>Eichhornia</i>		<i>Typha</i>		<i>Schoenoplectus</i>		<i>Polygonum</i>	
Cu (mg L ⁻¹)	Inicial	5,0000	±0,0000	5,0000	±0,0000	5,0000	±0,0000	5,0000	±0,0000
	48 hrs	0,4720	±0,2038	0,5461	±0,0364	0,6980	±0,1832	0,6685	±0,0385
Tasa de Absorción	mg	4,528		4,4539		4,302		4,3315	
	(%)	90,56	±4,08a	89,08	±0,73a	86,04	±3,67a	86,63	±0,77a

Letras diferentes en una misma fila indican diferencia significativa (p<0,05).

Anexo 21. Asimilación del Cu acumulado (%) por las macrofitas *E. crassipes*, *Typha sp*, *S. californicus* y *Polygonum sp*.

Tiempo (hora)	acumulación de Cu (mg L ⁻¹)			
	<i>E. crassipes</i>	<i>Typha sp</i>	<i>S. californicus</i>	<i>Polygonum sp</i>
0	5,0000	5,0000	5,0000	5,0000
2	77,85	75,82	75,66	70,80
4	83,78	83,12	77,71	74,08
8	88,09	85,27	81,84	77,59
10	88,15	86,14	83,81	81,95
12	88,42	86,97	83,79	83,21
24	89,21	88,21	84,73	83,88
48	90,56	89,08	86,04	86,63

Anexo 22. Curva de calibración del cobre

