

# Forest species in the recovery of soils contaminated with copper due to mining activities

Especies forestales para la recuperación de suelos contaminados con cobre debido a actividades mineras

Roberto Pizarro<sup>1</sup>; Juan P. Flores<sup>2</sup>; Jaime Tapia<sup>3</sup>; Rodrigo Valdés-Pineda<sup>5</sup>; David González<sup>4</sup>; Carolina Morales<sup>1</sup>; Claudia Sangüesa<sup>1</sup>; Francisco Balocchi<sup>1</sup>; Lastenia León<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales, Centro Tecnológico de Hidrología Ambiental. Av. Lircay s/n, casilla 747. Talca, CHILE.

<sup>2</sup>Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN). Av. Manuel Montt 1164, casilla 750156. Providencia, Santiago, CHILE.

<sup>3</sup>Universidad de Talca, Instituto de Química de Recursos Naturales. Av. Lircay s/n, casilla 741. Talca, CHILE.

<sup>4</sup>Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. Victoria 631, Barrio Universitario, Casilla 160-C. Concepción, CHILE.

<sup>5</sup>University of Arizona, Department of Hydrology and Water Resources. 1133 E James E. Rogers Way. Tucson, Arizona, USA. E-mail: rvaldes@email.arizona.edu; Phone: +1520-3384522 (\*Corresponding author).

## Abstract

Mining is the most important economic activity in Chile; causing significant degradation of the environment in the arid regions. The Coquimbo Region has suffered serious soil and water pollution because of heavy metals from mining, particularly copper. Implementation of measures that help to minimize the environmental impact of mining tailings requires knowledge about the adaptability of vegetal species to degraded soil conditions. Our objective was to determine and compare the phytostabilization abilities of native and exotic shrub species in areas extremely damaged by mining activities in the Coquimbo Region. The survival growth, and canopy development rates of 20 species were evaluated by two experiments. The Cu quantity in stems and leaves and at three soil depths was measured. Our results indicated that *Acacia saligna* is the best species in accumulating heavy metals (average of 34.8 ppm in leaves and 12.3 ppm in stems, both for non-fertilized soils), while demonstrating average survival rates over 80 %. This study concludes that *A. saligna* is the best species for phytostabilization activities in mine tailings of the Coquimbo Region.

### Keywords:

Phytoremediation, phytostabilization, phytotoxicity, mine tailings, land degradation, soil management.

## Resumen

La minería es la actividad económica más importante de Chile, la cual causa degradación significativa en las regiones áridas. Los suelos de la Región de Coquimbo han sufrido contaminación metales pesados provenientes de la minería, particularmente cobre. La implementación de medidas, que ayuden a minimizar el impacto ambiental de los relaves mineros, requiere conocer la capacidad de adaptación de especies vegetales ante la degradación de suelos contaminados. El objetivo de este estudio fue determinar y comparar la capacidad de fitoestabilización de especies vegetales nativas y exóticas en áreas degradadas por la actividad minera en la Región de Coquimbo. Las tasas de supervivencia, crecimiento y desarrollo del dosel de 20 especies fueron evaluadas en dos ensayos experimentales. La concentración de Cu se evaluó en tallos y hojas de los árboles y en diferentes profundidades del suelo. Los resultados indicaron que *Acacia saligna* tiene la mejor capacidad de acumulación de metales pesados (34.8 ppm en hojas y 12.3 ppm en tallos, ambos en suelos sin fertilizar), con tasas de supervivencia mayores de 80 %. Se concluye que *A. saligna* es la mejor especie para actividades de fitoestabilización en relaves mineros de la Región de Coquimbo.

### Palabras clave:

Fitorremediación, fitoestabilización, fitotoxicidad, relaves mineros, degradación de suelos, manejo y conservación de suelos.

## Introduction

Extractive mining is crucial to Chile's economy; however, it has resulted in a considerable number of abandoned mine sites, from small- medium- and large-scale mining. Some of these mining sites are now environmental liabilities, resulting in significant risks to the health of the population and the environment (Ginocchio et al., 2006; Karczewska et al., 2015; Mendez & Maier, 2008; Verdejo, Ginocchio, Sauvé, Salgado, & Neaman, 2015).

One of the minerals (or, from a biological perspective, micronutrients) of greatest importance in the soils of northern Chile is copper (Cu). It is an essential element for both animals and plants and has an important role in some physiological processes (Stern, 2010). Nevertheless, it becomes toxic at high concentrations (Canning-Clode, Fofonoff, Riedel, Torchin, & Ruiz, 2011). The improper handling of Cu wastes can lead to long-term and large-scale environmental impacts, which can be very difficult and expensive to remedy *a posteriori* (Ginocchio et al., 2004; Meier et al., 2012). There are various ways to rehabilitate areas with extensive environmental deterioration caused by pollutants generated by mine tailings. One of the mitigation techniques is known as phytoremediation (Environmental Protection Agency [EPA], 2000; Sarma, 2011), which comprises the use of plants to degrade, assimilate, metabolize or detoxify heavy metals and organic compounds in the soil (Azadpour & Matthews, 1996; Rascio & Navari-Izzo, 2011). Phytoremediation is based on naturally occurring processes by which plants and rhizosphere microorganisms degrade and sequester organic and inorganic contaminants. In fact, the most common approaches to the remediation of mine tailings are phyto-extraction (Nanda-Kumar, Dushenkov, Motto, & Raskin, 1995), hyper-accumulation of metallophytes (González, Muena, Cisternas, & Neaman, 2008), and phyto-stabilization using metallophyte phytoremediation techniques (Ginocchio & Baker, 2004).

Since the 1980s, re-vegetation has traditionally been used to stabilize solid waste and tailings, as well as to restore degraded areas, in order to prevent soil loss due to erosion and to rehabilitate the environment. However, international experience has shown that a more beneficial and effective method over the long term is stabilizing the tailings with phytostabilization (Li & Huang, 2015). Although phytostabilization may seem very similar to traditional re-vegetation, it has very different objectives and methodologies. Phytostabilization (Salt et al., 1995; Neuman & Ford, 2006) is the use of plants and remediators of a suitable substrate to immobilize or reduce *in situ* the bioavailability of metals in a solid substrate, such as mining waste (Li & Huang, 2015; Mendez & Maier,

## Introducción

La minería extractiva es crucial para la economía de Chile; sin embargo, ha dado lugar a un número considerable de minas abandonadas (pequeña, mediana y gran escala). Algunos de estos sitios mineros son ahora pasivos ambientales, lo que genera riesgos significativos para la salud de la población y el medio ambiente (Ginocchio et al., 2006; Karczewska et al., 2015; Mendez & Maier, 2008; Verdejo, Ginocchio, Sauvé, Salgado, & Neaman, 2015).

Uno de los minerales (desde una perspectiva biológica, micronutrientes) de mayor importancia en los suelos del norte de Chile es el cobre (Cu). Este es un elemento esencial para los animales y las plantas y tiene un papel importante en algunos procesos fisiológicos (Stern, 2010); sin embargo, el Cu se vuelve tóxico a concentraciones altas (Canning-Clode, Fofonoff, Riedel, Torchin, & Ruiz, 2011). El manejo inadecuado de los desechos de Cu puede provocar impactos ambientales a largo plazo y gran escala, que pueden ser muy difíciles y costosos para remediar *a posteriori* (Ginocchio et al., 2004; Meier et al., 2012). Existen varias maneras para rehabilitar las zonas con gran deterioro ambiental causado por contaminantes generados por relaves mineros. Una de las técnicas de mitigación se conoce como fitorremediación (Environmental Protection Agency [EPA], 2000; Sarma, 2011), que comprende el uso de plantas para degradar, asimilar, metabolizar o detoxificar metales pesados y compuestos orgánicos en el suelo (Azadpour & Matthews, 1996; Rascio & Navari-Izzo, 2011). La fitorremediación se basa en procesos que ocurren de forma natural mediante los cuales las plantas y los microorganismos de la rizósfera degradan y secuestran contaminantes orgánicos e inorgánicos. De hecho, los enfoques más comunes para la remediación de relaves mineros son la fitoextracción (Nanda-Kumar, Dushenkov, Motto, & Raskin, 1995), la hiperacumulación de metalofitas (González, Muena, Cisternas, & Neaman, 2008) y la fitoestabilización utilizando técnicas de fitorremediación con metalofitas (Ginocchio & Baker, 2004).

Desde la década de 1980, la revegetación se ha utilizado tradicionalmente para estabilizar los residuos sólidos y relaves mineros, así como para restaurar áreas degradadas, con el fin de evitar la pérdida de suelo por erosión y rehabilitar el medio ambiente. Sin embargo, la experiencia internacional ha demostrado que un método más beneficioso y eficaz a largo plazo es estabilizar los relaves mediante la fitoestabilización (Li & Huang, 2015). Aunque este método puede parecer muy similar a la revegetación tradicional, la fitoestabilización tiene objetivos y metodologías diferentes. La fitoestabilización (Salt et al., 1995; Neuman & Ford, 2006) es el uso de plantas y remedidores de sustratos adecuados para inmovilizar o reducir *in situ* la biodisponibilidad de metales en un

2008). The implementation of a vegetative cover on the substrate also allows for physical stabilization, preventing dispersion of substrate metals by wind or water into surrounding areas. In addition, this approach obviates the need for chemical processing of waste. In Chile, despite the high diversity of species and the large number of existing mines, only some species of metallophytes for Cu: *Schinus polygamus* (Cav.) Cabrera, *Atriplex deserticola* Phil. (Ortiz-Calderón et al., 2008) y *Oenothera affinis* Camb. (González et al., 2008). Due to the importance of Cu and its role in soil pollution in northern and central Chile (Badilla-Ohlbaum et al., 2001; Ginocchio, Rodríguez, Badilla-Ohlbaum, Allen, & Lagos, 2002; González, 1994; Verdejo et al., 2015), it is critical that the adaptability of new vegetative species to extreme soil degradation conditions have been established. The objective was to determine and compare the phytostabilization capacities of native and exotic shrub species in areas highly damaged by mining activities.

## Materials and methods

### Study area

The tailings study was conducted around the Tunquén Mining Processing Plant, which is located in El Almendro, 25 km north of the city of Illapel in the Coquimbo Region, Chile (Figures 1a and 1b). It is located beside the Tunquén estuary at 550 m altitude. The tailings date from the mid-1980s (Figure 1c). The area covered by the tailings is approximately 4 to 5 ha at a height above the Tunquén estuary ranging between 20 and 30 m. The tailings were located within the Choapa watershed (31° 30' S lat. and 71° 6' W lon.), which is part of a predominately dry region with a low winter rainfall regime (Figure 1d). Annual rainfall ranges from 200 to 450 mm, with an average of about 240 mm in normal years (Favier, Falvey, Rabatel, Pradeiro, & López, 2009). Positive rainfall anomalies are observed during El Niño events, while below-normal rainfall is mostly associated with La Niña conditions (Falvey & Garreaud, 2007; Pizarro et al., 2012; Valdés-Pineda et al., 2014; Valdés-Pineda et al., 2015).

The soil of the area is primarily a deep sandy-loam with predominantly moderately rapid permeability and very low organic matter content (Food and Agriculture Organization [FAO], 1998; Morales, Canessa, Mattar, Orrego, & Matus, 2006). The medium-hydrological soil type of this area offers favorable conditions for the formation of acidic water, which can infiltrate the soil and contaminate an entire water system; this contaminated water is in addition to that associated with the tailings dam. It is also obvious in this area that mining activity and high rates of wind erosion generate excessive particulate matter. In normal soil conditions, Cu concentrations range between 20 and 110 ppm (Pinto,

sustrato sólido, como los relaves mineros (Li & Huang, 2015; Mendez & Maier, 2008). La aplicación de una cubierta vegetal sobre el sustrato también permite la estabilización física, lo que previene la dispersión de metales por el viento o el agua en las áreas circundantes. Además, este enfoque evita la necesidad de tratamiento químico de residuos. En Chile, a pesar de la gran diversidad de especies y el gran número de minas en operación, se han identificado solo algunas especies de metalofitas para Cu: *Schinus polygamus* (Cav.) Cabrera, *Atriplex deserticola* Phil. (Ortiz-Calderón et al., 2008) y *Oenothera affinis* Camb. (González et al., 2008). Debido a la importancia del Cu y su papel en la contaminación de suelos en el norte y centro de Chile (Badilla-Ohlbaum et al., 2001; Ginocchio, Rodríguez, Badilla-Ohlbaum, Allen, & Lagos, 2002; González, 1994; Verdejo et al., 2015), es fundamental establecer la capacidad de adaptación de nuevas especies vegetales a condiciones extremas de degradación del suelo. En este contexto, el objetivo de esta investigación fue determinar y comparar las capacidades de fitoestabilización de especies arbustivas nativas y exóticas en zonas altamente dañadas por actividades mineras.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

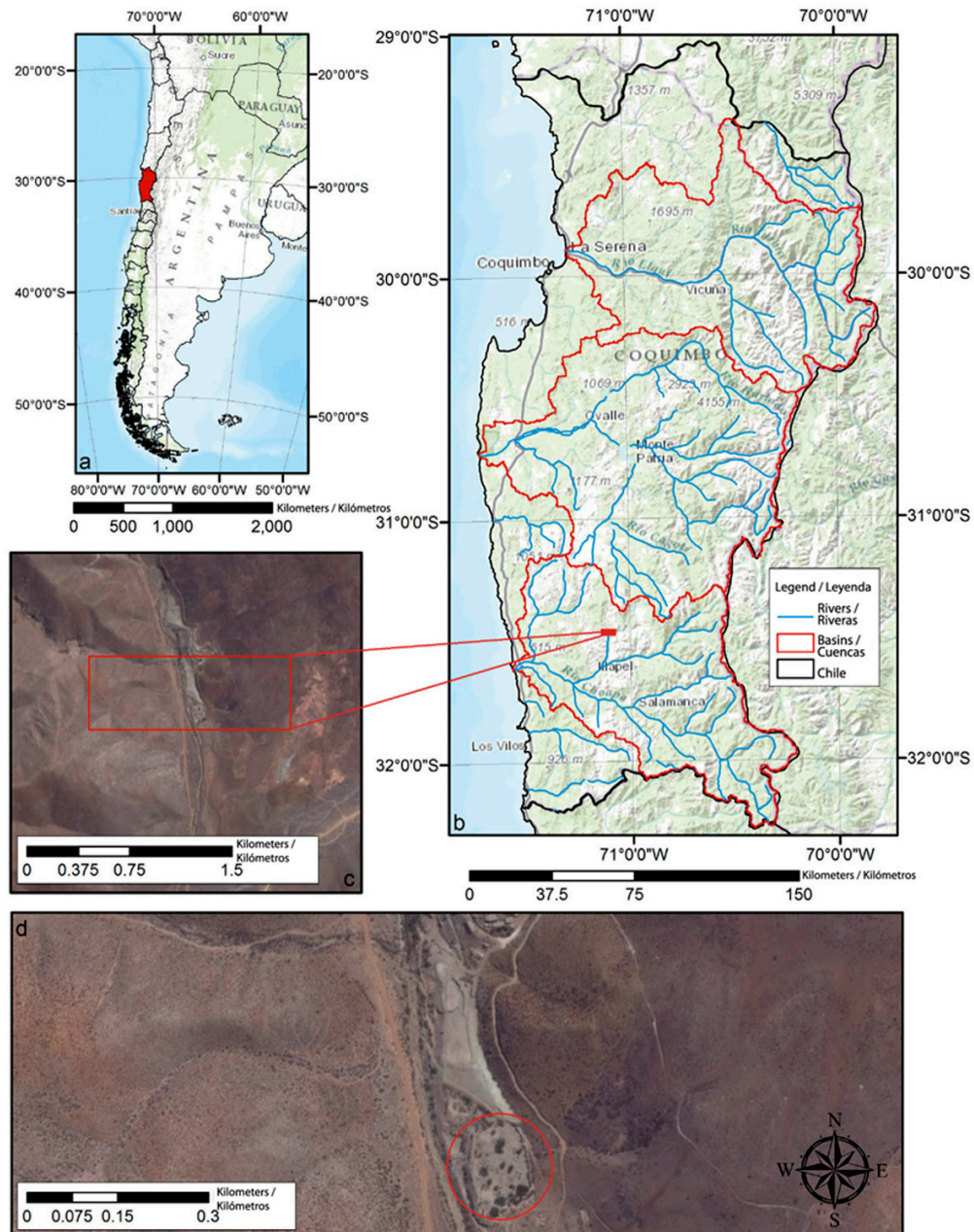
El estudio de relaves se llevó a cabo alrededor de la Planta de Procesamiento de Minería Tunquén, que se encuentra en El Almendro, a 25 km al norte de la ciudad de Illapel en la Región de Coquimbo, Chile (Figuras 1a,1b). La planta se encuentra junto al humedal de Tunquén a 550 m de altitud. Los relaves datan de mediados de la década de 1980 (Figura 1c). El área cubierta por los relaves es aproximadamente de 4 a 5 ha, a una altura entre 20 y 30 m sobre el humedal de Tunquén. Los relaves se encuentran dentro de la cuenca del Choapa (31° 30' LS y 71° 6' LO), que es parte de una región predominantemente seca, con un régimen bajo de lluvias invernales (Figura 1d). La precipitación anual oscila entre 200 y 450 mm, con media aproximada de 240 mm en años normales (Favier, Falvey, Rabatel, Pradeiro, & López, 2009). Anomalías positivas de precipitación se observan durante los eventos de El Niño, mientras que precipitaciones inferiores a lo normal se asocian sobre todo con condiciones de La Niña (Falvey & Garreaud, 2007; Pizarro et al., 2012; Valdés-Pineda et al., 2014; Valdés-Pineda et al., 2015).

El suelo de la zona es principalmente franco-arenoso profundo con permeabilidad moderadamente rápida y con bajo contenido de materia orgánica (Morales, Canessa, Mattar, Orrego, & Matus, 2006; Organización para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 1998). El tipo de suelo medio e hidrológico de esta área ofrece condiciones favorables para la formación de agua ácida que puede infiltrarse en el suelo y contaminar todo un



Aguiar, & Ferreira, 2014). However, in soil solutions, Cu concentrations range between 0.03 and 0.25 ppm (Buccolieri, Buccolieri, Dell'Atti, Strisciullo, & Gagliano-Candela, 2010; Kwon-Rae & Owens, 2009; Mackie, Müller, & Kandeler, 2012).

sistema de agua; esta agua contaminada se suma a la asociada con la presa de relaves. En el área también es evidente que la actividad minera y las tasas altas de erosión eólica generan exceso de partículas. En condiciones normales de suelo, las concentraciones



**Figure 1. a) Study area located in the Coquimbo Region, Chile; b) Location of the mining plant; c) tailing area; d) Tailing area covered with plots containing the treatments.**

**Figura 1. a) Área de estudio ubicada en la Región de Coquimbo, Chile; b) Ubicación de la planta minera; c) Área de relaves; d) Área de relaves cubierta con parcelas que contienen los tratamientos.**

## Experimental design

For this study, two experiment periods were used. A total of 20 species (14 trees species, four evergreen shrubs and two herbaceous species) were used in the two experimental plots (Figure 2). Treatment “A” was planted in 2002 and consisted of a fertilized area, and an adjacent non-fertilized area. Individual species were planted in boxes of 40 x 40 x 40 cm at a distance of 2 x 2 m. An irrigation system was installed to provide 8 L of water per plant two times per day every three days. A total of 60 plants were established in treatment A, with three individuals of each species. Based on the results of the 2002 treatment, another plot was established in 2004 (treatment B). Only three species were used in this treatment with a total of 15 plants (five individuals of each species), and no fertilizer was applied. This

de Cu oscilan entre 20 y 110 ppm (Pinto, Aguiar, & Ferreira, 2014); sin embargo, en soluciones del suelo, las concentraciones de Cu oscilan entre 0.03 y 0.25 ppm (Buccolieri, Buccolieri, Dell’Atti, Strisciullo, & Gagliano-Candela, 2010; Kwon-Rae & Owens, 2009; Mackie, Müller, & Kandeler, 2012).

## Diseño experimental

En este estudio, el experimento se llevó a cabo durante dos periodos. Un total de 20 especies (14 especies de árboles, cuatro especies de arbustos de hoja perenne y dos especies herbáceas) se utilizaron en las dos parcelas experimentales (Figura 2). El tratamiento “A” fue plantado en 2002 y consistió en un área fertilizada y un área adyacente no fertilizada. Las especies individuales se sembraron en cajas de 40 x 40 x 40 cm a una



**Figure 2. Species used for the evaluation of survivability in copper contaminated soils in the Coquimbo Region, Chile.**  
**Figura 2. Especies utilizadas para la evaluación de capacidad de supervivencia en suelos contaminados con Cu, en la Región de Coquimbo, Chile.**



three species were chosen because they showed the best survival rates in treatment A. Treatment B was irrigated at the same rate than treatment A. In addition, a control plot, treatment C, was also established.

#### Cu concentration of soils

The soil Cu concentrations from the treatment A and B plots were compared to soil Cu concentrations in the treatment C (control) plot by measuring Cu parts per million (ppm) at three soil levels 10-20, 40-50 and 60-80 cm with three samples taken at each level. We did not consider the 0-10 cm soil profile on these analyses since we assumed that Cu concentration is affected during the removal of soil that takes place when the plants are established. The only reason to measure Cu levels in each treatment plot soil was to show that they are, indeed, quite high, and that some species were able to survive and develop biomass at good rates in toxic levels of soil Cu. The total Cu concentration in soils was measured by atomic absorption spectrometry (Bersier, Howell, & Bruntlet, 1994; L'vov, 2005).

#### Survival rates and biomass evaluation

The data on individual plant survival were obtained from field campaigns made in January 2003 and December 2007 by the Corporación Nacional Forestal (CONAF). The evaluation of biomass development was performed using the following indices: Neck diameter (DC, mm), diameter of North-South canopy (DNS, cm), East-West crown diameter (DEO, cm), and height (H, cm). The total Cu concentration in plants was also measured by atomic absorption spectrometry (L'vov, 2005). The averaged Cu concentrations for each species were compared within each treatment, and between treatments. In addition, reference data about *Acacia saligna* (Labill.) H. L. Wendl. in normal soil conditions (Table 1) was compared to the Cu concentrations in the stems, leaves, and soil of *A. saligna* specimens at the treatment sites. Such reference content were analyzed by the research team, based on samples collected by the staff of the National Forestry Corporation of Chile (CONAF).

distancia de 2 x 2 m. Un sistema de riego se instaló para proporcionar 8 L de agua por planta, dos veces al día cada tres días. Un total de 60 plantas se establecieron en el tratamiento A con tres individuos de cada especie. Con base en los resultados del tratamiento de 2002, otra parcela se estableció en 2004 (tratamiento "B"). Solo tres especies se utilizaron en este tratamiento con un total de 15 plantas (cinco individuos de cada especie) y no se aplicó ningún fertilizante. Estas tres especies se eligieron, ya que mostraron las mejores tasas de supervivencia en el tratamiento "A". El tratamiento "B" se regó con la misma proporción y frecuencia que el tratamiento "A". Además, se estableció una parcela testigo, el tratamiento "C".

#### Concentración de Cu en los suelos

Las concentraciones (ppm) de Cu en el suelo de las parcelas con los tratamientos A y B se compararon con las concentraciones de Cu en el suelo de las parcelas del tratamiento "C" (testigo), en tres niveles de suelo (10-20, 40-50 y 60-80 cm) con tres muestras tomadas en cada nivel. No se consideró el perfil de suelo de 0-10 cm ya que se tiene la hipótesis de que la concentración de Cu se ve afectada durante la remoción de suelo que tiene lugar cuando las plantas se colocan. La única razón para medir los niveles de Cu en cada suelo de la parcela del tratamiento fue para demostrar que son bastante altos y que, aun con niveles tóxicos, algunas especies fueron capaces de sobrevivir y desarrollar la biomasa con buenas tasas. La concentración total de Cu en suelos se midió por espectrometría de absorción atómica (Bersier, Howell, & Bruntlet, 1994; L'vov, 2005).

#### Tasas de supervivencia y evaluación de la biomasa

Los datos sobre la supervivencia de plantas individuales se obtuvieron de las campañas de campo realizadas en enero de 2003 y diciembre de 2007 por la Corporación Nacional Forestal (CONAF). El desarrollo de biomasa se evaluó utilizando los siguientes índices: diámetro del cuello (DC, mm), diámetro del dosel norte-sur (DNS, cm), diámetro de corona este-oeste (DEO, cm) y altura

**Table 1. Reference copper content for *Acacia saligna* under normal soil conditions.**

**Cuadro 1. Contenido de referencia de cobre para *Acacia saligna* en condiciones normales de suelo.**

<i>Acacia saligna</i>	Copper content (ppm)/Contenido de cobre (ppm)			
	Sample 1/Muestra 1	Sample 2/Muestra 2	Sample 3/Muestra 3	Average/Promedio
Leaves/Hojas	7.28	8.41	7.08	7.59
Stems/Tallos	12.49	7.12	6.56	8.72

## Statistical analyses

The non-parametric Kruskal-Wallis test (Kruskal & Wallis, 1952) was conducted to test the null hypothesis that medians within and between treatments are equal ( $H_0 : \chi_1 = \chi_2$ ). A confidence level of 95 % ( $P = 0.05$ ) was used for all analyses and evaluations of biomass (heights and canopy diameters) and for Cu concentrations. To determine which concentrations were significantly different from the population median the Wilcoxon test was used, in which  $P$  values less than 0.05 lead to a rejection of the null hypothesis. The results were plotted and evaluated for all the individuals, species, and treatments, in order to determine the best species for phytostabilization activities in the study area.

## Results and discussion

### Survival rates

Despite the high concentrations of Cu observed in the tailings the species under analysis demonstrated good survival rates. For instance, the average survival rate of the species planted without fertilized soil (tailing area adjacent to treatment "A") was 74.8 %, while for species grown in fertilized soil (treatment "A") the average survival rate was 87 %. An average increase of 12 % in survival rates was observed for those species planted in fertilized soils compared to those in direct contact with the tailings. Only *A. saligna*, *Atriplex nummularia* Lindl. and *Schinus molle* L. showed 100 % survival rates in non-fertilized soils. These results were then used to evaluate biomass development.

### Growth rates

Assessing the average growth rates observed between 2003 and 2007, results indicated that *A. saligna* demonstrated the greatest levels of growth in both the fertilized and non-fertilized plots of the 2002 experiment, reaching 3.3 m and 2.7 m, respectively. *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don also showed notable height increases in the same period, reaching 2.6 m and 2.3 m respectively. Other species - for example *A. capensis* Colla and *E. camaldulensis* Dehnh. - showed good results in fertilized soil, with both species reaching about 1.4 m (Table 2).

For the 2002 experiment, the individual specimens of *A. saligna* that had reached the greatest heights in 2007 were additionally measured in 2008, recording a maximum of 6.6 m and a minimum of 4.9 m with a coefficient of variation of 11.5 %. *Acacia cyclops* showed a maximum and minimum height of 4.6 and 3.1 m, with a coefficient of variation of 14.2 %. *Acacia caven* (Mol.) Mol. had the lowest heights - between 2.5 and 1.5 m - as well as greater variability in growth response

(H, cm). La concentración total de Cu en las plantas también se midió por espectrometría de absorción atómica (L'vov, 2005). Las concentraciones promedio de Cu para cada especie se compararon dentro de cada tratamiento y entre los tratamientos. Además, los datos de referencia sobre *Acacia saligna* (Labill.) H. L. Wendl en condiciones normales de suelo (Cuadro 1) se compararon con las concentraciones de Cu en tallos, hojas y suelo de los especímenes de *A. saligna* en los sitios de tratamiento. Dichos contenidos de referencia fueron analizados por el equipo de investigación, con base en muestras coleccionadas por el personal de la Corporación Nacional Forestal (CONAF).

### Análisis estadístico

La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis, 1952) se realizó para probar la hipótesis nula de que las medianas dentro y entre los tratamientos son iguales ( $H_0 : \chi_1 = \chi_2$ ). Un nivel de confianza de 95 % ( $P = 0.05$ ) se utilizó para todos los análisis y evaluaciones de biomasa (alturas y diámetros de dosel) y para las concentraciones de Cu. La prueba de Wilcoxon se utilizó para determinar qué concentraciones fueron significativamente diferentes de la mediana de la población; los valores de  $P < 0.05$  llevaron al rechazo de la hipótesis nula. Los resultados se representaron gráficamente y se evaluaron para todos los individuos, especies y tratamientos, con el fin de determinar las mejores especies para la fitoestabilización en el área de estudio.

## Resultados y discusión

### Tasas de supervivencia

A pesar de las concentraciones altas de Cu observadas en los relaves, las especies bajo análisis demostraron buenas tasas de supervivencia. Por ejemplo, la tasa promedio de supervivencia de la especie plantada sin suelo fertilizado (área de relaves adyacente al tratamiento "A") fue 74.8 %, mientras que para las especies cultivadas en suelo fertilizado (tratamiento "A") fue 87 %. Se observó un aumento promedio de 12 % en las tasas de supervivencia de las especies plantadas en suelos fertilizados en comparación con aquellas en contacto directo con los relaves. Solamente *A. saligna*, *Atriplex nummularia* Lindl. y *Schinus molle* L. mostraron tasas de supervivencia de 100 % en suelos no fertilizados. Estos resultados se utilizaron para evaluar el desarrollo de la biomasa.

### Tasas de crecimiento

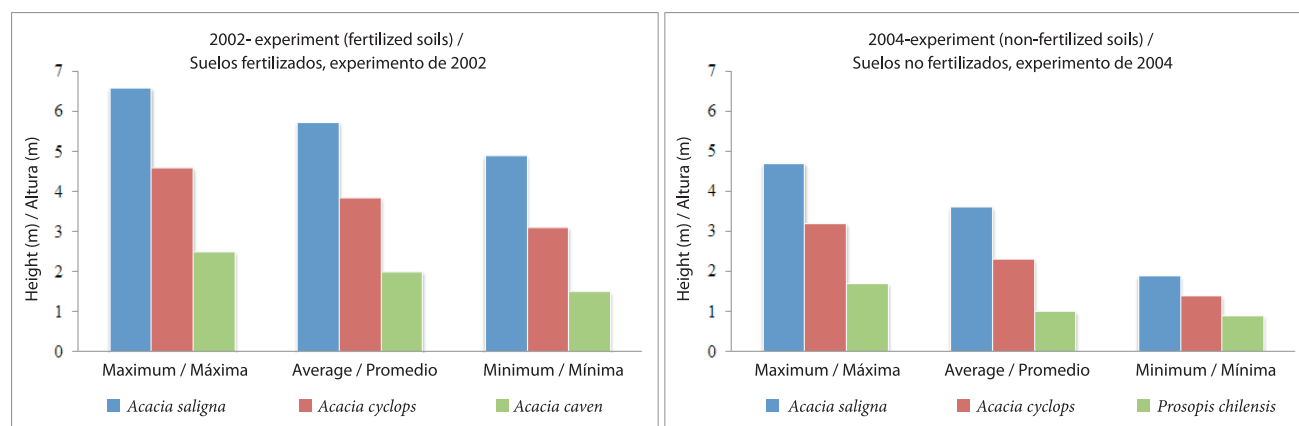
Al evaluar las tasas de crecimiento promedio observadas entre 2003 y 2007, los resultados indicaron que *A. saligna* mostró los mayores niveles de crecimiento, tanto en las

**Table 2. Increases in height at the end of the measurement period (2007) for the 2002 experiment. Experiments established in Cu contaminated soils in the Coquimbo Region, Chile.**

**Cuadro 2. Incrementos en la altura de las plantas del experimento del año 2002 con respecto al final del periodo de medición (2007). Experimentos establecidos en suelos contaminados con Cu en la Región de Coquimbo, Chile.**

Number / Número	Species /Especie	Average increase in height (cm) (2003-2007) / Aumento promedio en altura (cm) (2003-2007)	
		2002-experiment fertilized soils / Suelos fertilizados experimento de 2002	2002-experiment non-fertilized soils / Suelos no fertilizados experimento de 2002
1	<i>Acacia capensis</i> Colla	144	28
2	<i>Acacia caven</i> (Mol.) Mol.	100	4
3	<i>Acacia cyclops</i> A. Cunn. ex G. Don	232	261
4	<i>Acacia decurrens</i> (Wendl. f.) Willd.	139	60
5	<i>Acacia saligna</i> (Labill.) H. L. Wendl.	328	269
6	<i>Atriplex nummularia</i> Lindl.	95	53
7	<i>Atriplex repanda</i> Phil.	52	17
8	<i>Atriplex semibaccata</i> R. Br.	Herbaceous / Herbácea	Not measured / No medida
9	<i>Casuarina</i> sp.	124	25
10	<i>Cupressus macrocarpa</i> Gordon	55	12
11	<i>Encelia canescens</i> Lam.	70	0
12	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	146	58
13	<i>Eucalyptus cladocalyx</i> F. Muell.	93	75
14	<i>Galenia secunda</i> (L. f.) Sond.	Herbaceous / Herbácea	Not measured / No medida
15	<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Sm.) I. M. Johnst.	0	0
16	<i>Prosopis chilensis</i> (Mol.) Stuntz emend. Burk.	92	12.9
17	<i>Quillaja saponaria</i> Molina	30	0
18	<i>Schinus molle</i> L.	118	12
19	<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	48	0
20	<i>Senna candolleana</i> (Vogel) H. S. Irwin & Barneby	82	0
Total averages / Promedios totales		108	49





**Figure 3. Variability in maximum, mean and minimum height for individuals of *Acacia saligna*, *A. cyclops* and *A. caven* recorded in the 2002 and 2004 experiments. Experiments established in Cu contaminated soils in the Coquimbo Region, Chile.**

**Figura 3. Variabilidad en altura máxima, media y mínima de individuos de *Acacia saligna*, *A. cyclops* y *A. caven* evaluados en los experimentos de los años 2002 y 2004. Experimentos establecidos en suelos contaminados con Cu en la Región de Coquimbo, Chile.**

(15.1 %) (Figure 3). The best responses observed for the 2004 experiment, indicated that, after only three years, *A. saligna* trees can reach heights between 1.7 and 4.7 m. *Acacia cyclops* reached heights ranging from 1 to 3.6 m; *Prosopis chilensis* (Molina) Stuntz was less developed in height (< 2 m) relative to the other two species mentioned (Figure 3).

### Canopy diameter

The same species that performed well in terms of vertical growth showed the best results in terms of canopy development. For instance, in the 2002 experiment, *A. saligna* achieved the highest canopy diameters with a maximum of 4.9 m and a minimum of 2.5 m (Figure 4). The canopy areas for this species ranged from a maximum of 19.1 m<sup>2</sup> to a minimum of 4.8 m<sup>2</sup>. *Acacia caven* demonstrated less canopy growth: maximum canopy diameter was 3 m and maximum area was 16.9 m<sup>2</sup>, while minimum diameter was 1.4 m, and minimum area was 2.9 m<sup>2</sup>. In the 2004 experiment, the canopy diameter for *A. saligna* reached a maximum value of 3.9 m with a maximum canopy area of 11.9 m<sup>2</sup>. In this latter experiment *A. cyclops* and *P. chilensis* demonstrated the same pattern as the 2002 experiment, with much less development than *A. saligna* (Figure 4).

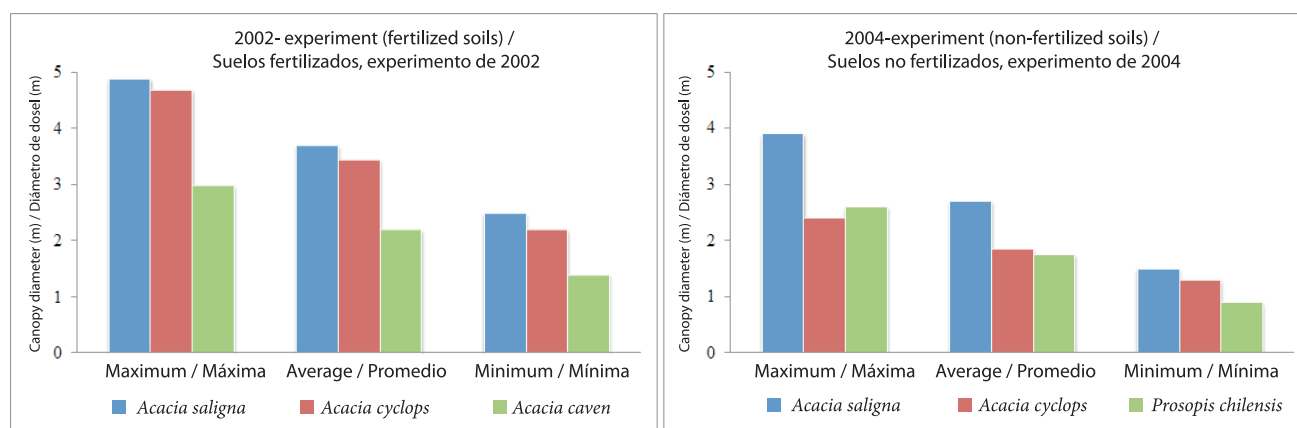
The statistical results and the final comparisons between the species regarding survival rates also demonstrated that the *A. saligna* trees are more adaptable in terms of growth and biomass development than the other species studied (Table 3; Figure 5). Similar results were found by Coates (2005) when studying selected tree species for a mine tailings bioremediation project in Peru. Coates' study showed that, of the 25 species and varieties tested, *A. saligna* had the largest base diameter and height. This study confirms that *A. saligna* is very

parcelas fertilizadas y no fertilizadas del experimento de 2002, alcanzando 3.3 m y 2.7 m, respectivamente. *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don, también mostró notables incrementos de altura en el mismo periodo, alcanzando 2.6 y 2.3 m, respectivamente. Otras especies, por ejemplo *A. capensis* Colla y *E. camaldulensis* Dehnh mostraron buenos resultados en suelo fertilizado, ambas alcanzaron alrededor de 1.4 m (Cuadro 2).

Para el experimento del año 2002, las muestras individuales de *A. saligna*, que alcanzaron las mayores alturas en 2007, se midieron adicionalmente en 2008, registrando un máximo de 6.6 m y un mínimo de 4.9 m con un coeficiente de variación de 11.5 %. *Acacia cyclops* mostró altura máxima y mínima de 4.6 y 3.1 m, con un coeficiente de variación de 14.2 %. *Acacia caven* (Mol.) Mol. tuvo las alturas más bajas, entre 2.5 y 1.5 m, así como una mayor variabilidad en la respuesta de crecimiento (15.1 %) (Figura 3). Las respuestas observadas para el experimento de 2004 indicaron que, después de solo tres años, los árboles de *A. saligna* alcanzaron alturas entre 1.7 y 4.7 m; *A. cyclops* alcanzó alturas de 1 a 3.6 m y *Prosopis chilensis* (Molina) Stuntz tuvo una altura menos desarrollada (< 2 m) con relación a las otras dos especies mencionadas (Figura 3).

### Diámetro del dosel

Las mismas especies que obtuvieron buenos resultados en términos de crecimiento vertical mostraron los mejores resultados en términos de desarrollo de dosel. Por ejemplo, en el experimento de 2002, *A. saligna* alcanzó los diámetros más grandes de dosel con un máximo de 4.9 m y un mínimo de 2.5 m (Figura 4). Las áreas de dosel para esta especie oscilaron entre un máximo de 19.1 m<sup>2</sup> y un mínimo de 4.8 m<sup>2</sup>. *Acacia caven* mostró menor crecimiento de dosel, el diámetro máximo fue de 3 m y la



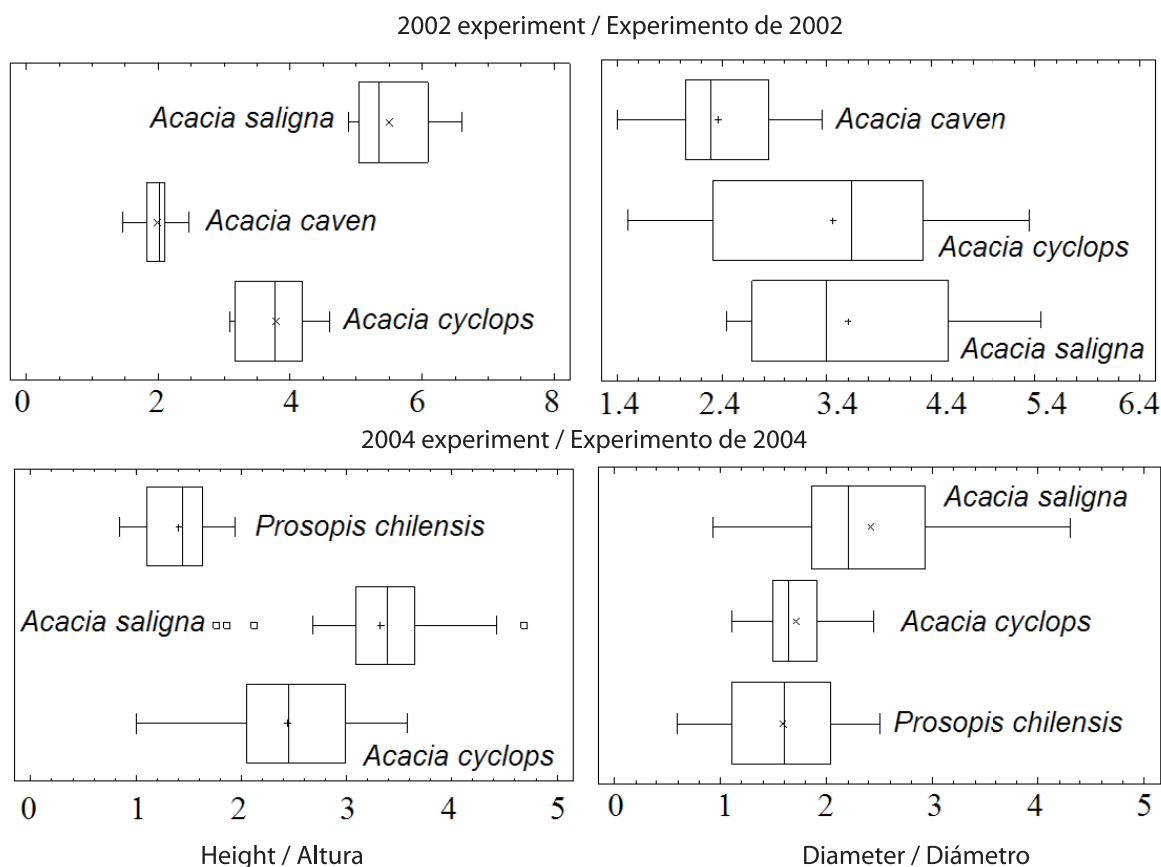
**Figure 4. Variability in maximum, mean and minimum canopy diameter for individuals of *Acacia saligna*, *A. cyclops* and *A. caven* recorded in 2002 and 2004 experiments. Experiments established in Cu contaminated soils in the Coquimbo Region, Chile.**

**Figura 4. Variabilidad en diámetro máximo, medio y mínimo del dosel de individuos de *Acacia saligna*, *A. cyclops* y *A. caven* evaluados en los experimentos de los años 2002 y 2004. Experimentos establecidos en suelos contaminados con Cu en la Región de Coquimbo, Chile.**

**Table 3. Results of non-parametric Wilcoxon test ( $P < 0.05$ ).**

**Cuadro 3. Resultados de la prueba no paramétrica de Wilcoxon ( $P < 0.05$ ).**

Experiment / Experimento	Variable	Comparison / Comparación	Z value / Valor Z	P value / Valor P	Null hypothesis / Hipótesis nula
2002	Height / Altura	<i>A. saligna</i> v/s <i>A. cyclops</i>	2.3664	* 0.0179	Rejected / Rechazada
2002	Height / Altura	<i>A. saligna</i> v/s <i>A. caven</i>	2.3664	* 0.0179	Rejected / Rechazada
2002	Height / Altura	<i>A. cyclops</i> v/s <i>A. caven</i>	2.3664	* 0.0179	Rejected / Rechazada
2002	Diameter / Diámetro	<i>A. saligna</i> v/s <i>A. cyclops</i>	0.4708	0.637	Accepted / Aceptada
2002	Diameter / Diámetro	<i>A. saligna</i> v/s <i>A. caven</i>	2.7307	* 0.0063	Rejected / Rechazada
2002	Diameter / Diámetro	<i>A. cyclops</i> v/s <i>A. caven</i>	2.4168	* 0.0156	Rejected / Rechazada
2004	Height / Altura	<i>A. saligna</i> v/s <i>A. cyclops</i>	3.2285	* 0.0012	Rejected / Rechazada
2004	Height / Altura	<i>A. saligna</i> v/s <i>P. chilensis</i>	2.2013	* 0.0277	Rejected / Rechazada
2004	Height / Altura	<i>A. cyclops</i> v/s <i>P. chilensis</i>	2.2013	* 0.0277	Rejected / Rechazada
2004	Diameter / Diámetro	<i>A. saligna</i> v/s <i>A. cyclops</i>	3.3768	* 0.0007	Rejected / Rechazada
2004	Diameter / Diámetro	<i>A. saligna</i> v/s <i>P. chilensis</i>	2.8240	* 0.0047	Rejected / Rechazada
2004	Diameter / Diámetro	<i>A. cyclops</i> v/s <i>P. chilensis</i>	1.0982	* 0.2720	Rejected / Rechazada



**Figure 5.** Box plot for the height and canopy diameter, for trees in the 2002 and 2004 experiments. Experiments established in Cu contaminated soils in the region of Coquimbo, Chile. The low quantile (25 %) and upper quantile (75 %) are represented by box limits; the median is represented by the line crossing the boxes.

**Figura 5.** Diagrama de cajas para la altura y el diámetro de dosel de los árboles en los experimentos de los años 2002 y 2004. Experimentos establecidos en suelos contaminados con Cu en la Región de Coquimbo, Chile. El cuantil bajo (25 %) y cuantil superior (75 %) están representados por los límites de la caja; la mediana está representada por la línea que cruza las cajas.

able to adapt to unfavorable soil conditions with high Cu concentrations and in arid climates.

#### Cu concentrations in soils and *A. saligna*

The average copper concentration at different soil depths (three samples for each depth at each treatment) showed higher concentration values closer to the soil surface (10-20 cm) with an average value of 3,064.8 ppm. Between 40 and 50 cm the average concentration was 2,045.2 ppm; and for 60-80 cm the average Cu concentration was 2,066.2 ppm. This pattern was observed within each treatment and between all treatments (Table 4). These Cu concentrations are larger than those found by Das and Maiti (2007) for Cu tailings located in India, which ranged between 1,008 and 1,803 ppm. Moreover these Cu concentrations range from two to more than 100 times larger than those found at 26 different agricultural soils in North-Central regions of Chile that were evaluated by De

superficie máxima fue de 16.9 m<sup>2</sup>, mientras que el diámetro mínimo fue de 1.4 m y el área mínima fue de 2.9 m<sup>2</sup>. En el experimento de 2004, el diámetro de dosel de *A. saligna* alcanzó un valor máximo de 3.9 m con área máxima de dosel de 11.9 m<sup>2</sup>. En este último experimento, *A. cyclops* y *P. chilensis* mostraron el mismo patrón que en el experimento de 2002, con mucho menos desarrollo que *A. saligna* (Figura 4).

Los resultados estadísticos y las comparaciones finales entre las especies con relación a las tasas de supervivencia, también mostraron que los árboles *A. saligna* son más adaptables en términos de crecimiento y desarrollo de biomasa que las otras especies estudiadas (Cuadro 3; Figura 5). Resultados similares fueron encontrados por Coates (2005) al estudiar las especies de árboles seleccionadas para un proyecto de biorremediación de relaves mineros en Perú. El estudio de Coates mostró que *A. saligna* tuvo el mayor diámetro base y altura de 25 especies y variedades



**Table 4. Copper concentration (ppm) for the different experiments in the Coquimbo Region, Chile.**  
**Cuadro 4. Concentración de cobre (ppm) en suelos de la Región de Coquimbo, Chile.**

Depth (cm)/ Profundidad (cm)	2002-experiment/ Experimento de 2002				2004-experiment/ Experimento de 2004				Control treatment/ Tratamiento testigo			
	Sample 1/ Muestra 1	Sample 2/ Muestra 2	Sample 3/ Muestra 3	Average/ Promedio	Sample 1/ Muestra 1	Sample 2/ Muestra 2	Sample 3/ Muestra 3	Average/ Promedio	Sample 1/ Muestra 1	Sample 2/ Muestra 2	Sample 3/ Muestra 3	Average/ Promedio
10-20	3,501	3,356.3	3,230.8	3,362.7	3,472.5	3,232.8	2,815.7	3,158.66	3,036.8	3,152.7	1,784.4	2,657.96
40-50	2,153	4,37.9	1,343.5	1,311.46	3,671.9	2,183	1,566.7	2,473.86	2,914.8	878.5	1,257.2	1,683.5
60-80	2,101.2	2,140.8	2,735.8	2,325.93	2,500	1,994.8	3,416.1	2,636.96	1,966.8	836.9	903.3	1,235.66

Gregori, Fuentes, Rojas, Pinochet, and Potin-Gautier (2003); they observed average Cu concentrations ranging between 11 and 530 ppm. The comparison of soil Cu concentrations in the treatments vs. control plots were not significantly different, indicating that trees did not absorb a significant amount of Cu or significantly rehabilitate the soil. The oldest trees in the study were only five years old at the time of the assessment, so it we hypothesize that the trees would absorb more Cu, and thus more meaningfully reduce soil Cu concentrations, as they become older and bigger.

Cu concentrations recorded in the leaves of *A. saligna* were significantly different from referenced values observed in Table 1 under normal soil conditions. Significant differences in the Cu concentration were only observed when comparing stem to leaf in the same individual within each treatment (2002 and 2004 experiments). Our results were found to be consistent with González et al. (2008), who indicated that the stems have significantly lower Cu concentrations than those observed in leaves (Figure 6).

Our results showed highest rates of Cu accumulation for both leaves and stems in *A. saligna*, when compared to all the species considered in this study. Thus, despite a large number of factors limiting growth and plant health – such as fertility, physical, chemical and biological metal toxicity, and macro-nutritional deficiencies, among others - we demonstrate that the phytostabilization, for recovery of soils contaminated with copper, with native and exotic species is successful in the Coquimbo region. For these purposes *A. saligna* seems to be one of the best species, with higher survival rates and biomass development. This presents crucial information for future studies or phytostabilization projects aimed at minimizing the environmental impacts of mining or industrial activities in arid regions of Chile.

probadas. Este estudio confirma que *A. saligna* es muy capaz de adaptarse a condiciones de suelo desfavorables con altas concentraciones de Cu y a climas áridos.

#### Concentraciones de Cu en suelos y *A. saligna*

La concentración promedio de Cu en diferentes profundidades del suelo (tres muestras para cada profundidad en cada tratamiento) mostró valores de concentración más altos cerca de la superficie del suelo (10-20 cm) con un valor promedio de 3,064.8 ppm. Entre 40 y 50 cm, la concentración promedio fue de 2,045.2 ppm, y para 60 a 80 cm, la concentración promedio de Cu fue de 2,066.2 ppm. Este patrón se observó dentro de cada tratamiento y entre todos los tratamientos (Cuadro 4). Estas concentraciones de Cu son más grandes que las encontradas por Das y Maiti (2007) en relaves de Cu ubicados en India, que oscilaban entre 1,008 y 1,803 ppm. Además, las concentraciones de Cu reportadas en el presente trabajo son desde dos a más de 100 veces mayores que las encontradas en 26 suelos agrícolas de las regiones norte-centro de Chile por De Gregori, Fuentes, Rojas, Pinochet, y Potin-Gautier (2003); quienes reportaron concentraciones promedio de Cu que oscilan entre 11 y 530 ppm. Las concentraciones de Cu en el suelo de los tratamientos frente a las parcelas testigo no fueron significativamente diferentes ( $P > 0.05$ ), lo que indica que los árboles no absorben una cantidad significativa de Cu o que rehabilitan significativamente el suelo. Los árboles más antiguos del estudio tenían solo cinco años de edad en el momento de la evaluación; por ello se tiene la hipótesis de que los árboles podrían absorber más Cu y, por tanto, reducir las concentraciones de Cu del suelo de manera más significativa, a medida que estén más viejos y grandes.

Las concentraciones de Cu registradas en las hojas de *A. saligna* fueron significativamente diferentes

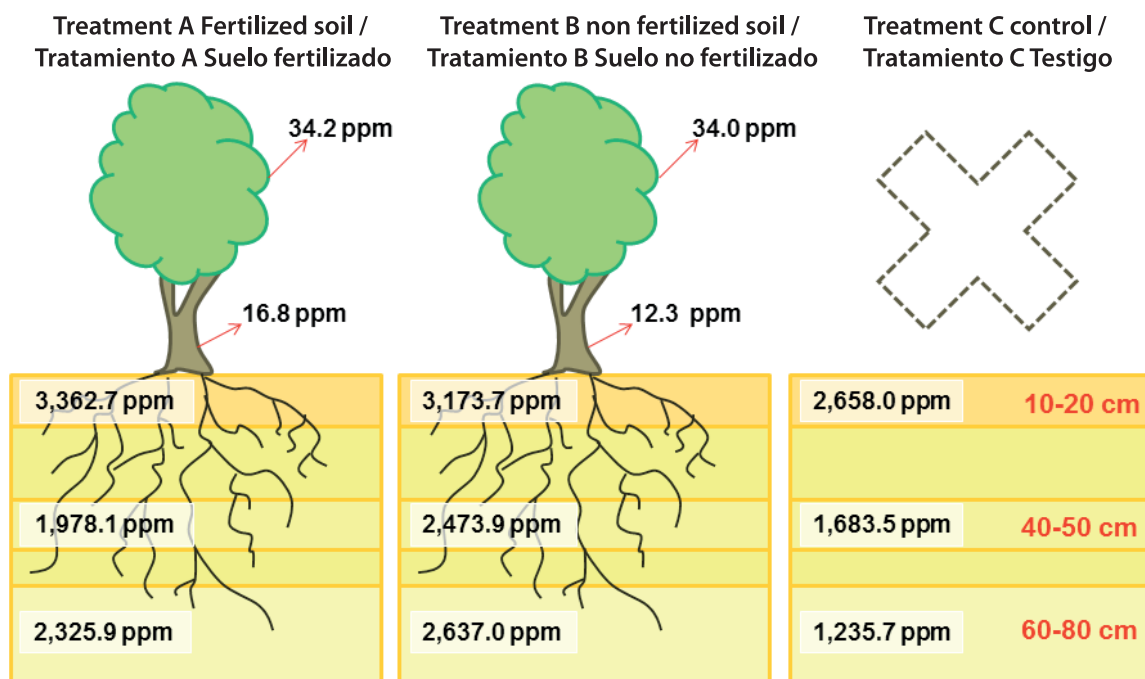


Figure 6. Conceptual representation of average Cu concentrations at each treatment, for stems and leaves of *Acacia saligna* (Treatment A with 15 samples and treatment B with eight samples); and for different soil depths (10-20, 40-50 and 60-80 cm) (each treatment with three samples).

Figura 6. Representación conceptual de las concentraciones promedio de Cu en cada tratamiento, para tallos y hojas de *Acacia saligna* (Tratamiento A con 15 muestras y tratamiento B con ocho muestras), y para diferentes profundidades de suelo (10-20, 40-50 y 60-80 cm) (cada tratamiento con tres muestras).

## Conclusions

Various ways to rehabilitate mining waste areas are suggested in literature, but most of them are high-cost technologies with rapid deployment, and many are environmentally inappropriate. Within this framework phytostabilization techniques represent the cheapest approach with the least – and arguably a positive – environmental impact. According to our results, *A. saligna* is the best species for phytostabilization activities in the Coquimbo Region. Despite these findings, it cannot be concluded that *A. saligna* should be the only species used, since a mix of different species (Cu accumulators) seems to be an appropriate alternative. Developing a mixed-species approach requires further research, in order to determine which combination of species and candidate trees achieves optimal forest development and rehabilitation of soils in areas contaminated by copper.

## Acknowledgements

The authors thank all those who facilitated the development of this research, particularly to the Corporación Nacional Forestal (CONAF), Ministry of Agriculture of Chile.

( $P < 0.05$ ) de los valores de referencia reportados en el Cuadro 1 en condiciones normales de suelo. Las diferencias significativas en la concentración de Cu solamente se observaron cuando se comparó el tallo con la hoja en el mismo individuo dentro de cada tratamiento (experimentos de 2002 y 2004). Los resultados de este trabajo son consistentes con González et al. (2008), quienes indicaron que los tallos tienen concentraciones de Cu significativamente más bajas que las hojas (Figura 6).

Los resultados del presente trabajo mostraron tasas más altas de acumulación de Cu para hojas y tallos en *A. saligna*, cuando se comparó con todas las especies consideradas en este estudio. Por lo tanto, a pesar de un gran número de factores que limitan el crecimiento y la salud de las plantas, tales como la fertilidad, la toxicidad física, química y biológica de los metales, y las deficiencias de macronutrientes, entre otros, se demuestra que la fitoestabilización para la recuperación de suelos contaminados con Cu, a través de especies nativas y exóticas es exitosa en la región de Coquimbo. Para estos propósitos, *A. saligna* parece ser una de las mejores especies con mayores tasas de supervivencia y desarrollo de biomasa. Esto presenta información crucial para futuros estudios o proyectos

End of English version

## References / Referencias

- Azadpour, A., & Matthews, J. (1996). Remediation of metal-contaminated sites using plants. *Remediation Journal*, 6(3), 1–18. doi: 10.1002/rem.3440060302
- Badilla-Ohlbaum, R., Ginocchio, R., Rodríguez, P. H., Céspedes, A., González, S., Allen, H. E., & Lagos, G. E. (2001). Relationship between soil copper content and copper content of selected crop plants in central Chile. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 2749–2757. doi: 10.1002/etc.5620201214
- Bersier, P., Howell, J., & Bruntlet, G. (1994). Advanced electrochemical techniques versus atomic absorption spectrometry: inductively coupled plasma atomic emission mass spectrometry in environmental analysis. *Analyst*, 119, 219–231. doi: 10.1039/AN9941900219
- Buccolieri, A., Buccolieri, G., Dell'Atti, A., Strisciullo, G., & Gagliano-Candela, R. (2010). Monitoring of total and bioavailable heavy metals concentration in agricultural soils. *Environmental monitoring and assessment*, 168(1-4), 547–560. doi: 10.1007/s10661-009-1133-0
- Canning-Clode, J., Fofonoff, P., Riedel, G. F., Torchin, M., & Ruiz, G. M. (2011). The effects of copper pollution on fouling assemblage diversity: A tropical-temperate comparison. *PLoS ONE*, 6(3), e18026. doi: 10.1371/journal.pone.0018026
- Coates, W. (2005). Tree species selection for a mine tailings bioremediation project in Peru. *Biomass and Bioenergy*, 28(4), 418–423. doi:10.1016/j.biombioe.2004.11.002
- Das, M., & Maiti, S. K. (2007). Metal accumulation in 5 native plants growing on abandoned CU-tailings ponds. *Applied Ecology and Environmental Research*, 5(1), 27–35. Obtenido de [http://aloki.hu/pdf/0501\\_027035.pdf](http://aloki.hu/pdf/0501_027035.pdf)
- De Gregori, I., Fuentes, E., Rojas, M., Pinochet, H., & Potin-Gautier, M. (2003). Monitoring of copper, arsenic and antimony levels in agricultural soils impacted and non-impacted by mining activities, from three regions in Chile. *Journal of Environmental Monitoring*, 5(2), 287–295.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2000). *Introduction to phytoremediation*. Cincinnati, Ohio, USA: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research Development, US Environmental Protection Agency.
- Falvey, M., & Garreaud, R. (2007). Wintertime precipitation episodes in central Chile: Associated meteorological conditions and orographic influences. *Journal of Hydrometeorology*, 8, 171–193. doi: 10.1175/JHM562.1
- Favier, V., Falvey, M., Rabatel, A., Pradeiro, E., & López, D. (2009). Interpreting discrepancies between discharge and precipitation in high-altitude area of Chile's Norte-Chico region (26–32S). *Water Resources Research*, 45(W02424). doi: 10.1029/2008WR006802
- Food and Agriculture Organization (FAO). (1998). *Soil and terrain database for Latin America and the Caribbean*. Rome, Italy: Author.
- Ginocchio, R., & Baker, A. J. M. (2004). Metallophytes in Latin America: A remarkable biological and genetic de fitoestabilización dirigidos a minimizar los impactos ambientales de la minería o de actividades industriales en las regiones áridas de Chile.

## Conclusiones

En la literatura se sugieren diversas formas para rehabilitar las áreas de residuos mineros, pero la mayoría de ellas son tecnologías de alto costo con un despliegue rápido y muchas no son apropiadas para el medio ambiente. Dentro de este marco, las técnicas de fitoestabilización representan el enfoque más barato con el menor y positivo impacto ambiental. De acuerdo con nuestros resultados, *A. saligna* es la mejor especie para las actividades de fitoestabilización en la Región de Coquimbo. A pesar de estos resultados, no se puede concluir que *A. saligna* debe ser la única especie utilizada, ya que una mezcla de diferentes especies (acumuladoras de Cu) parece ser una alternativa apropiada. El desarrollo de un enfoque de especies mixto requiere más investigación, con el fin de determinar qué combinación de especies y árboles candidatos logra el desarrollo forestal óptimo y la rehabilitación de suelos en áreas contaminadas por cobre.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a todos los que colaboraron con el desarrollo de esta investigación, en particular a la Corporación Nacional Forestal (CONAF), Ministerio de Agricultura de Chile.

## Fin de la versión en español

resource scarcely known and studied in the region. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(1), 185–194. doi: 10.4067/S0716-078X2004000100014

Ginocchio, R., Carvallo, G., Toro, I., Bustamante, E., Silva, E., & Sepúlveda, N. (2004). Micro-spatial variation of soil metal pollution and plant recruitment near a copper smelter in central Chile. *Environmental Pollution*, 127,343–352. doi: 10.1016/j.envpol.2003.08.020

Ginocchio, R., Rodríguez, P., Badilla-Ohlbaum, R., Allen, H., & Lagos, G. (2002). Effect of soil copper content and PH on copper uptake of selected vegetables grown under controlled conditions. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 21, 117–125. doi: 10.1002/etc.5620210828

Ginocchio, R., Sánchez, P., De La Fuente, L. M., Camus, I., Bustamante, E., Silva, Y., ...Rodríguez, P. H. (2006). Agricultural soils spiked with copper mine wastes and copper concentrate: Implications for copper bioavailability and bioaccumulation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, 712–718. doi:10.1897/05-105R.1

González, S. (1994). Estado de la contaminación de los suelos en Chile. In G. Espinoza, P. Pisani, L. Contreras, &



- P. Camus (Eds.), *Perfil ambiental de Chile* (pp. 199–234). Santiago, Chile: Comisión Nacional del Medio Ambiente.
- González, I., Muena, V., Cisternas, M., & Neaman, A. (2008). Acumulación de cobre en una comunidad vegetal afectada por contaminación minera en el valle de Puchuncaví, Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81(2), 279–291. doi: 10.4067/S0716-078X2008000200010
- Karczewska, A., Mocek, A., Goliński, P., & Mleczek, M. (2015). Phytoremediation of copper-contaminated soil. In A. A. Ansari, S. S. Gill, R. Gill, G. R. Lanza, & L. Newman (Eds.), *Phytoremediation* (pp. 143–170). Switzerland: Springer International Publishing. doi: 10.1007/978-3-319-10969-5\_12
- Kruskal, W., & Wallis, W. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583–621. doi: 10.1080/01621459.1952.10483441
- Kwon-Rae, K., & Owens, G. (2009). Chemodynamics of heavy metals in long-term contaminated soils: Metal speciation in soil solution. *Journal of Environmental Sciences*, 21(11), 1532–1540. doi:10.1016/S1001-0742(08)62451-1
- Li, X., & Huang, L. (2015). Toward a new paradigm for tailings phytostabilization-nature of the substrates, amendment options, and anthropogenic pedogenesis. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(8), 813–839. doi: 10.1080/10643389.2014.921977
- L'vov, B. V. (2005). Fifty years of atomic absorption spectrometry. *Journal of Analytical Chemistry*, 60(4), 382–392. doi: 10.1007/s10809-005-0103-0
- Mackie, K. A., Müller, T., & Kandeler, E. (2012). Remediation of copper in vineyards – A mini review. *Environmental Pollution*, 167, 16–26. doi: 10.1016/j.envpol.2012.03.023
- Meier, S., Alvear, M., Borie, F., Aguilera, P., Ginocchio, R., & Cornejo P. (2012). Influence of copper on root exudates patterns in some metallophytes and agricultural plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 75, 8–15. doi: 10.1016/j.ecoenv.2011.08.029
- Mendez, M. O., & Maier, R. M. (2008). Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments. An emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, 116, 278–283. doi: 10.1289/ehp.10608
- Morales, L., Canessa, F., Mattar, C., Orrego, R., & Matus, F. (2006). Caracterización y zonificación edáfica y climática de la Región de Coquimbo, Chile. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 6(3), 52–74. doi:10.4067/S0718-27912006000300005
- Nanda-Kumar, P. B. A., Dushenkov, V., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology*, 29, 1232–1238. doi: 10.1021/es00005a014
- Neuman, D., & Ford, K. L. (2006). Phytostabilization as a remediation alternative at mining sites. Obtenido de <http://www.blm.gov/nstc/library/pdf/TN420.pdf>
- Ortiz-Calderón, C., Alcaide, O., & Kao, J. L. (2008). Copper distribution in leaves and roots of plants growing on a copper mine-tailing storage facility in northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81, 489–499. doi: 10.4067/S0716-078X2008000400004
- Pinto, E., Aguiar, A., & Ferreira, I. (2014). Influence of soil chemistry and plant physiology in the phytoremediation of Cu, Mn, and Zn. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 33(5), 351–373. doi: 10.1080/07352689.2014.885729
- Pizarro, R., Valdés, R., García-Chevesich, P., Vallejos, C., Sangüesa, C., Morales, C., ... Fuentes, R. (2012). Latitudinal analysis of rainfall intensity and mean annual precipitation in Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 72(2), 252–261. doi: 10.4067/S0718-58392012000200014
- Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169–181. doi: 10.1016/j.plantsci.2010.08.016
- Salt, D. E., Blaylock, M., Nanda-Kumar, P. B. A., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnology*, 13, 468–475. doi:10.1038/nbt0595-468
- Sarma, H. (2011). Metal hyperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4(2), 118–138. doi: 10.3923/jest.2011.118.138
- Stern, B. R. (2010). Essentiality and toxicity in copper health risk assessment: Overview, update and regulatory considerations. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 73(2-3), 114–127. doi: 10.1080/15287390903337100
- Valdés-Pineda, R., Pizarro, R., Valdés, J. B., Carrasco, J. F., García-Chevesich, P., & Olivares, C. (2015). Spatio-temporal trends of precipitation, its aggressiveness and concentration, along the Pacific coast of South America (36°–49 °S). *Hydrological Sciences Journal*. doi:10.1080/02626667.2015.1085989
- Valdés-Pineda, R., Pizarro, R., García-Chevesich, P., Valdés, J. B., Olivares, C., Vera, M., ... & Helwig, B. (2014). Water governance in Chile: Availability, management and climate change. *Journal of Hydrology*, 519, 2538–2567. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.04.016
- Verdejo, J., Ginocchio, R., Sauvé, S., Salgado, E., & Neaman, A. (2015). Thresholds of copper phytotoxicity in field-collected agricultural soils exposed to copper mining activities in Chile. *Ecotoxicology and environmental safety*, 122, 171–177. doi:10.1016/j.ecoenv.2015.07.026