



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DE BIOFERTILIZANTES PARA EL ESTABLECIMIENTO DE
PLANTAS NATIVAS EN RELAVES MINEROS DE LA ZONA CENTRAL DE
CHILE**

***EVALUATION OF BIOFERTILIZERS FOR ESTABLISHMENT OF NATIVE
PLANTS IN MINE TAILINGS OF CENTRAL CHILE***

**TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AGRÓNOMO Y
AL GRADO DE MAGÍSTER EN MANEJO DE SUELOS Y AGUAS**

GONZALO ALBERTO BORDONES TORRES

Directores de Tesis

**YASNA TAPIA FERNÁNDEZ
MANUEL CASANOVA PINTO**

Profesores Consejeros

**JOSÉ I. COVARRUBIAS
OSCAR SEGUEL SEGUEL**

Evaluadora Externa

MÓNICA ANTILÉN LIZANA

Santiago-Chile
2020

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DE BIOFERTILIZANTES PARA EL ESTABLECIMIENTO DE
PLANTAS NATIVAS EN RELAVES MINEROS DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE**

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de
Ingeniero Agrónomo y al Grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

GONZALO ALBERTO BORDONES TORRES

Calificaciones	Calificaciones
(Memoria de Título)	(Tesis de Grado)

DIRECTORES DE TESIS

Yasna Tapia Fernández

Ingeniero en Alimentos, Ph.D.

Manuel Casanova Pinto

Ingeniero Agrónomo, MSc.

PROFESORES CONSEJEROS

José I. Covarrubias

Ingeniero Agrónomo, Ph.D.

Oscar Seguel Seguel

Ingeniero Agrónomo, Dr.

Santiago, Chile
2020

AGRADECIMIENTOS

Mis sinceros agradecimientos a todos los que me ayudaron a terminar este proceso. En el laboratorio: muchísimas gracias Profe Yasna, por ayudarme a concretar esta tesis y guiarme dentro del ámbito profesional; gracias también al Benjita, Edouard, Sra. Marisol y Sra. Consuelito, Betza y todos los tesistas y practicantes que me acompañaron y apoyaron; gracias al Profe Casanova por su diligencia y pasión al corregir; gracias a mi familia por toda su paciencia y soporte; gracias a mis amigos y al Villa Román por distraerme cuando lo necesité. Sin el apoyo y ayuda de cada uno de ustedes no habría logrado esto.

ÍNDICE

ÍNDICE	1
RESUMEN	3
ABSTRACT	4
INTRODUCCIÓN	5
HIPÓTESIS	7
OBJETIVOS	7
OBJETIVO GENERAL	7
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
MATERIALES Y MÉTODO	8
LUGAR DEL ESTUDIO.....	8
MATERIALES	8
RECOLECCIÓN DE RELAVES MINEROS	8
TRATAMIENTOS Y DISEÑO EXPERIMENTAL.....	10
ANÁLISIS QUÍMICOS DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS	11
ANÁLISIS QUÍMICOS DE RELAVES MINEROS	11
EXTRACCIÓN SECUENCIAL DE RELAVES MINEROS.....	12
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	13
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	14
ANÁLISIS QUÍMICOS DE ENMIENDAS ORGÁNICAS	14
ANÁLISIS QUÍMICOS DE RELAVES MINEROS (RMs)	16
EVALUACIÓN DE LAS PLANTAS	17
CONCLUSIONES	35
LITERATURA CITADA	36
APÉNDICE	44

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Tratamientos para ensayos en relaves mineros (RMs).....	10
Cuadro 2. Propiedades químicas de enmiendas orgánicas.....	14
Cuadro 3. Propiedades químicas de los relaves mineros en Piuquenes.....	16
Cuadro 4. Materia seca y altura de plantas de <i>Carpobrotus chilensis</i> en el tiempo.....	17
Cuadro 5. Concentración de Cu (mg kg ⁻¹) e índice de transporte (Ti) de <i>Carpobrotus chilensis</i> en el tiempo.....	18
Cuadro 6. Concentración de Fe (mg kg ⁻¹) e índice de transporte (Ti) de <i>Carpobrotus chilensis</i> en el tiempo	19

Cuadro 7. Concentración de Mn (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de <i>Carpobrotus chilensis</i> en el tiempo.	20
Cuadro 8. Concentración de Zn (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de <i>Carpobrotus chilensis</i> en el tiempo.	21
Cuadro 9. Concentración de NPK en tejidos vegetales de <i>Carpobrotus chilensis</i> a 140 días.	22
Cuadro 10. Distribución de Cu en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con <i>Carpobrotus chilensis</i>	23
Cuadro 11. Distribución de Mn en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con <i>Carpobrotus chilensis</i>	25
Cuadro 12. Distribución de Zn en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con <i>Carpobrotus chilensis</i>	25
Cuadro 13. Materia seca y altura de plantas de <i>Escallonia rubra</i> en el tiempo.	26
Cuadro 14. Concentración de Cu (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de <i>Escallonia rubra</i> en el tiempo.	27
Cuadro 15. Concentración de Fe (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de <i>Escallonia rubra</i> en el tiempo.	28
Cuadro 16. Concentración de Mn (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de <i>Escallonia rubra</i> en el tiempo.	29
Cuadro 17. Concentración de Zn (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de <i>Escallonia rubra</i> en el tiempo.	30
Cuadro 18. Concentración de NPK en parte aérea de <i>Escallonia rubra</i> cosechadas a los 140 días.	31
Cuadro 19. Distribución de Cu en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con <i>Escallonia rubra</i>	32
Cuadro 20. Distribución de Mn en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con <i>Escallonia rubra</i>	32
Cuadro 21. Distribución de Zn en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con <i>Escallonia rubra</i>	34

Índice de Figuras

Figura 1. Ubicación ($32^{\circ}59'47,96''\text{S } 70^{\circ}15'14,16''\text{W}$) del embalse de relaves Piuquenes.	9
Figura 2. Distribución de Cu, Mn y Zn (%) en relaves mineros y distintos tratamientos después de 140 días de cultivo con <i>Carpobrotus chilensis</i>	24
Figura 3. Distribución de Cu, Mn y Zn (%) en relaves mineros (RMs) y distintos tratamientos después de 140 días de cultivo con <i>Escallonia rubra</i>	33

RESUMEN

La fitoestabilización con adición de enmiendas orgánicas constituye una estrategia sustentable para manejar relaves mineros. El objetivo general de este trabajo fue evaluar el efecto de diversos biofertilizantes en el crecimiento y concentración de metales traza (Cu, Fe, Mn y Zn) y macronutrientes (N-P-K) en *Escallonia rubra* y *Carpobrotus chilensis* cultivadas en relaves mineros. Se realizaron ensayos en macetas con relaves mineros (RMs), *C. chilensis* y *E. rubra*, con aplicación de compost (Com), vinaza (V) o sustancias húmicas comerciales (H); con o sin micorrizas (MZ). Se evaluaron 7 tratamientos: 1) RMs (control), 2) RMs+Com, 3) RMs+V, 4) RMs+H, 5) RMs+Com+MZ, 6) RMs+V+MZ y 7) RMs+H+MZ. El ensayo se mantuvo por 140 días, incluyendo dos muestreos destructivos. Los resultados indican que la biomasa radicular de ambas especies aumentó con compost sin micorrizas. *C. chilensis* presentó capacidad de fitoextracción de Mn. En esta especie, la capacidad de fitoestabilización de Fe y Zn aumentó con vinaza, mientras que para Cu aumentó con compost. En *E. rubra* la fitoestabilización mejoró en RMs+H+MZ y RMs+Com, para Cu y Zn respectivamente, mientras que, sin micorrizas, la fitoestabilización aumentó para Fe y Mn con compost y vinaza respectivamente. El N en parte aérea de *C. chilensis* aumentó significativamente con todos los biofertilizantes. En *E. rubra*, el P aumentó con vinaza y sustancias húmicas junto con micorrizas. En general, se observaron aumentos de disponibilidad de metales con adición de micorrizas, que en algunos casos se reflejó en aumentos de estos metales en las plantas. Se recomienda al compost y *C. chilensis* para la fitoestabilización de estos relaves mineros. Los resultados sugieren que, probablemente, una mezcla biofertilizante con más de una enmienda orgánica y micorrizas mejorarían aún más la capacidad de fitoestabilización.

Palabras clave: fitoestabilización, *Carpobrotus chilensis*, *Escallonia rubra*, compost

ABSTRACT

Phytostabilization with addition of organic amendments constitutes a sustainable strategy to manage mining tailings. General objective of this work was to evaluate effect of biofertilizers on growth and concentration of trace metals (Cu, Fe, Mn and Zn) and macronutrients (N-P-K) in *Escallonia rubra* and *Carpobrotus chilensis* cultivated in mining tailings. Trials were carried out in pots with mining tailings (RMs), *C. chilensis* and *E. rubra*, with application of compost (Com), vinasse (V) or commercial humic substances (H); with or without mycorrhizae (MZ). 7 treatments were evaluated: 1) RMs (control), 2) RMs + Com, 3) RMs + V, 4) RMs + H, 5) RMs + Com + MZ, 6) RMs + V + MZ and 7) RMs + H + MZ. Essay was maintained during 140 days, and two destructive samplings were included, Root biomass of both species increased with compost without mycorrhizae. *C. chilensis* presented a Mn phytoextraction capacity. Phytostabilization capacity of Fe and Zn increased in this species with vinasse, while for Cu it increased with compost. In *E. rubra* phytostabilization improved with mycorrhiza along with humic substances and compost, for Cu and Zn respectively. Without mycorrhizae, it increased for Fe with compost and for Mn with vinasse. N in aerial part of *C. chilensis* increased significantly with all biofertilizers. In *E. rubra*, P increased with vinasse and humic substances along with mycorrhizae. In general, increases of metals availability with addition of mycorrhizae were observed, which in some cases was reflected in increases in these metals in plants. Compost and *C. chilensis* for phytostabilization of these mining tailings are recommended. Results suggest that a biofertilizer mixture with more than one organic amendment and mycorrhizae would probably improve phytostabilization capacity even more.

Keywords: Phytostabilization, *Escallonia rubra*, *Carpobrotus chilensis*, compost

INTRODUCCIÓN

La minería del cobre genera importantes cantidades de relaves mineros (RMs), generalmente compuestos por roca molida, agua, minerales y reactivos de flotación (Espinace *et al.*, 2006). Recientemente en Chile, se ha aprobado (SERNAGEOMIN, 2018) la disposición de casi 14.500 millones de m³, en los 740 depósitos de RMs catastrados. Más aún, diariamente en el país, 3,4 millones de toneladas de RMs son generadas en Chile (SERNAGEOMIN, 2015). Sin embargo, ante esta masiva disposición, numerosos estudios indican que estos residuos representan una fuente de contaminación (de suelos, sedimentos y aguas subterráneas) con elementos traza metálicos (Baize y Sterckeman, 2001; Bes *et al.*, 2014; Kidd *et al.*, 2009; Moreno *et al.*, 2007; Navarro-Flores *et al.*, 2000; Navarro *et al.*, 2004; Navarro y Pérez-Sirvent, 2008; Robles-Arenas *et al.*, 2006; Zipper y Skousen, 2014).

A pesar de las altas concentraciones de metales y/o metaloides en los RMs, los cuales pueden afectar el establecimiento/desarrollo de la vegetación, se estima que la fitoestabilización es una estrategia sustentable para el manejo de ellos. Se define a la fitoestabilización como una técnica de fitorremediación que intenta limitar la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo mediante las raíces de las plantas, e implica el establecimiento de vegetación en el sitio contaminado, revalorizando el suelo (Ali *et al.*, 2013). Con el propósito de inmovilizar, estabilizar, degradar, eliminar o desintoxicar contaminantes por acción de las raíces de las plantas, se espera que la fitoestabilización reduzca o mitigue el riesgo de contaminación por metales traza (Ahmadpour *et al.*, 2015; Pilon-Smits, 2005; Yao *et al.*, 2012). Las plantas actúan como barrera física y/o absorben los compuestos que contienen los RMs evitando su transferencia. Para el establecimiento de plantas, los RMs además poseen inadecuadas características físicas, químicas y biológicas como: inestabilidad y limitada cohesión (He *et al.*, 2005), y/o bajos contenidos de nutrientes esenciales y materia orgánica (Clemente y Pardo, 2012; Santibañez *et al.*, 2007; Vega *et al.*, 2006).

Antes estas dificultades, se ha considerado complementar esta estrategia con el uso de enmiendas orgánicas, pues dependiendo del pH y el grado de humificación, facilitan la adsorción o movilidad de metales. Sin embargo, la fitoestabilización de RMs con estos materiales se ve limitada, no sólo por la falta de conocimiento respecto a la heterogeneidad de las enmiendas orgánicas aplicadas, sino también por el manejo del agua de riego (Méndez y Maier, 2007).

La mayoría de las raíces de las plantas está colonizada por hongos micorrícicos arbusculares (HMA) mutualistas, que son importantes para generar cubierta vegetal en los RMs, debido a múltiples efectos positivos provocados en las plantas hospederas (Menares *et al.*, 2017; Deng y Cao, 2017). La inoculación con cepas de HMA ha demostrado aumentar la supervivencia y crecimiento de plántulas leñosas (Curaqueo *et al.*, 2014; Fernández *et al.*, 2011) y pastos (Azcón *et al.*, 2009) en suelos derivados de RMs en áreas semiáridas. Los HMA colonizan la corteza de la raíz y desarrollan un micelio extraradical, pudiendo otorgar numerosos mecanismos que favorecen el desarrollo del hospedero, entre estos: a) aumentos de la superficie de la raíz, mejorando la absorción de macro y micronutrientes (Kohler *et al.*, 2015; Lam *et al.*, 2017; Wu *et al.*, 2010), b) inducción de resistencia a agentes patógenos e insectos (Deng y Cao, 2017; Hodge *et al.*, 2001), c) incremento de resistencia a metales (Cao *et al.*, 2008; Cornejo *et al.*, 2013; Ferrol *et al.*, 2009; Khan *et al.*, 2013; Van Schöll *et al.*, 2007), d) aumentos en la resistencia a la sequía (Fomina *et al.*, 2005), e) incremento en la tasa de descomposición de materia orgánica y liberación de nutrientes (Chen *et al.*, 2013; Naranjo-Bricenno *et al.*, 2013), f) aumentos en la actividad enzimática del suelo (Dai *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2006), y g) aumento en la tasa de crecimiento y germinación (Aly *et al.*, 2011).

En Chile la aplicación de HMA a los RMs es un manejo poco conocido. Lam *et al.* (2017) los han aplicado en el norte de Chile, mostrando mejores resultados en movilidad de metales con respecto al control. Kohler *et al.* (2015) demostraron que el uso combinado de una dosis alta de compost (2% w/w) inoculado con HMA aumentó 64% la biomasa de brotes de *Anthyllis cytisoides*. Verdugo *et al.* (2010) evaluaron la eficacia de la aplicación de biosólidos, cal y una micorriza comercial en RMs observando un efecto significativo sobre la biomasa de los brotes y densidad de *Lolium perenne*, aumentando el contenido de clorofilas y mejorando el establecimiento en casi todos los tratamientos. Cornejo *et al.* (2013) estudiaron 3 cepas diferentes de HMA presentes en suelos contaminados con Cu en un ensayo *in situ* con un cultivo de zanahoria, mostrando presencia de esporas verde-azul en estos ambientes contaminados, asociadas a la compartimentalización del exceso de Cu en el citoplasma de las esporas. Así, para efectos de este trabajo, se define un biofertilizante como una mezcla de enmiendas orgánicas e inóculos micorrícicos.

La selección de plantas es un factor clave para el éxito de la fitoestabilización. *Escallonia rubra* es una especie nativa de Chile (Troncoso y San Martín, 1999) que ofrece potencial para establecerse en RMs, al reportarse en sustratos con niveles altos de metales traza. La mayoría de las especies de su género se encuentra dentro de las zonas andinas de Argentina, Chile y Perú (Morello *et al.*, 2013). Mejías *et al.* (2018) al determinar que el polen de *E. rubra* fue el más abundante en abejas recolectadas cerca y lejos del volcán Llaima, demuestran la capacidad de *E. rubra* para florecer con altos contenidos de metales y la importancia económica que puede tener este arbusto. Cassaniti *et al.* (2009), evaluando 12 arbustos ornamentales regados con aguas salinas, consideran a *E. rubra* dentro de las especies moderadamente tolerantes a salinidad (la segunda especie menos afectada, con una ligera necrosis) y no observan influencia de la solución de riego en la relación K/Na de sus raíces. Juárez *et al.* (2016) evaluaron *E. rubra* asociada a ecosistemas lacustres, donde acumuló más Ca y K que especies arbóreas.

La planta suculenta *Carpobrotus chilensis* (doca) es una especie de bajos requerimientos hídricos y de manejo, generadora de una gran biomasa y adaptada naturalmente a sustratos arenosos y salinos (Daza, 2017; Orchard *et al.*, 2009; San Martín *et al.*, 1992). Otras especies de este género fueron reconocidas por Chiban *et al.* (2011) y Zhang *et al.* (2014) como exitosas en la absorción de metales, mostrando además una adecuada adaptación en sustratos contaminados. Tapia *et al.* (2017) han estudiado *C. chilensis* y han encontrado que se adapta a la escasez de nutrientes de los RMs y que aumenta su absorción de Cu con la aplicación de sustancias húmicas comerciales.

Chile es un país que presenta características climáticas, geográficas y de biodiversidad que le permiten contar con flora nativa interesante para la fitoestabilización (Ginocchio y Ker, 2004); además, considerando la gran producción nacional de Cu, resulta importante desarrollar estudios que incluyan plantas nativas y que utilicen mezclas de enmiendas orgánicas que favorezcan las medidas de fitoestabilización, buscando desarrollar planes de manejo de los relaves mineros que sean económica, social y ambientalmente sustentables.

HIPÓTESIS

La adición de biofertilizantes formulados en base a una mezcla de enmiendas orgánicas y micorrizas favorecerá el crecimiento y la capacidad de fitoestabilización de plantas nativas en relaves mineros.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el efecto de biofertilizantes, formulados en base a enmiendas orgánicas y micorrizas, en el crecimiento y concentración de metales traza y macronutrientes en plantas de *Escallonia rubra* y *Carpobrotus chilensis*, cultivadas en relaves mineros.

Objetivos específicos

1. Evaluar la generación de biomasa de *C. chilensis* y *E. rubra* con la aplicación de biofertilizantes en base a enmiendas orgánicas y micorrizas.
2. Relacionar la aplicación de biofertilizantes con la concentración de metales (Cu, Fe, Mn y Zn) y macronutrientes (N, P, K) de *E. rubra* y *C. chilensis*, cultivadas en relaves mineros.
3. Evaluar la distribución de metales en distintas fracciones de los relaves mineros con aplicación de biofertilizantes mediante extracción secuencial.

MATERIALES Y MÉTODO

Lugar del estudio

El ensayo se realizó en condiciones de invernadero, en las dependencias de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, ubicada en la Comuna de la Pintana, Región Metropolitana (33° 34' S – 70° 37' O). Todos los análisis químicos se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas del Departamento de Ingeniería y Suelos de la misma Facultad.

Materiales

Recolección de relaves mineros

Los relaves mineros (RMs) se recolectaron del embalse Piuquenes, ubicado en el valle del Aconcagua, Comuna de Los Andes, Región de Valparaíso, cercano al cauce del Río Blanco (Figura 1). Este embalse es un depósito inactivo desde 2015, de la División Andina (DAND) de CODELCO Chile, que operó desde 1970 hasta 1978, almacenando 33 millones de toneladas de residuos mineros (Morín, 2011), con Cu y Mo como elementos principales de sus minerales de origen. El depósito se encuentra a una altitud de 2150 msnm, con una precipitación media anual de 700 mm y una evaporación media de aproximadamente 70 mm, con nieve en época invernal (Dold y Fontboté, 2001).

Las muestras de relaves mineros se recolectaron a una profundidad de 0-50 cm desde una zona donde había un establecimiento de plantas regadas manualmente. Las muestras se trasladaron al Invernadero de Investigación del Departamento de Ingeniería y Suelos de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, para los ensayos de fitoestabilización.

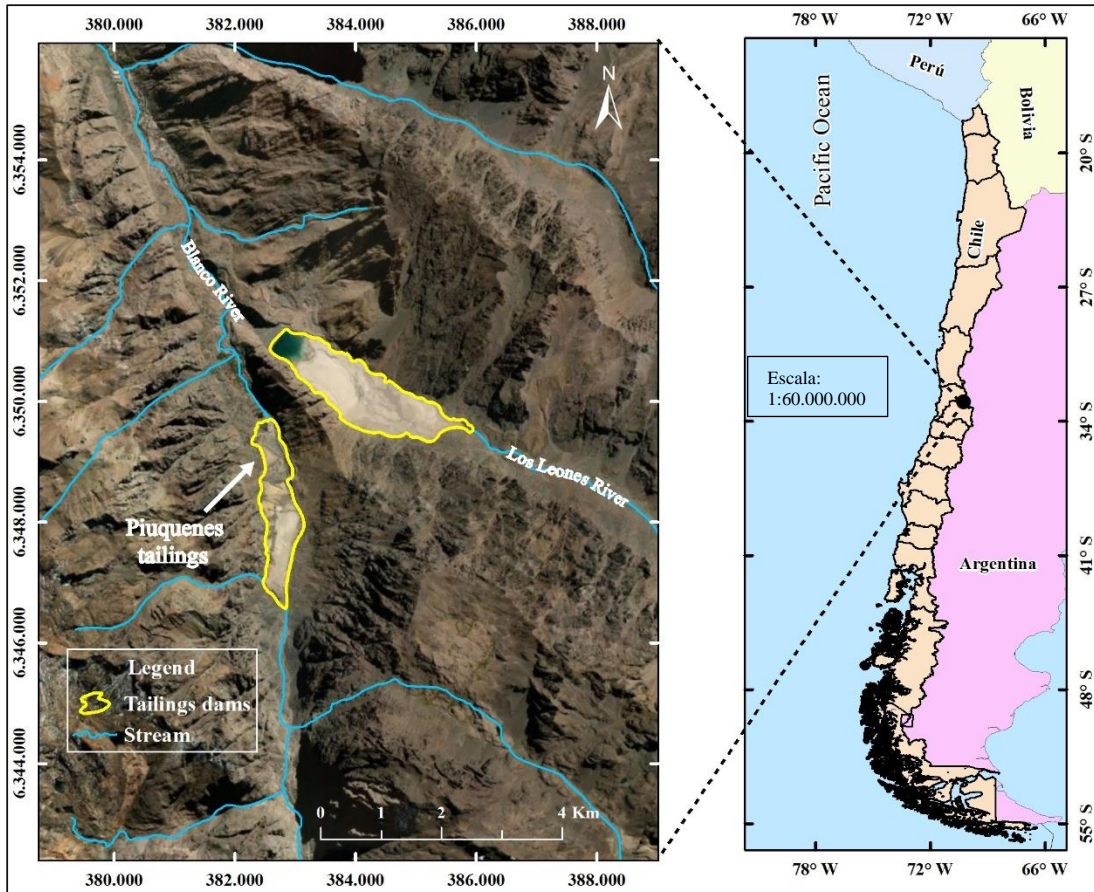


Figura 1. Ubicación ($32^{\circ}59'47,96''\text{S}$ $70^{\circ}15'14,16''\text{W}$) del embalse de relaves Piuquenes.

Material vegetal

Las plantas arbustivas de *Escallonia rubra* (Ruiz & Pav.) Pers (siete camisas o ñipa) fueron obtenidas del vivero Antumapu de la Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile, siendo inoculadas con hongos micorrícicos arbusculares (HMA) durante dos semanas, previo al montaje del ensayo, manteniéndose inicialmente en condiciones de invernadero. Luego se aplicaron los tratamientos respectivos y las plantas fueron trasplantadas en macetas con RMs encalados, teniendo una masa fresca promedio de $38,5 \pm 3,7$ g.

Las plantas de *Carpobrotus chilensis* (Molina) N.E. Br. (doca) se adquirieron en el mismo vivero y fueron multiplicadas a través de esquejes, los cuales se inocularon y enraizaron durante aproximadamente un mes antes del montaje del ensayo, manteniéndose inicialmente en condiciones de invernadero. Luego fueron aplicados los tratamientos correspondientes y se realizó el trasplante a macetas con RMs encalados, con las plantas teniendo una masa fresca promedio de $22,5 \pm 4,3$ g.

Micorrizas

Los HMA fueron proporcionados por el Centro de Investigación en Micorrizas y Sustentabilidad Agroambiental, de la Facultad de Ingeniería y Ciencias de la Universidad de la Frontera. Los inoculantes puros, en forma de polvo, fueron obtenidos del hongo *Claroideoglomus claroideum* (especie), perteneciente al género *Glomus*, familia *Glomeraceae* y orden *Glomerales*.

Enmiendas orgánicas

Se utilizaron tres enmiendas en el ensayo, compost, vinaza y sustancias húmicas. El compost de restos vegetales (Com) fue obtenido de la planta de compostaje de residuos vegetales dependiente de la Dirección de Gestión Ambiental de la Municipalidad de La Pintana (Santiago). Su periodo de compostaje varía entre 6 a 12 meses, presentando pH 8,5, y un 28% de materia orgánica (MO). Posee forma granulada, con partículas de tamaño variable entre 0,1 a 3,0 cm, y presencia de restos vegetales (principalmente residuos de poda).

La vinaza (V), generada de la fermentación y destilación de la caña de azúcar, fue proporcionada por una empresa privada (Inversiones Santa Eliana Ltda.) en la forma de polvo pardo claro muy fino. Es soluble en agua y adquiere un aspecto de líquido viscoso y oscuro, de pH 6,4, y posee 29,5% de MO.

Las sustancias húmicas comerciales (H) corresponden al producto comercial [®]Perl Humus (HuminTech, Alemania), que posee un 48% de MO, un 60% de ácidos húmicos y un pH 9,6. Tiene una forma de polvo granulado soluble, con partículas negras en forma de escamas.

Tratamientos y diseño experimental

El ensayo constó de 7 tratamientos (Cuadro 1) con RMs distribuidos en 112 macetas plásticas de 3,5 L, (21 cm de diámetro y 17 cm de alto), como unidades experimentales. Los tratamientos, conteniendo las plantas *E. rubra* y *C. chilensis*, contemplaron dos muestreos destructivos a los 90 y 140 días desde el inicio del ensayo. El diseño del ensayo corresponde a un diseño completamente aleatorizado con estructura factorial de tratamientos con 4 repeticiones, considerando los factores especie (2 niveles), tratamiento (7 niveles) y tiempo de cosecha (2 niveles).

Cuadro 1. Tratamientos para ensayos en relaves mineros (RMs).

Tratamiento	Descripción	Abreviación
T0	Relaves mineros	RMs
T1	Relaves mineros + compost	RMs+Com
T2	Relaves mineros + vinaza	RMs+V
T3	Relaves mineros + sustancias húmicas	RMs+H
T4	Relaves mineros + compost + micorrizas	RMs+Com+MZ
T5	Relaves mineros + vinaza + micorrizas	RMs+V+MZ
T6	Relaves mineros + sustancias húmicas + micorrizas	RMs+H+MZ

Manejo del experimento

Previamente, los RMs se encalaron con CaCO₃, en base a una curva de amortiguación de pH (Troncoso, 2018) que indicó una dosis de 0,15% m/m para elevar el pH desde 4,0 a 6,0.

Las micorrizas (MZ) fueron aplicadas a las plantas antes del montaje del ensayo por medio de un sustrato de enraizamiento que, volumétricamente, consistió en un 31,6% de perlita, 31,6% vermiculita

y 31,6% arena, además de un 5,2% de inóculos micorrícicos (*C. claroideum*) en dosis de 3,3 g kg⁻¹ de relave, equivalentes a 7,6 Mg ha⁻¹. En las plantas de *C. chilensis* la inoculación fue realizada un mes previo al montaje, mientras que para *E. rubra*, debido a un problema eléctrico en el invernadero, se realizó dos semanas antes del mismo.

Posteriormente las plantas se dispusieron en las macetas con RMs y las enmiendas orgánicas según los respectivos tratamientos. Las macetas se dispusieron sobre platos y se utilizó un trozo de tela en su base para evitar la pérdida del relave. Las dosis de enmiendas orgánicas fueron de 0,8 Mg ha⁻¹ para vinaza y sustancias húmicas comerciales, lo que equivale a 0,34 g de enmienda por kg⁻¹ de RMs, mientras que para compost se usaron 10 Mg ha⁻¹, equivalentes a 4,3 g compost por kg⁻¹ de RMs. Los costos correspondientes a estas dosis fueron de USD\$462/ha, USD\$1449/ha y USD\$500/ha para vinaza, sustancias húmicas comerciales y compost, respectivamente.

El ensayo se mantuvo por 140 días, desde el 23 de enero al 10 de junio del año 2019, en el exterior y a la sombra (malla Raschel negra). No se aplicaron fertilizantes y el riego se realizó de acuerdo con la temperatura ambiental con 150 mL de agua potable por maceta, 1 a 3 veces por semana, similar al riego utilizado por Gutiérrez, (2017). La temperatura mínima promedio del periodo del ensayo fue de 8,2°C y la máxima de 26,3°C, la humedad relativa promedio fue de 57,8% y se registró un total de 9,5 mm de precipitación durante el período del ensayo. Fotografías del ensayo se muestran en el Apéndice.

Análisis químicos de las enmiendas orgánicas

Para cada una de las enmiendas, a modo de caracterización, se midieron las siguientes propiedades:

- pH: suspensión acuosa 1:5 (m/v) y determinación potenciométrica (potenciómetro de mesa HANNA HI 3221).
- Conductividad eléctrica en suspensión acuosa 1:5 (m/v) (CE_{1:5}): determinación por conductimetría (conductímetro HANNA HI 4321).
- Nitrógeno disponible: extracción con KCl 2 mol L⁻¹, destilación por arrastre de vapor de amoníaco y determinación por titulación en Equipo Bher.
- Fósforo disponible: extracción con solución de bicarbonato de sodio 0,5 mol L⁻¹ a pH 8,5 y determinación colorimétrica del azul de molibdeno (Espectrofotómetro HACH DR5000).
- Potasio disponible: extracción con solución de acetato de amonio 1 mol L⁻¹ a pH 7,0 y determinación mediante espectrofotometría de emisión atómica EAA (PerkinElmer PinAAcle 500).
- Materia orgánica por calcinación a 360°C, según metodología de Sadzawka *et al.* (2005).
- Cu, Fe, Mn y Zn totales: mediante digestión ácida con HCl, HF y HClO₄ (Dold y Fontboté, 2001) y determinación mediante EAA.
- Capacidad de intercambio catiónico (CIC), mediante saturación con acetato de sodio a pH 8,2 y lavado del sodio con acetato de amonio a pH 7,0 (Sadzawka *et al.*, 2005).
- Ácidos húmicos y fúlvicos: con extracción alcalina NaOH, precipitación con HCl y titulación con sulfato ferroso (Stevenson, 1994).

Análisis químicos de relaves mineros

- pH: suspensión acuosa 1:2,5 (m/v) y determinación potenciométrica (pHmetro de mesa HANNA HI 3221) previo al montaje del experimento.
- CEe: conductividad eléctrica en extracto de pasta saturada y determinación por conductimetría (conductímetro HANNA HI 4321) previo al montaje del experimento.

- Nitrógeno disponible: extracción con KCl 2 mol L⁻¹, destilación por arrastre de vapor de amoníaco y determinación por titulación, al inicio y término del experimento.
- Fósforo disponible: extracción con solución de bicarbonato de sodio 0,5 mol L⁻¹ a pH 8,5 y determinación colorimétrica del azul de molibdeno mediante espectrofotómetro HACH DR5000, al inicio y término del experimento.
- Potasio disponible: extracción con solución de acetato de amonio 1 mol L⁻¹ a pH 7,0 y determinación mediante EAA, al inicio y término del experimento.
- Materia orgánica: mediante oxidación con dicromato en medio ácido y determinación espectrofotométrica del cromato reducido (Sadzawka *et al.*, 2006).
- Metales totales: Cu, Fe, Mn y Zn, mediante digestión ácida con HCl, HF y HClO₄ (Dold y Fontboté, 2001) y determinación mediante EAA.

Extracción secuencial de relaves mineros

La extracción secuencial es una metodología que evalúa la distribución de metales en distintas fracciones de una matriz sólida. En los relaves mineros a los 140 días de cultivo con plantas se procedió a realizar una extracción secuencial para los metales Cu, Mn y Zn (Dold y Fontboté, 2001) y determinación mediante EAA (PerkinElmer PinAAcle 500). Se evaluaron las concentraciones de Cu, Mn y Zn asociadas a siete fracciones, empleando los siguientes reactivos como extractantes para cada fracción:

- 1) Fracción I, soluble: extracción en agua destilada
- 2) Fracción II, intercambiable: acetato de amonio 1 M a pH 4,5.
- 3) Fracción III asociada a oxi-hidróxidos de Fe: oxalato de amonio 0,2 M a pH 3,0.
- 4) Fracción IV asociada a óxidos de Fe: oxalato de amonio 0,2 M a pH 3,0 más baño de agua a 80°C.
- 5) Fracción V, asociada a MO y sulfuros secundarios de Cu: peróxido de H y acetato de amonio 1 M a pH 4,5.
- 6) Fracción VI, asociada a sulfuros primarios: KClO₃-HCl-agua destilada-HNO₃.
- 7) Fracción VII, residual: digestión con HF-HClO₄-HNO₃-HCl.

Para el cálculo de recuperación (%R) se comparó la suma de las fracciones con la concentración total del metal para cada tratamiento, con el objetivo de asegurar calidad de la evaluación. El %R aceptado es en el rango de 70-110% (Sungur *et al.*, 2014).

A los 90 días y 140 días, de iniciado el ensayo, se determinaron *in situ* el pH y CE de los relaves y tratamientos mediante un medidor (HANNA 98130) multiparamétrico (Anexo 1).

Crecimiento y análisis de tejidos en *C. chilensis* y *E. rubra*

En las plantas se evaluó la altura con una cinta métrica, a los 90 y 140 días de iniciado el ensayo. Para el análisis del tejido vegetal, a esas fechas se cosecharon 4 individuos de *E. rubra* y 4 individuos de *C. chilensis* por tratamiento. Las plantas fueron separadas en parte aérea (hoja + tallo) y raíz. Las muestras vegetales se lavaron con agua potable y luego tres veces con agua destilada. Posteriormente, se dispusieron en bolsas de papel y fueron secadas en estufa a 65±5°C para determinar la materia seca; luego, se molieron y tamizaron a 0,5 mm. Para la determinación de concentraciones de macroelementos (NPK) se utilizó el método de Lachica *et al.* (1965), por digestión en placa con H₂O₂ y H₂SO₄. Para los metales traza (Cu, Fe, Mn y Zn) se realizó una digestión con HNO₃, agua destilada y H₂O₂ en autoclave (Moreno-Jiménez *et al.*, 2010).

Finalmente, se determinó el índice de transporte (Ti) de metales a la parte aérea de las plantas, mediante la fórmula (Antoniadis *et al.*, 2017):

$$Ti = \frac{\text{Concentración del metal en la parte aérea de la planta (mg kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentración del metal en la raíz de la planta (mg kg}^{-1}\text{)}} \quad [1]$$

donde si

- a) $Ti > 1 \rightarrow$ planta transporta el metal preferentemente a la parte aérea, presenta capacidad de fitoextracción.
- b) $Ti < 1 \rightarrow$ planta mantiene una mayor concentración del metal en las raíces, presentado capacidad de fitoestabilización.

Análisis estadístico

El procesamiento de los datos se realizó a través del análisis de varianza ANDEVA, para la determinación de diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos, considerando un nivel de significancia con prueba de Tukey a $p \leq 0,05$. El análisis fue desarrollado a través del software para análisis estadístico Infostat (versión 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis químicos de enmiendas orgánicas

Las principales características químicas de las enmiendas se presentan en el Cuadro 2. De acuerdo con la evaluación de pH de las enmiendas, el compost (Com) es considerado alcalino, las sustancias húmicas comerciales (H) son neutras, mientras que la vinaza (V) posee un pH ácido. El Com cumple con lo establecido en la Norma Chilena (INN, 2004) para valores de pH. Son conocidos los efectos del pH en la movilidad de elementos traza (Conesa *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2015; Wiszniewska *et al.*, 2016), por lo que estas enmiendas deben ser aplicadas con precaución (Janos, 2010; Pérez-Esteban, 2013; Yang *et al.*, 2007.), sobre todo en el caso de la V por su pH ácido y atendiendo al objetivo de inmovilizar los elementos traza.

Cuadro 2. Propiedades químicas de enmiendas orgánicas.

Propiedad	Compost (Com)	Vinaza (V)	Sustancias húmicas (H)
pH	8,1±0,1	5,4±0,0	7,1±0,0
CE _{1:5} (mS cm ⁻¹)	4,5±0,0	19,2±0,1	6,3±0,3
MO (%)	22,9±0,7	72,3±9,3	61,1±0,7
N disponible (mg kg ⁻¹)	97,0±2,3	187,3±4,5	945,0±35,0
P disponible (mg kg ⁻¹)	277,0±108,7	109,8±28,3	18,0±2,1
K disponible (mg kg ⁻¹)	11806,4±208,9	101435,7±1919,4	156,1±13,0
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	59,3±5,4	23,5±10,4	75,2±5,8
Cu total (mg kg ⁻¹)	36,3±5,3	58,4±1,8	5,4±1,7
Fe total (mg kg ⁻¹)	12947,5±1899,7	222,4±27,6	11590,0±583,0
Mn total (mg kg ⁻¹)	205,8±11,5	34,6±0,5	49,5±6,8
Zn total (mg kg ⁻¹)	33,6±1,7	4,8±0,7	1,2±0,1
Carbono orgánico (CO, %)	13,3±0,4	42,0±5,4	35,5±0,4
C en ác. húmicos (g kg ⁻¹)	28,4±9,4	52,7±6,5	137,7±6,5
C en ác. fúlvicos (g kg ⁻¹)	18,4±2,5	44,3±0,1	40,1±3,5

CE_{1:5}: conductividad eléctrica 1:5 m/v, MO: materia orgánica, CIC: capacidad de intercambio catiónico. Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

La CE_{1:5} medida en las tres enmiendas fue superior a 4 mS cm⁻¹. El valor de la V es catalogado como muy alta (>10 mS cm⁻¹), mientras que H es clasificada como medianamente alta (5 -10 mS cm⁻¹) (Woods Ends Research Laboratory, 2005). En el caso del Com, se considera de clase B (CE ≤ 8 mS cm⁻¹) (INN, 2004), con una CE media (2-5 mS cm⁻¹) (Woods Ends Research Laboratory, 2005). Sin embargo, Hazelton and Murphy (2007) señalan la dificultad de interpretar los valores de CE_{1:5}, proponiendo un factor de corrección de 4,9 en suelos para expresarla como CE_e, con lo que las tres enmiendas mostrarían una conductividad eléctrica muy alta. Esta condición propone un uso en dosis moderadas, dado su potencial de salinización del relave.

El contenido de materia orgánica (MO) fue más alto en V y H. Los valores de N disponible fueron diferentes entre las enmiendas, y se puede apreciar que H es la enmienda con más alto valor; sin embargo, al evaluar el K y P disponibles, H posee concentraciones menores en comparación con Com y V.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue mayor en H, seguido por Com y por último V. Para efectos de la fitoestabilización de metales, una mayor CIC implicará una mayor adsorción de metales (Andrades y Martínez, 2014; Hattab *et al.*, 2014). Cabe mencionar que los valores de CIC fueron mayores en las tres enmiendas en comparación con los registrados por Chaudhuri *et al.* (2003) para cenizas de C y biosólidos (4,5 y 16,5 $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$, respectivamente).

Las mediciones de Cu total muestran valores más altos en Com y V, aunque esto no implica que el metal se encuentre disponible. De acuerdo con la norma chilena (INN, 2004), el Cu en Com no supera la concentración máxima permitida de 100 mg kg^{-1} , mismo límite establecido por la norma europea, y tampoco excede los niveles estipulados por los estándares EPA (1500 mg Cu kg^{-1}) (Woods Ends Research Laboratory, 2005). Por otra parte, V y H poseen valores dentro de lo estipulado en los límites de concentración de Cu para productos fertilizantes elaborados con materias primas de origen animal o vegetal de la normativa española (BOE-A, 2005), y también cumplen los límites definidos por Woods Ends Research Laboratory (2005).

Los valores medidos para Fe fueron considerablemente más bajos para V que para las otras dos enmiendas, sin embargo, no existe una concentración máxima para este elemento en las normas chilena o española. La escasa movilidad de este metal, y su alta afinidad con la MO evitan problemas por excesos en plantas, o lixiviación hacia napas freáticas (Chaudhuri *et al.*, 2003).

Las concentraciones de Mn tampoco poseen niveles normados, pero cabe destacar que el Com contiene aproximadamente 4 veces más Mn que las otras enmiendas, situación que pudiese generar inconvenientes por competencia con otros microelementos.

Respecto a la concentración de Zn, el Com cumple con la norma chilena (200 mg kg^{-1}) (INN, 2004), las normas EPA (2.800 mg kg^{-1}) y la europea (400 mg kg^{-1}) (Woods Ends Research Laboratory, 2005), mientras que las otras dos enmiendas estarían bajo el límite propuesto por la normativa española para abonos de clase A (BOE-A, 2005), y también bajo el límite de la norma EPA y la europea (Woods Ends Research Laboratory, 2005).

El contenido de carbono orgánico (CO) fue superior para H y V. Esto propone que estas enmiendas generarán aumentos mayores en la producción de biomasa de las plantas, sin embargo, el CO disuelto tiene propiedades quelantes (Wiszniewska *et al.*, 2016; Yao *et al.*, 2012), por lo que, a pesar de que podrían mejorar el crecimiento de las plantas, también pueden aumentar la absorción y transporte a la parte aérea de los elementos traza.

Los análisis de CO asociados a sustancias húmicas señalan que las tres enmiendas poseen una mayor proporción de C como ácidos húmicos que como ácidos fúlvicos, característica positiva en relación a que las asociaciones de humato-metal son de menor movilidad que las asociaciones fulvato-metal. La mayor concentración de CO como ácidos húmicos se observó en H, lo que permite inferir que una menor dosis de esta enmienda podría generar una cantidad similar de enlaces órgano-metálicos.

Análisis químicos de relaves mineros (RMs)

Las principales características químicas de los RMs se presentan en el Cuadro 3. El pH se clasifica como extremadamente ácido y los valores obtenidos de CEe lo clasifican como un tecnosol no salino (Azhar *et al.*, 2019; Bertazzini *et al.*, 2018).

Cuadro 3. Propiedades químicas del relave minero Piuquenes.

Propiedad	
pH	4,0 ±0,0
CEe (mS cm ⁻¹)	0,8±0,0
CO (%)	0,5±0,0
N disponible (mg kg ⁻¹)	57,2±1,3
P disponible (mg kg ⁻¹)	36,5±1,4
K disponible (mg kg ⁻¹)	47,1±2,9
Cu total (mg kg ⁻¹)	679,2±30,1
Fe total (mg kg ⁻¹)	87416,7±4282,0
Mn total (mg kg ⁻¹)	139,6±5,4
Zn total (mg kg ⁻¹)	65,3±10,3

CEe: conductividad eléctrica en extracto de pasta saturada, CO: carbono orgánico. Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

El contenido de materia orgánica (MO) de los RMs es considerado muy bajo, pero dentro del rango encontrado en estos materiales (Hossner y Shahandeh, 2005). El contenido de N disponible es menor que el reportado por Crecchio *et al.* (2001) y por Hattab *et al.* (2014) en RMs. Esto destaca el hecho que este sustrato proviene de un tranque de relaves inactivo y envejecido, donde se ha lavado gran parte de las sales producto de las precipitaciones y otros procesos de lixiviación profunda. La concentración de K disponible es considerada baja (Aguilar *et al.*, 1987a) y se encuentra dentro del rango encontrado en RMs (Hossner y Shahandeh, 2005). En cuanto al contenido de P disponible, este se encuentra en un rango medio (Aguilar *et al.*, 1987b) y también coincide con el rango encontrado en RMs (Hossner y Shahandeh, 2005).

El contenido de Cu total en el relave supera el rango para suelos (Bowen, 1979), pero está dentro del rango encontrado en RMs por Hossner y Shahandeh (2005), que abarca desde 1 a 750 mg Cu kg⁻¹. La concentración de Fe está acorde al rango publicado por Sparks (2003), pero supera el rango encontrado en RMs por Hossner y Shahandeh (2005). En cuanto al contenido de Mn, según las directivas de Kelly (1979) esta concentración corresponde a un suelo no contaminado, y se encuentra dentro de los rangos publicados para suelos (Bohn *et al.*, 2001; Sparks, 2003) y RMs (Hossner y Shahandeh, 2005). Respecto a la concentración de Zn, esta también está acorde a las concentraciones encontradas en suelos y RMs (Bohn, 2001; Hossner y Shahandeh, 2005; Sparks, 2003).

En síntesis, el relave estudiado posee características inadecuadas para el desarrollo de las plantas, en concordancia con lo publicado en bibliografía (Bes *et al.*, 2014; Navarro *et al.*, 2004; Navarro y Pérez-Sirvent, 2008; Robles-Arenas *et al.*, 2006), donde lo más preocupante es el pH fuertemente ácido. En estas condiciones, aumenta la concentración disponible de elementos traza metálicos, permitiendo su lixiviación hacia las napas freáticas, generando riesgos de contaminación. Si bien el encalado de los RMs en la maceta debería ser suficiente para aminorar este riesgo, es recomendable que esos metales formen complejos más estables con la MO, o que disminuyan su toxicidad (Adnani *et al.*, 2015) para que, a largo plazo, estos metales no vuelvan a solubilizarse ante procesos de acidificación, o que al menos lo hagan en formas menos solubles.

Evaluación de las plantas

Biomasa de *Carpobrotus chilensis*

A los 90 días, la masa seca de la parte aérea disminuyó para RMs+H+MZ respecto a T0 (Cuadro 4), y se aprecia una tendencia a aumentar en RMs+H y RMs+Com. En la masa seca de raíces del tratamiento RMs+Com y RMs+H fue significativamente mayor que T0 y los demás tratamientos en este periodo. Para la variable altura de planta no se observaron diferencias estadísticas significativas.

A los 140 días la masa seca aérea y la altura de las plantas tienden a ser mayores para RMs+V+MZ y RMs+Com, respectivamente, pero sin diferencias significativas respecto a T0. En la masa seca de raíces tampoco se encontraron resultados positivos, e incluso se observa que RMs+H, RMs+Com+MZ y RMs+H+MZ presentan valores significativamente menores al testigo (RMs). Los tratamientos con sustancias húmicas fueron los de menor generación de masa seca, atribuible a la menor dosis aplicada de sustancias húmicas, y por lo tanto menores aportes de P y K para la planta. En general, los resultados indican que la aplicación de enmiendas y/o micorrizas no mostraron efecto en el aumento de biomasa en esta planta.

Cuadro 4. Materia seca y altura de plantas de *Carpobrotus chilensis* en el tiempo.

Tiempo	Tratamiento	Masa seca		Altura
		Aérea	Raíces	(cm)
		(g)		
90 días	RMs	3,63±0,89bc	0,50±0,16a	29,8±8,5a
	RMs+Com	3,92±1,48bc	1,79±0,33c	42,3±11,0a
	RMs+V	2,35±1,04ab	0,38±0,04a	32,5±14,5a
	RMs+H	4,67±1,12c	1,00±0,06b	29,8±9,0a
	RMs+Com+MZ	3,10±0,23bc	0,48±0,22a	33,0±5,4a
	RMs+V+MZ	2,51±0,42ab	0,37±0,12a	31,3±15,2a
	RMs+H+MZ	0,81±0,04a	0,29±0,05a	24,0±8,2a
140 días	RMs	4,89±0,24bc	1,13±0,03d	37,3±4,7abc
	RMs+Com	5,02±0,47bc	0,78±0,13cd	50,3±1,7c
	RMs+V	5,84±0,86c	1,16±0,35d	39,5±8,7abc
	RMs+H	1,19±0,29a	0,35±0,14ab	26,0±9,9a
	RMs+Com+MZ	3,93±0,44b	0,69±0,10bc	42,5±4,4bc
	RMs+V+MZ	5,96±1,40c	0,85±0,17cd	45,0±3,5bc
	RMs+H+MZ	1,73±0,09a	0,28±0,06a	31,3±8,3ab

Diferentes letras en una misma columna indican diferencias entre tratamientos según prueba de Tukey ($p \leq 0,05$). Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Cobre en *Carpobrotus chilensis*

A los 90 días, los niveles de Cu en parte aérea no mostraron diferencias significativas respecto a T0 (Cuadro 5), aunque se aprecia una tendencia a ser menores para RMs+V. Estos valores son similares al rango publicado por Tapia *et al.* (2017) de 13-29 mg Cu kg⁻¹ para *C. chilensis*. En las raíces, todos los tratamientos aumentaron significativamente el Cu respecto a T0, con RMs+Com y RMs+H con las mayores concentraciones. El nivel de Cu en raíces fue menor en los tratamientos con MZ respecto a los sin MZ. El menor índice de transporte (Ti) a la parte aérea fue obtenido para RMs+Com y RMs+V.

A los 140 días la concentración de Cu en la parte aérea disminuyó con respecto a los 90 días, atribuible a un efecto de dilución por el crecimiento de la planta (Cuadro 5). El Cu fue mayor para RMs+Com+MZ respecto a T0. En raíces, los niveles significativamente mayores de Cu se encontraron para RMs+Com y RMs+H, no obstante que Com y H presentan menor concentración de Cu (Cuadro 2), lo que indica que estas enmiendas aumentaron la disponibilidad de Cu para las raíces. Los niveles de Cu encontrados en raíces fueron superiores a los descritos por Daza (2017) (102-106 mg kg⁻¹), y cercanos a los publicados por Tapia *et al.* (2017) (110-231 mg kg⁻¹). El tratamiento RMs+Com muestra resultados más favorables a la fitoestabilización, debido a que es menor la concentración de Cu en parte aérea y mayor en raíces, como indica el menor valor de índice de transporte.

En general, los niveles de Cu para todos los tratamientos superaron el límite del rango suficiente o adecuado en plantas según Kirkby (2012), mientras que según Bohn *et al.* (2001) sólo el tratamiento RMs+V estaría fuera del rango normal. Según Kabata-Pendias (2011) todos los tratamientos están en el rango de concentración suficiente o normal.

Cuadro 5. Concentración de Cu (mg kg⁻¹) e índice de transporte (Ti) de *Carpobrotus chilensis* en el tiempo.

Tiempo	Tratamiento	Cu		Ti
		Parte aérea	Raíces	
		(mg kg ⁻¹)		-
90 días	RMs	19,6±5,2ab	32,5±5,5a	0,40
	RMs+Com	20,2±4,8ab	248,9±73,3cd	0,08
	RMs+V	14,5±3,0a	180,4±20,7bcd	0,08
	RMs+H	26,8±6,0b	262,5±74,0d	0,10
	RMs+Com+MZ	29,8±5,6b	187,3±64,5bcd	0,16
	RMs+V+MZ	23,5±7,1ab	138,1±60,4abc	0,17
	RMs+H+MZ	30,1±4,1b	88,5±21,0ab	0,34
140 días	RMs	6,4±1,9abc	36,4±4,4a	0,18
	RMs+Com	4,1±0,4ab	261,9±73,5cd	0,02
	RMs+V	3,2±0,6a	170,4±59,1bc	0,02
	RMs+H	11,0±0,3cd	300,7±76,8d	0,04
	RMs+Com+MZ	12,3±4,1d	145,0±35,9abc	0,08
	RMs+V+MZ	4,1±1,4ab	183,9±56,6bcd	0,02
	RMs+H+MZ	8,6±2,8bcd	107,8±16,4ab	0,08
Referencias de niveles comunes de Cu en plantas				
Bohn (2001)		4,0-15	-	-
Kabata-Pendias (2011)		5,0-30	-	-
Kirkby (2012)		6,0	-	-

Ti: Índice de transporte a la parte aérea. Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a $p \leq 0,05$. Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Hierro en *Carpobrotus chilensis*

A los 90 días, la concentración de Fe en parte aérea de *C. chilensis* no mostró diferencias significativas entre los tratamientos (Cuadro 6), sin embargo, fue menor en RMs+H. En raíces, el mayor nivel de Fe se observó en T0, pero sin diferencias significativas, lo que es consecuente con el menor valor de Ti. Por lo tanto, a los 90 días no se observó efectos de los tratamientos en el Fe.

A los 140 días, la concentración de Fe en parte aérea fue significativamente mayor para RMs+H (Cuadro 6). Los resultados indican que el tratamiento RMs+H mostró un efecto quelante sobre el Fe, y las micorrizas disminuyeron este efecto. Los valores de Fe superan lo expuesto por Daza (2017) (167-229 mg kg⁻¹), pero están dentro del rango expuesto en Tapia *et al.* (2017) (209-546 mg kg⁻¹). Respecto al Fe en raíces, también el tratamiento RMs+H presentó una concentración significativamente mayor que T0, sin embargo, estas concentraciones fueron menores que las expuestas por Daza (2017) (724-1399 mg kg⁻¹) y por Tapia *et al.* (2017) (894-2320 mg kg⁻¹). En función de la capacidad de fitoestabilización, RMs+H, no es un tratamiento favorable, debido a que evidenció un Ti >1,0. El más favorable a la fitoestabilización de Fe según Ti fue RMs+V.

En general, el nivel de Fe en parte aérea en todos los tratamientos superó el valor propuesto por Kirkby (2012), sin embargo, están dentro del rango común en plantas según Havlin *et al.* (2014), excepto RMs+H a los 140 días.

Cuadro 6. Concentración de Fe (mg kg⁻¹) e índice de transporte (Ti) de *Carpobrotus chilensis* en el tiempo

Tiempo	Tratamiento	Fe		Ti
		Parte aérea	Raíces	
		(mg kg ⁻¹)		-
90 días	RMs	157,0±64,0a	645,7±184,6a	0,24
	RMs+Com	159,5±64,1a	376,7±67,4a	0,42
	RMs+V	171,3±67,4a	452,2±81,7a	0,38
	RMs+H	137,1±22,3a	469,4±281,4a	0,29
	RMs+Com+MZ	231,2±69,1a	408,7±87,9a	0,57
	RMs+V+MZ	142,8±71,2a	396,8±105,9a	0,36
	RMs+H+MZ	139,5±91,4a	457,9±297,3a	0,30
140 días	RMs	167,9±20,2a	181,9±50,0ab	0,92
	RMs+Com	138,0±35,4a	254,2±24,6bc	0,54
	RMs+V	142,5±21,4a	302,2±66,5bc	0,47
	RMs+H	354,2±94,5b	314,8±79,1c	1,13
	RMs+Com+MZ	118,8±1,8a	239,1±54,6abc	0,50
	RMs+V+MZ	101,2±9,7a	177,7±63,6ab	0,57
	RMs+H+MZ	170,3±6,9a	126,4±6,8a	1,35
Referencias de niveles de Fe comunes en plantas				
Havlin <i>et al.</i> (2014)		50-250	-	-
Kirkby (2012)		100	-	-

Ti: Índice de transporte a la parte aérea. Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a p ≤ 0,05). Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

Manganeso en *Carpobrotus chilensis*

A los 90 días, la concentración de Mn en parte aérea fue significativamente menor para RMs+H+MZ que en RMs (Cuadro 7). El nivel de Mn para todos los tratamientos se ajusta a las referencias normales en parte aérea. Para la misma especie se han encontrado mayores concentraciones de Mn, de 439-930 mg kg⁻¹ (Tapia *et al.*, 2017) y 729-938 mg kg⁻¹ (Daza, 2017). El nivel de Mn en raíces no presentó diferencias significativas entre los tratamientos, con la excepción de RMs+Com+MZ, que fue significativamente mayor al testigo. Esta especie presenta capacidad de fitoextracción de Mn para todos los tratamientos, indicado por Ti>1,0. Esto sugiere que esta especie es acumuladora de Mn, como lo han informado otros autores (Tapia *et al.*, 2017).

A los 140 días la concentración de Mn en parte aérea de *C. chilensis* fue significativamente más baja en RMs+H+MZ que en RMs (Cuadro 7), lo cual es favorable a la fitoestabilización de Mn, mientras que fue significativamente mayor en RMs+V respecto del testigo

Las concentraciones en raíces no mostraron diferencias significativas entre los tratamientos con respecto a RMs, sin embargo, similar a la parte aérea, la menor concentración fue obtenida por RMs+H+MZ, lo que indica que probablemente las sustancias húmicas y las micorrizas disminuyeron la disponibilidad de este metal. Estas concentraciones de Mn fueron menores a las expuestas por Daza (2017) (509-774 mg kg⁻¹) y Tapia *et al.* (2017) (423-672 mg kg⁻¹). El índice de transporte muestra que la planta continúa la translocación de Mn a la parte aérea, y, por lo tanto, se confirma su capacidad de fitoextracción de Mn.

En general, los niveles de Mn en parte aérea se ajustan a las referencias de Kirkby (2012), Bohn *et al.* (2001) y Kabata-Pendias (2011).

Cuadro 7. Concentración de Mn (mg kg⁻¹) e índice de transporte (Ti) de *Carpobrotus chilensis* en el tiempo.

Tiempo	Tratamiento	Mn		Ti
		Parte aérea	Raíces	
(mg kg ⁻¹)				
90 días	RMs	103,3±9,7bc	16,4±3,9a	6,29
	RMs+Com	129,1±28,7bc	26,0±6,0ab	4,96
	RMs+V	142,2±28,4c	24,3±3,3ab	5,83
	RMs+H	82,6±19,2ab	20,0±4,7ab	4,13
	RMs+Com+MZ	99,9±22,0bc	30,9±7,8b	3,23
	RMs+V+MZ	82,1±17,8ab	18,9±3,3a	4,35
	RMs+H+MZ	52,2±7,5a	20,8±2,9ab	2,51
140 días	RMs	129,3±13,8b	44,0±4,9ab	2,94
	RMs+Com	146,7±28,9bc	45,1±8,5ab	3,25
	RMs+V	207,4±71,0c	49,7±4,8b	4,17
	RMs+H	100,9±22,8ab	40,3±3,7ab	2,51
	RMs+Com+MZ	112,3±20,5ab	49,3±7,3b	2,28
	RMs+V+MZ	95,2±16,7ab	40,5±9,2ab	2,35
	RMs+H+MZ	69,2±10,6a	34,5±5,3a	2,01
Referencias de niveles de Mn comunes en plantas				
Kirkby (2012)		50		
Bohn (2001)		15-100		
Kabata-Pendias (2011)		30-300		

Ti: Índice de transporte a la parte aérea. Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a p ≤ 0,05). Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

Zinc en *Carpobrotus chilensis*

A los 90 días en parte aérea de *C. chilensis* los tratamientos RMs+V y RMs+H+MZ mostraron las concentraciones significativas más bajas para Zn (Cuadro 8). En raíces, RMs+Com y RMs+Com+MZ mostraron significativamente mayores concentraciones de Zn, atribuido a una mayor concentración de Zn del compost (Cuadro 2). El menor Ti para Zn se observó para RMs+Com y RMs+Com+MZ.

A los 140 días la concentración de Zn en parte aérea fue menor en el tratamiento RMs+H, aunque sin diferencias significativas respecto a RMs (Cuadro 8). Los niveles de Zn fueron cercanos a los encontrados por Daza (2017) (24-43 mg kg⁻¹) y Tapia *et al.* (2017) (24-57 mg kg⁻¹) en la misma especie. En las raíces, la concentración de Zn significativamente mayor a los 140 días se observó en RMs+Com+MZ. Las concentraciones en raíces fueron superiores a las reportadas por Daza (2017), de 27-33 mg kg⁻¹ y similares a Tapia *et al.* (2017) de 42-94 mg kg⁻¹. El menor Ti para Zn se observó para RMs+V.

En general todos los tratamientos superan los niveles de referencia Zn de Bohn (2001) y Kirkby (2012) y se encuentran dentro del rango de Kabata-Pendias (2011).

Cuadro 8. Concentración de Zn (mg kg⁻¹) e índice de transporte (Ti) de *Carpobrotus chilensis* en el tiempo.

Tiempo	Tratamiento	Zn		Ti
		Parte aérea (mg kg ⁻¹)	Raíces	
90 días	RMs	39,3±1,0b	45,9±0,9c	0,86
	RMs+Com	65,8±4,2d	84,8±1,0e	0,78
	RMs+V	28,2±1,7a	35,9±1,1ab	0,79
	RMs+H	36,4±1,5b	42,4±2,3bc	0,86
	RMs+Com+MZ	61,9±3,5d	80,8±1,7e	0,77
	RMs+V+MZ	52,7±1,3c	54,1±0,8d	0,97
	RMs+H+MZ	30,1±0,8a	34,9±7,3a	0,86
140 días	RMs	39,2±9,5ab	44,0±8,5ab	0,89
	RMs+Com	67,8±13,7bc	72,7±13,1bc	0,93
	RMs+V	42,5±11,5ab	65,9±14,0bc	0,65
	RMs+H	33,1±8,4a	31,6±11,5a	1,05
	RMs+Com+MZ	72,1±12,7c	83,8±8,9c	0,86
	RMs+V+MZ	56,1±15,2abc	68,1±19,3bc	0,82
	RMs+H+MZ	44,8±14,8abc	64,8±15,9bc	0,69
Referencias de niveles de Zn comunes en plantas				
Bohn (2001)		8-15		
Kirkby (2012)		20		
Kabata-Pendias (2011)		27-150		

Ti: Índice de transporte a la parte aérea. Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a $p \leq 0,05$. Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Los contenidos de Cu, Fe, Mn y Zn que considera la masa seca de parte aérea y de raíces de las plantas de *C. chilensis* se muestran en Anexo 2 y Anexo 3 respectivamente.

Macronutrientes disponibles en *Carpobrotus chilensis*

Los niveles de N en *C. chilensis* aumentaron significativamente con la aplicación de los tratamientos enmendados, mientras que no se observaron diferencias para P y K respecto a RMs (Cuadro 9). Los mayores niveles de P se encontraron en RMs+Com+MZ y RMs+H+MZ, mientras que para K el nivel fue mayor para RMs+Com y RMs+H. A pesar de estas diferencias significativas, no se apreció una relación entre la aplicación de enmiendas y la biomasa seca (Cuadro 4). Los niveles de NPK de esta planta son menores a las referencias de Kirkby (2012) y Havlin (2014) y presentarían deficiencias. Sin embargo, esta especie es de bajo requerimiento de nutrientes como lo demuestra en su hábitat (arenales y roqueríos) donde es capaz de crecer (Riedemann *et al.*, 2004). Los resultados para esta especie muestran que no se observaron efecto de las micorrizas en la concentración de macronutrientes.

Cuadro 9. Concentración de NPK en tejidos vegetales aéreos de *Carpobrotus chilensis* a 140 días.

Tratamiento	Parte aérea		
	N	P	K
	(mg kg ⁻¹)		
RMs	360,2±0,32a	959,8±107,6c	3078,4±644,0ab
RMs+Com	965,6±309,5b	636,6±192,7ab	4118,2±1183,4b
RMs+V	985,6±377,0b	855,6±126,3bc	2863,8±526,9ab
RMs+H	1029,6±393,2b	791,0±227,8bc	3838,2±738,4ab
RMs+Com+MZ	1083,6±411,8b	991,0±20,5c	2609,5±126,0a
RMs+V+MZ	1035,9±391,4b	413,3±59,8a	2474,4±512,8a
RMs+H+MZ	1002,1±377,4b	1024,6±11,1c	2357,1±32,0a
Referencias de macronutrientes comunes en plantas			
Kirkby (2012)	15.000	2000	10.000
Havlin <i>et al.</i> (2014)	10.000-60.000	1000-5000	10.000-50.000

Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a $p \leq 0,05$). Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Extracción secuencial de metales en relaves mineros. *Carpobrotus chilensis*.

La distribución de Cu en relaves mineros y tratamientos para *C. chilensis* se muestra en el Cuadro 10. FI y FII corresponden a las concentraciones de metales disponibles para las plantas, mientras que las FIII y FIV son de disponibilidad intermedia y en FV, FVI y FVII los elementos metálicos se consideran precipitados y, por lo tanto, no disponibles para las plantas.

La evaluación de riesgo de movilidad de metales (absorción de plantas, lixiviación) indica que, con respecto a la concentración total, si la suma de fracciones solubles e intercambiables es <1,0 % no hay riesgo; 1-10% el riesgo es bajo; 11-30% riesgo medio; 31-50% alto riesgo y >50% muy alto riesgo (Mileusnić *et al.*, 2014). Por lo tanto, los relaves mineros y todos sus tratamientos presentan riesgo bajo a medio de movilidad de Cu, con una suma de fracciones solubles e intercambiables que en promedio alcanzó el 10% (Figura 2). La suma de FI y FII está en el rango de Cu de 100-200 mg kg⁻¹, que en suelos representa contaminación ligera (Kelly, 1979).

RMs+H mostró la más alta concentración de Cu disponible, lo que es consecuente con la mayor absorción de este metal por parte de *C. chilensis* (Cuadro 5), mientras que en RMs+Com+MZ aumentó el Cu en FVII, lo que es conveniente desde el punto de vista de disminuir la movilidad del metal.

Dold y Fontboté (2001) encontraron una mayor concentración de Cu total (1356 mg kg⁻¹) en relave Piuquenes y la distribución de Cu entre las fracciones fue similar a lo medido en este trabajo. Khorasanipour *et al.* (2011) encontraron en muestras subsuperficiales de relaves mineros de Cu de Sarcheshmeh (Irán) una distribución similar entre las fracciones, con una baja disponibilidad de este metal, el cual se asoció preferentemente en los óxidos de hierro. Como señala Pérez-Esteban *et al.* (2013), a pesar de la alta afinidad del Cu para formar complejos órgano-minerales, el bajo porcentaje de materia orgánica en los relaves propicia su acumulación en los óxidos e oxihidróxidos de hierro, y sulfuros, los cuales tienden a ser más abundantes en los relaves.

En general, para todos los tratamientos, el Cu se encontró en mayor concentración en la FV, asociada a sulfuros secundarios, lo que es esperable debido que la presencia del mineral CuFeS₂ (calcopirita). La distribución porcentual en la FV alcanzó un promedio de 26% en relación a la concentración total (Figura 2).

Cuadro 10. Distribución de Cu en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con *Carpobrotus chilensis*.

Tratamiento	FI	FII	FIII	FIV	FV	FVI	FVII	Suma	Concentración total	R (%)
	Cu (mg kg ⁻¹)									
RM	0,31 ± 0,15	143 ± 49,9	149 ± 34,1	174 ± 49,6	263 ± 34,57	171 ± 75,2	12,7 ± 0,1	914	1186 ± 11,3	77
RM + C	0,21 ± 0,10	130 ± 25,8	159 ± 27,1	164 ± 6,52	116 ± 9,99	74,7 ± 9,83	8,47 ± 0,1	652	833 ± 62,5	78
RM + V	0,42 ± 0,10	132 ± 38,4	151 ± 40,9	135 ± 37,9	284 ± 63,47	115 ± 12,0	10,7 ± 0,1	828	971 ± 72,4	85
RM + H	0,60 ± 0,27	90,7 ± 5,51	139 ± 27,5	157 ± 28,1	235 ± 45,51	109 ± 12,1	10,3 ± 0,1	742	939 ± 18,4	79
RM + C + MZ	0,23 ± 0,14	86,0 ± 13,1	176 ± 34,4	176 ± 40,4	128 ± 10,0	96,8 ± 18,7	23,0 ± 0,1	686	903 ± 51,0	76
RM + V + MZ	0,37 ± 0,01	121 ± 27,1	166 ± 83,4	155 ± 41,1	164 ± 33,23	102 ± 44,7	7,67 ± 0,1	716	870 ± 241	82
RM + H + MZ	0,32 ± 0,14	105 ± 15,5	148 ± 30,3	147 ± 6,80	184 ± 50,12	99,8 ± 14,7	12,7 ± 0,1	696	856 ± 290	81

R(%): recuperación porcentual respecto a la concentración total. Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

La distribución de Mn indica que se encontró principalmente asociado a la FVII, relacionada a sulfuros, de menor disponibilidad para la planta (Cuadro 11). El Mn en los relaves y sus tratamientos, en FI+FII fue menor al 10% del total, indicando bajo riesgo de disponibilidad (Mileusnić *et al.*, 2014), excepto RMs+Com y RMs+V+MZ que superaron este valor. Estos resultados son consecuentes con

lo observado en *C. chilensis* que aumentó su absorción en parte aérea con RMs+Com, aunque no en forma significativa (Cuadro 7). La concentración de Mn disminuyó para todos los tratamientos en FV, respecto a RMs, probablemente por la baja afinidad de la MO de las enmiendas con el Mn. Dold y Fontboté (2001) encontraron un 45% del Mn total en FVI, respecto a un promedio de 48% medido en el presente trabajo (Figura 2).

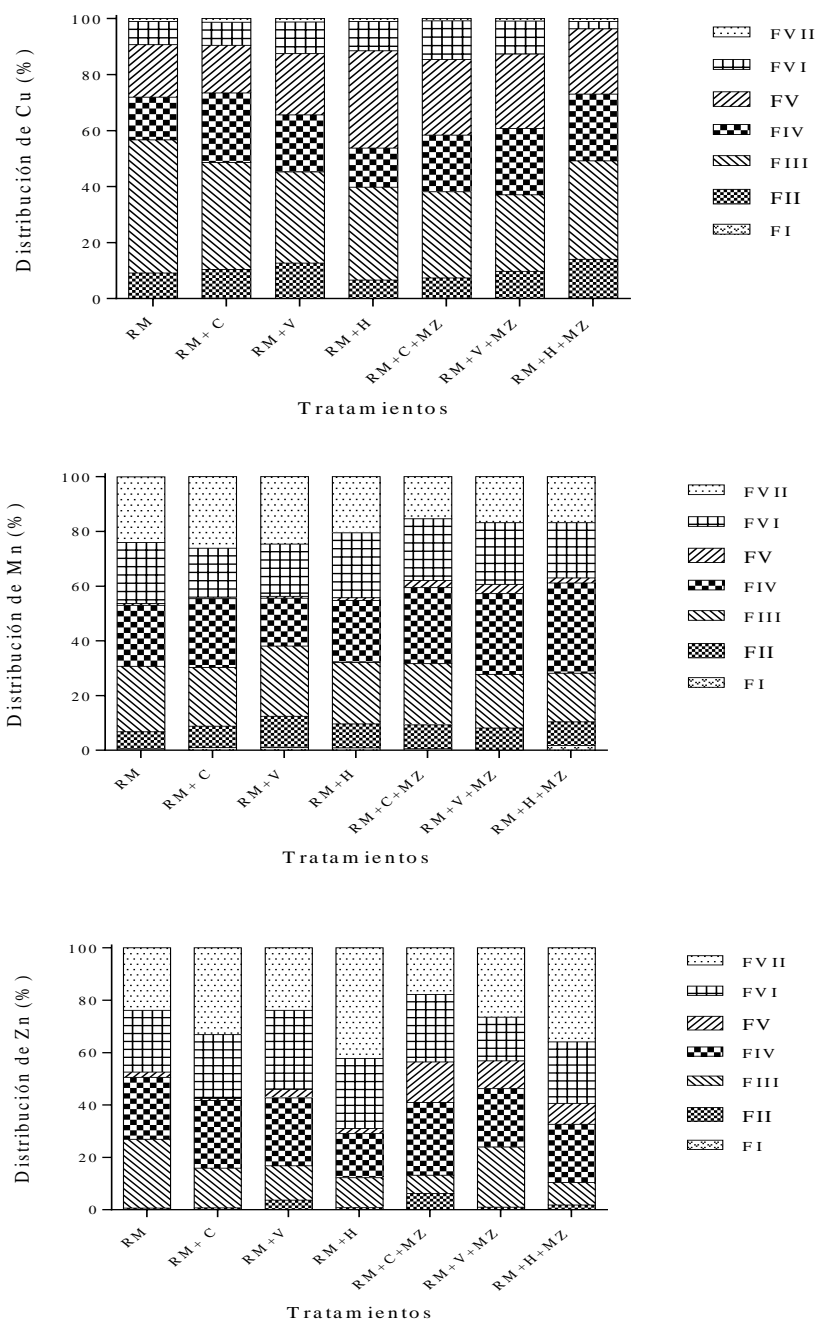


Figura 2. Distribución de Cu, Mn y Zn (%) en relaves mineros y distintos tratamientos después de 140 días de cultivo con *Carpobrotus chilensis*.

Cuadro 11. Distribución de Mn en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con *Carpobrotus chilensis*.

Tratamiento	FI		FII		FIII		FIV		FV		FVI		FVII		Suma	Concentración total		R(%)
	Mn (mg kg ⁻¹)																	
RM	1,08 ± 0,33	7,09 ± 1,55	18,2 ± 2,84	22,2 ± 1,82	3,23 ± 0,34	49,0 ± 6,41	33,7 ± 3,67	135	174 ± 4,23	77								
RM + C	1,11 ± 0,23	14,8 ± 2,97	23,7 ± 5,17	33,4 ± 4,91	0,03 ± 0,00	34,3 ± 6,06	29,9 ± 8,12	137	173 ± 2,61	80								
RM + V	1,78 ± 0,22	11,0 ± 3,23	16,8 ± 2,21	45,9 ± 6,10	0,03 ± 0,02	51,0 ± 3,08	33,6 ± 11,41	160	193 ± 4,96	83								
RM + H	2,27 ± 0,25	8,01 ± 3,41	15,4 ± 3,51	36,3 ± 0,39	0,04 ± 0,01	56,5 ± 8,80	27,1 ± 2,65	146	165 ± 0,77	88								
RM + C + MZ	0,36 ± 0,07	7,01 ± 2,40	30,2 ± 4,19	44,7 ± 1,46	0,03 ± 0,01	39,2 ± 5,30	28,6 ± 5,84	150	165 ± 1,73	91								
RM + V + MZ	0,05 ± 0,01	17,0 ± 1,13	14,7 ± 2,96	44,3 ± 3,47	0,06 ± 0,05	47,3 ± 7,57	22,4 ± 3,68	146	166 ± 0,24	88								
RM + H + MZ	3,14 ± 0,12	11,7 ± 3,57	17,2 ± 2,00	50,0 ± 8,36	0,04 ± 0,01	57,1 ± 13,4	45,3 ± 4,77	184	219 ± 0,89	84								

R(%): recuperación porcentual respecto a la concentración total. Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

La distribución de Zn muestra que no se detectó el metal en la FI (Cuadro 12), similar a lo obtenido en estos relaves por Dold y Fontboté (2001). En FII se observó un aumento de Zn en RMs+H, pero no significó una mayor absorción por parte de la planta (Cuadro 8). RMs+Com+MZ presentó mayor concentración de Zn en FIII, y esto se reflejó en la raíz de la planta (Cuadro 8). En general la mayor concentración de Zn se encontró asociada a FVI con alrededor de un 32% (Figura 2).

Cuadro 12. Distribución de Zn en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con *Carpobrotus chilensis*.

Tratamiento	FI		FII		FIII		FIV		FV		FVI		FVII		Suma	Concentración total		R (%)
	Zn (mg kg ⁻¹)																	
RM	<LD	1,35 ± 0,1	2,42 ± 0,1	8,49 ± 0,1	4,73 ± 0,1	14,4 ± 0,1	9,3 ± 0,1	40,6	45,2 ± 20,0	90								
RM + C	<LD	0,46 ± 0,1	2,15 ± 0,1	8,81 ± 0,1	5,49 ± 0,1	12,2 ± 0,1	8,8 ± 0,1	37,9	36,5 ± 75,6	104								
RM + V	<LD	0,52 ± 0,1	1,93 ± 0,1	10,4 ± 0,1	7,09 ± 0,1	12,0 ± 0,1	12,0 ± 0,1	43,9	48,4 ± 4,57	91								
RM + H	<LD	2,63 ± 0,1	3,03 ± 0,1	9,52 ± 0,1	4,90 ± 0,1	14,2 ± 0,1	7,0 ± 0,1	41,2	51,1 ± 27,9	81								
RM + C + MZ	<LD	0,14 ± 0,1	4,92 ± 0,1	9,90 ± 0,1	6,11 ± 0,1	15,1 ± 0,1	8,5 ± 0,1	44,7	49,4 ± 20,4	90								
RM + V + MZ	<LD	0,44 ± 0,1	1,49 ± 0,1	9,36 ± 0,1	5,24 ± 0,1	14,4 ± 0,1	9,1 ± 0,1	40,0	50,3 ± 26,9	80								
RM + H + MZ	<LD	0,94 ± 0,1	2,02 ± 0,1	7,94 ± 0,1	16,4 ± 0,1	14,0 ± 0,1	8,1 ± 0,1	49,5	56,5 ± 10,2	87								

R(%): recuperación porcentual respecto a la concentración total. LD: Límite de detección. Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

En general, la distribución de Cu, Mn y Zn en los relaves Piuquenes mostraron concentraciones bajas en las fracciones disponibles para las plantas. No obstante, el pH ácido y eventos significativos de precipitaciones (Zipper *et al.*, 2011) pueden favorecer que los metales pasen a la solución (Khorasanipour *et al.*, 2011; Navarro *et al.*, 2004), y con ello a las napas subterráneas.

Biomasa de *Escallonia rubra*

A los 90 días la masa seca de parte aérea y raíz, y la altura de las plantas de *E. rubra* no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos (Cuadro 13), sin embargo, el RMs+H+MZ, presentó los mayores valores para estos parámetros. Los resultados indican que la aplicación de enmiendas y/o micorrizas no mostró efecto en el aumento de biomasa en esta planta durante este período.

Cuadro 13. Materia seca y altura de plantas de *Escallonia rubra* en el tiempo.

Tiempo	Tratamiento	Masa seca		Altura
		Parte aérea	Raíces	
		(g)		(cm)
90 días	RMs	13,5±7,5a	4,8±2,6a	58,8±26,0a
	RMs+Com	14,0±5,0a	6,0±0,3a	74,0±19,8a
	RMs+V	12,5±5,6a	5,5±1,8a	80,8±15,3a
	RMs+H	14,8±5,4a	5,4±1,1a	75,8±22,4a
	RMs+Com+MZ	14,2±3,0a	5,9±0,8a	59,3±10,7a
	RMs+V+MZ	10,9±4,5a	5,2±1,8a	52,8±19,2a
	RMs+H+MZ	18,5±6,5a	6,5±0,5a	79,5±9,6a
140 días	RMs	13,3±2,5a	4,5±0,7a	66,5±16,9a
	RMs+Com	19,9±4,1a	9,7±4,2b	80,0±5,5a
	RMs+V	13,8±4,9a	5,2±1,7ab	79,8±15,1a
	RMs+H	13,2±4,2a	5,1±1,5ab	74,5±19,1a
	RMs+Com+MZ	14,1±4,4a	5,1±1,2ab	61,5±13,4a
	RMs+V+MZ	17,0±1,6a	5,9±1,6ab	78,3±16,3a
	RMs+H+MZ	15,6±2,2a	5,3±1,4ab	77,8±20,0a

Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a $p \leq 0,05$). Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

A los 140 días, la masa seca de la parte aérea y la altura de *E. rubra* fue mayor para RMs+Com, pero sin diferencias significativas entre los tratamientos (Cuadro 8). Cabe mencionar que individuos de *E. rubra* redujeron su tamaño con RMs+H+MZ en relación a los 90 días, debido a marchitez, lo cual se presentó en macetas donde se observó síntomas de mal drenaje. La enmienda Com (compost) aumentó significativamente la biomasa de raíces a los 140 días.

La mayor biomasa para el tratamiento RMs+Com y RMs+V+MZ, puede explicarse por el alto contenido de fósforo del Com y V (Cuadro 2), macroelemento presente en menor concentración en los relaves. También es probable que el tratamiento Com aumentara en mayor medida las propiedades físicas del sustrato de crecimiento para las plantas, como la retención de agua, la infiltración y conductividad de agua dentro del perfil del relave de la maceta (solo evaluado visualmente).

En general, el tratamiento RMs+Com mostró mayores valores de altura para *C. chilensis* y biomasa para *E. rubra*. Estos resultados se pueden atribuir al mayor aporte de fósforo por parte de compost (Cuadro 2). Además, el mayor tamaño de las partículas de compost, en comparación con las otras enmiendas, es una condición que ayudaría a mejorar los problemas texturales del relave minero. Otros estudios han comprobado que aplicaciones de compost mejoran algunas propiedades físicas y microbiológicas del suelo (Celik *et al.*, 2004; Crecchio *et al.*, 2001; Sarwar *et al.*, 2008; Shiralipour *et al.*, 1992).

Cobre en *Escallonia rubra*

A los 90 días la concentración de Cu en parte aérea de *E. rubra* fue menor para RMs+Com, RMs+V, RMs+V+MZ, pero sin diferencias significativas con RMs (Cuadro 14). Por el contrario, se observa que fue significativamente mayor para RMs+Com+MZ respecto a RMs. En raíces la mayor concentración significativa de Cu fue obtenida por RMs+H y RMs+H+HM. Estos resultados también se observaron para *C. chilensis* (Cuadro 5). La enmienda H presentó la menor concentración de Cu en comparación a las otras enmiendas (Cuadro 2), sin embargo, el tratamiento RMs+H reporta las concentraciones más altas en parte aérea y raíces de *E. rubra* (en conjunto con RMs+Com+MZ). Esto puede explicarse porque el Cu es el metal traza de mayor afinidad con las sustancias húmicas (Tipping, 2002). Probablemente la formación de complejos móviles del tipo quelatos con H favorecieron la movilidad del Cu, permitiendo su absorción por las plantas. Sin embargo, los valores más bajos de Ti, que son favorables a la fitoestabilización, fueron obtenidos para RMs+V y RMs+V+MZ.

A los 140 días no se observaron diferencias significativas en la concentración de Cu en parte aérea de *E. rubra* entre los tratamientos y RMs (Cuadro 14); sin embargo, RMs+Com fue el tratamiento de menor concentración. En raíces la concentración significativamente mayor se observó para el tratamiento RMs+H y RMs+H+MZ respecto a RMs. Estos resultados indican que existe un efecto de las sustancias húmicas y micorrizas en aumentar la absorción de Cu por parte de las raíces, lo cual es favorable a la fitoestabilización como lo indica el bajo valor de Ti de RMs+H+MZ.

En general, las concentraciones de Cu en parte aérea de *E. rubra* se ajustan con lo publicado por Bohn (2001) y Kabata-Pendias (2011), pero superan el valor publicado por Kirkby (2012).

Cuadro 14. Concentración de Cu (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de *Escallonia rubra* en el tiempo.

Tiempo	Tratamientos	Cu		Ti
		Parte aérea	Raíces	
		(mg kg^{-1})		-
90 días	RMs	6,4±1,9ab	114,0±16,2a	0,06
	RMs+Com	4,1±0,4a	67,3±4,7a	0,06
	RMs+V	4,1±1,5a	204,9±48,0abc	0,02
	RMs+H	9,2±2,5bc	314,9±159,7c	0,03
	RMs+Com+MZ	12,3±4,1c	145,8±40,0ab	0,08
	RMs+V+MZ	4,1±1,4a	189,0±57,2abc	0,02
	RMs+H+MZ	10,3±1,4bc	289,0±0,3bc	0,04
140 días	RMs	7,7±1,2abc	137,5±22,0a	0,06
	RMs+Com	5,0±1,4a	99,4±13,0a	0,05
	RMs+V	5,5±2,0ab	223,2±37,5ab	0,02
	RMs+H	11,0±2,5c	378,8±129,9bc	0,03
	RMs+Com+MZ	5,6±2,4ab	163,7±39,4a	0,03
	RMs+V+MZ	5,9±1,7ab	212,8±51,8ab	0,03
	RMs+H+MZ	10,2±3,1bc	440,8±162,3c	0,02
Referencias de niveles comunes de Cu en plantas				
	Bohn (2001)	4,0-15	-	-
	Kabata-Pendias (2011)	5,0-30	-	-
	Kirkby (2012)	6,0	-	-

Ti: Índice de transporte a la parte aérea. Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a $p \leq 0,05$. Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Hierro en *Escallonia rubra*

A los 90 días, la concentración de Fe en la parte aérea de *E. rubra* no presentó diferencias significativas entre los tratamientos (Cuadro 15). Sin embargo, la menor concentración en parte aérea se observó en RMs+V; y la mayor concentración fue para RMs+Com+MZ, probablemente por un efecto movilizador de Fe por parte de las MZ. Esto podría explicarse por el efecto de la producción de exudados ácidos con aplicación de micorrizas (Kohler *et al.*, 2015; Lam *et al.*, 2017). En raíz, los tratamientos no aumentaron significativamente la concentración de este metal en relación a RMs, pero destacan ambos tratamientos con aplicación de H, al presentar el menor y el mayor valor, dependiendo respectivamente si se combinan o no con micorrizas (MZ). El valor de Ti fue menor en RMs+V.

A los 140 días, la concentración de Fe en parte aérea fue significativamente menor en RMs+Com y RMs+V+MZ (Cuadro 15), mientras que en las raíces no se observaron diferencias. El menor índice de transporte fue obtenido por RMs+Com y RMs+V+MZ, siendo más favorable a la fitoestabilización RMs+Com debido a una mayor concentración en raíces.

En general, la concentración de Fe en parte aérea de *E. rubra* se ajusta a los valores de referencia de Havlin *et al.* (2014), excepto los mayores valores de RMs+H+MZ y RMs+Com+MZ, sin embargo, las plantas no mostraron síntomas visuales de toxicidad como clorosis, necrosis o disminución de crecimiento.

Cuadro 15. Concentración de Fe (mg kg⁻¹) e índice de transporte (Ti) de *Escallonia rubra* en el tiempo.

Tiempo	Tratamiento	Fe		Ti
		Parte aérea	Raíces	
		(mg kg ⁻¹)		-
90 días	RMs	228,0±26,8a	1307,0±296,3bc	0,17
	RMs+Com	240,1±71,5a	1317,8±348,1bc	0,18
	RMs+V	206,4±16,2a	1376,0±248,6bc	0,15
	RMs+H	264,1±72,7a	1656,2±234,0c	0,16
	RMs+Com+MZ	310,6±50,2a	863,1±142,7ab	0,36
	RMs+V+MZ	220,2±37,8a	1139,2±140,3abc	0,19
	RMs+H+MZ	220,2±55,9a	751,7±145,8a	0,29
140 días	RMs	195,1±34,3bc	520,5±104,2a	0,37
	RMs+Com	127,9±9,1a	620,8±100,4a	0,21
	RMs+V	138,3±14,0ab	457,3±175,1a	0,30
	RMs+H	137,1±22,3ab	511,4±248,8a	0,27
	RMs+Com+MZ	256,1±47,7d	549,0±55,1a	0,47
	RMs+V+MZ	93,3±13,4a	444,6±155,6a	0,21
	RMs+H+MZ	216,0±17,5cd	529,3±145,7a	0,41
Referencias de niveles de Fe comunes en plantas				
Havlin <i>et al.</i> (2014)		50-250		
Kirkby (2012)		100		

Ti: Índice de transporte a la parte aérea. Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a $p \leq 0,05$. Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Manganeso en *Escallonia rubra*

A los 90 días, la concentración de Mn en parte aérea de *E. rubra* fue significativamente menor en RMs+Com, mientras que la mayor fue en RMs+V+MZ (Cuadro 16). En raíces no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos. El menor índice de transporte fue para RMs+Com.

A los 140 días, la concentración de Mn en parte aérea fue significativamente menor en RMs+V y en RMs+Com, respecto a RMs; a su vez, RMs+H+MZ fue significativamente mayor al testigo (Cuadro 10). Se esperaba una mayor concentración en la planta en RMs+Com debido a la mayor concentración de Mn de la enmienda (Cuadro 2), sin embargo, el tratamiento RMs+Com mostró una de las más bajas concentraciones en parte aérea. Esto puede deberse a una alta afinidad del Mn para inmovilizarse en la estructura cristalina y con los sulfuros primarios a pH alcalinos (Li y Thornton., 2001; Khorasanipour *et al.*, 2011). En raíces no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos y RMs. Se observó que las MZ aumentaron la absorción de Mn en parte aérea para RMs+H+MZ con respecto a RMs+H, lo que podría atribuirse a que las micorrizas aumentan el efecto quelante de las sustancias húmicas para este metal, no obstante que esta enmienda presenta la menor concentración de Mn (Cuadro 2). Esto es consecuente con $Ti > 1,0$ en RMs+H+MZ, que indica capacidad de fitoextracción de *E. rubra* para el Mn. El menor valor de Ti fue para RMs+V.

En general, la concentración de Mn en parte aérea de *E. rubra* se ajustan a los valores de referencia.

Cuadro 16. Concentración de Mn (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de *Escallonia rubra* en el tiempo.

Tiempo	Tratamiento	Mn		Ti
		Parte aérea	Raíces	
		(mg kg^{-1})		-
90 días	RMs	35,9±9,6bc	54,7±8,3a	0,66
	RMs+Com	13,2±2,6a	75,7±22,4a	0,17
	RMs+V	47,4±0,6c	80,3±22,6a	0,59
	RMs+H	30,3±1,1ab	66,9±23,6a	0,45
	RMs+Com+MZ	34,9±8,3bc	62,6±27,7a	0,56
	RMs+V+MZ	123,4±9,0e	42,9±4,4a	2,88
	RMs+H+MZ	89,0±7,6d	39,9±2,6a	2,23
140 días	RMs	41,9±11,9c	63,9±11,5ab	0,66
	RMs+Com	23,2±4,7ab	96,3±12,9b	0,24
	RMs+V	11,4±2,5a	91,6±28,5ab	0,12
	RMs+H	32,3±6,0bc	104,3±29,0b	0,31
	RMs+Com+MZ	31,1±5,8bc	69,1±22,7ab	0,45
	RMs+V+MZ	39,4±8,5bc	50,4±5,0a	0,78
	RMs+H+MZ	60,6±7,0d	48,5±2,8a	1,25
Referencias de niveles de Mn comunes en plantas				
	Kirkby (2012)	50		
	Bohn (2001)	15-100		
	Kabata-Pendias (2011)	30-300		

Ti: Índice de transporte a la parte aérea. Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a $p \leq 0,05$. Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Zinc en *Escallonia rubra*

A los 90 días, la concentración de Zn en parte aérea de *E. rubra* fue menor en RMs+H+MZ, aunque sin diferencias significativas con RMs (Cuadro 17); al contrario, se encontró una concentración significativamente mayor en RMs+Com en relación a RMs. En raíces, la mayor concentración también se observó en RMs+Com y RMs+Com+MZ, pero sin diferencias significativas con RMs. Respecto al índice de transporte, no se observa tendencia a la fitoestabilización, ya que se apreció una distribución similar de Zn entre parte aérea y raíz para todos los tratamientos.

A los 140 días, la concentración de Zn en parte aérea fue menor para RMs+H y RMs+H+MZ, pero sin diferencias significativas con RMs (Cuadro 17). En raíces, la concentración significativamente mayor se observó en RMs+Com+MZ, atribuible a la mayor concentración de Zn en el Com (Cuadro 2). Además, se observó que las MZ favorecieron la capacidad de fitoestabilización de Com para Zn, lo que también es indicado por el menor índice de transporte. Por el contrario, RMs+V+MZ favoreció la capacidad de fitoextracción de Zn. El menor valor de índice de transporte fue para RMs+H.

En general, las concentraciones de Zn en parte aérea de *E. rubra* son superiores a las referencias de Bohn (2001) y Kirkby (2012), y se ajustan a las referencias de Kabata-Pendias (2011).

Cuadro 17. Concentración de Zn (mg kg^{-1}) e índice de transporte (Ti) de *Escallonia rubra* en el tiempo.

Tiempo	Tratamiento	Zn		Ti
		Parte aérea	Raíces	
		(mg kg^{-1})		-
90 días	RMs	43,3±11,3ab	60,3±8,2abc	0,85
	RMs+Com	74,3±18,1c	85,4±7,4c	0,87
	RMs+V	55,3±14,2abc	65,6±14,5abc	0,84
	RMs+H	47,3±10,8abc	55,2±11,3ab	0,86
	RMs+Com+MZ	71,0±11,8bc	80,8±10,1bc	0,88
	RMs+V+MZ	56,7±12,8abc	66,5±21,3abc	0,85
	RMs+H+MZ	39,5±11,9a	48,1±11,6a	0,82
140 días	RMs	40,1±12,1ab	52,0±17,1ab	0,77
	RMs+Com	52,0±13,0b	63,6±15,3bc	0,82
	RMs+V	37,5±11,5ab	47,0±14,6ab	0,80
	RMs+H	26,4±6,4a	38,7±15,0ab	0,68
	RMs+Com+MZ	60,4±11,5b	81,5±2,1c	0,74
	RMs+V+MZ	37,5±11,6ab	30,7±5,0a	1,22
	RMs+H+MZ	24,6±3,2a	32,0±4,0a	0,77
Referencias de niveles de Zn comunes en plantas				
Bohn (2001)		8-15		
Kirkby (2012)		20		
Kabata-Pendias (2011)		27-150		

Ti: Índice de transporte a la parte aérea. Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo al test de Tukey a $p \leq 0,05$. Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Los contenidos de Cu, Fe, Mn y Zn que considera la masa seca de parte aérea y de raíces de las plantas de *E. rubra* se muestran en Anexo 3 y Anexo 4.

Macronutrientes disponibles en *Escallonia rubra*

Las concentraciones de N y K en *E. rubra* no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos (Cuadro 18). No obstante, el Com mostró menor concentración de N que las otras enmiendas (Cuadro 2), lo que no se reflejó en diferencias significativas en la planta. El P fue significativamente mayor en RMs+V+MZ y RMs+H+MZ, lo que indica que probablemente las micorrizas contribuyeron a la movilización de P en estos tratamientos.

En general, similar a *C. chilensis*, las plantas de *E. rubra* muestran niveles de deficiencia con respecto a las referencias de niveles normales en plantas recomendadas por Kirkby (2012) y Havlin *et al.* (2014). Sin embargo, no se observaron mortalidad de individuos ni síntomas de deficiencia nutricional.

Cuadro 18. Concentración de NPK en parte aérea de *Escallonia rubra* cosechadas a los 140 días.

Tratamiento	Parte aérea		
	N	P	K
	(mg kg ⁻¹)		
RMs	884,1±120,0a	489,5±152,8a	1568,7±70,1a
RMs+Com	774,9±186,0a	436,5±103,2a	1527,1±94,8a
RMs+V	682,5±91,4a	415,5±66,5a	1860,4±930,0a
RMs+H	689,5±121,2a	343,5±71,4a	1293,8±321,7a
RMs+Com+MZ	744,8±124,5a	345,0±79,0a	1381,6±165,2a
RMs+V+MZ	713,3±95,0a	812,5±69,1b	1384,0±34,7a
RMs+H+MZ	651,7±44,6a	736,0±73,7b	1083,9±169,6a
Referencias de macronutrientes comunes en plantas			
Kirkby (2012)	15.000	2000	10.000
Havlin <i>et al.</i> (2014)	10.000-60.000	1000-5000	10.000-50.000

Diferentes letras, en columnas, indican diferencias entre tratamientos de acuerdo con el test de Tukey test a $p \leq 0,05$.

Valores promedio \pm desviación estándar; n=4.

Extracción secuencial de metales en relaves mineros. *Escallonia rubra*.

La extracción secuencial de Cu en *E. rubra*, para todos los tratamientos, indica que el metal se encontró principalmente asociado a la FIII de los oxihidróxidos de Fe (Cuadro 19), de movilidad intermedia para la planta. Estos resultados son diferentes a los obtenidos en *C. chilensis*, donde el Cu se encontró principalmente asociado a FV, por lo tanto, el factor planta influye en la distribución de Cu en estos relaves. La suma FI+FII para los tratamientos no superaron el 10% del total, excepto para RMs+V y RMs+H+MZ (Figura 3), que aumentaron la disponibilidad de Cu, y con ello, la absorción del metal en parte aérea y raíz de *E. rubra* (Cuadro 14).

La distribución porcentual de Cu para los tratamientos indica que, en general, las enmiendas disminuyeron el Cu asociado a la FIII (Figura 3).

Cuadro 19. Distribución de Cu en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con *Escallonia rubra*.

Tratamiento	FI	FII	FIII	FIV	FV	FVI	FVII	Suma	Concentración total	R (%)
	Cu (mg kg ⁻¹)									
RM	0,18 ± 0,06	80,0 ± 35,3	417 ± 17,9	133 ± 34,9	164 ± 21,8	72,2 ± 15,6	9,47 ± 0,76	877	1120 ± 39,5	78
RM + C	0,10 ± 0,01	65,9 ± 17,8	243 ± 15,4	158 ± 55,7	108 ± 2,60	52,5 ± 4,39	8,33 ± 1,75	635	833 ± 62,5	76
RM + V	0,04 ± 0,01	92,2 ± 32,9	235 ± 15,6	147 ± 10,7	159 ± 19,6	81,7 ± 7,42	8,53 ± 0,31	724	971 ± 72,4	75
RM + H	0,16 ± 0,01	59,6 ± 12,2	298 ± 51,5	124 ± 37,1	312 ± 47,6	93,6 ± 4,06	9,47 ± 0,12	897	939 ± 18,4	96
RM + C + MZ	0,20 ± 0,01	59,3 ± 5,13	245 ± 31,9	161 ± 7,09	215 ± 22,3	110 ± 20,4	6,60 ± 1,64	797	903 ± 51,0	88
RM + V + MZ	0,23 ± 0,04	80,4 ± 3,90	228 ± 7,02	196 ± 45,3	221 ± 9,10	98,3 ± 42,4	7,33 ± 0,46	830	870 ± 241	95
RM + H + MZ	0,57 ± 0,23	110 ± 11,6	278 ± 52,5	188 ± 21,8	184 ± 23,5	20,3 ± 4,09	9,07 ± 1,70	790	856 ± 290	92

R(%): recuperación porcentual respecto a la concentración total. Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

La concentración de Mn en FI+FII (Cuadro 20) para todos los tratamientos no superó el 10% del total, por lo tanto, el riesgo de movilidad es bajo para este metal. La mayor concentración soluble de Mn se observó en RMs+H+MZ y RMs+H lo que se reflejó en una mayor concentración de este metal en parte aérea y raíz de la planta, respectivamente para estos tratamientos (Cuadro 16). En FV se observó una baja concentración de Mn para todos los tratamientos. Esto puede indicar que FV, asociado a materia orgánica y los sulfuros secundarios, no mostró afinidad por unirse al Mn, tal como fue observado en *C. chilensis*.

La distribución del Mn fue similar entre los diferentes tratamientos, destacando que FIV+FVI suman alrededor del 40% del total de Mn (Figura 3).

Cuadro 20. Distribución de Mn en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con *Escallonia rubra*.

Tratamiento	FI	FII	FIII	FIV	FV	FVI	FVII	Suma	Concentración total	R (%)
	Mn (mg kg ⁻¹)									
RM	0,69 ± 0,23	9,2 ± 1,11	35,0 ± 10,6	32,7 ± 2,15	0,94 ± 0,07	32,7 ± 5,46	35,2 ± 1,68	146	148 ± 23,1	99
RM + C	1,21 ± 0,41	10,2 ± 3,43	27,7 ± 2,16	32,4 ± 4,74	0,49 ± 0,28	23,4 ± 2,65	33,8 ± 2,64	129	134 ± 22,7	96
RM + V	1,26 ± 0,12	14,8 ± 3,85	33,1 ± 2,38	22,7 ± 1,94	0,83 ± 0,50	24,7 ± 2,46	31,8 ± 3,19	129	128 ± 16,0	101
RM + H	1,36 ± 0,03	13,8 ± 3,70	35,2 ± 8,04	35,5 ± 1,98	1,50 ± 0,14	37,3 ± 7,30	32,1 ± 5,91	157	146 ± 4,4	108
RM + C + MZ	0,86 ± 0,73	13,9 ± 0,57	35,4 ± 4,48	44,0 ± 0,36	4,09 ± 0,36	35,7 ± 5,18	24,3 ± 9,19	158	149 ± 5,7	106
RM + V + MZ	0,08 ± 0,05	14,3 ± 8,99	34,8 ± 3,19	52,4 ± 1,31	6,04 ± 1,28	39,9 ± 1,25	29,9 ± 4,57	177	156 ± 2,1	114
RM + H + MZ	2,80 ± 1,08	14,1 ± 3,46	28,9 ± 2,40	53,7 ± 2,34	3,08 ± 0,33	33,0 ± 5,73	27,3 ± 7,55	163	145 ± 1,9	113

R(%): recuperación porcentual respecto a la concentración total. Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

La concentración de Zn no mostró niveles detectables en FI, y en FII fue menor a 10% del total, mientras que alrededor del 40% fue asociado a la FVII, no disponible para las plantas (Cuadro 21). Estos resultados fueron similares a lo expuesto por Pérez-Esteban *et al.* (2013) y Dold y Fontboté (2001) que también encontraron el Zn asociado principalmente a la fracción residual.

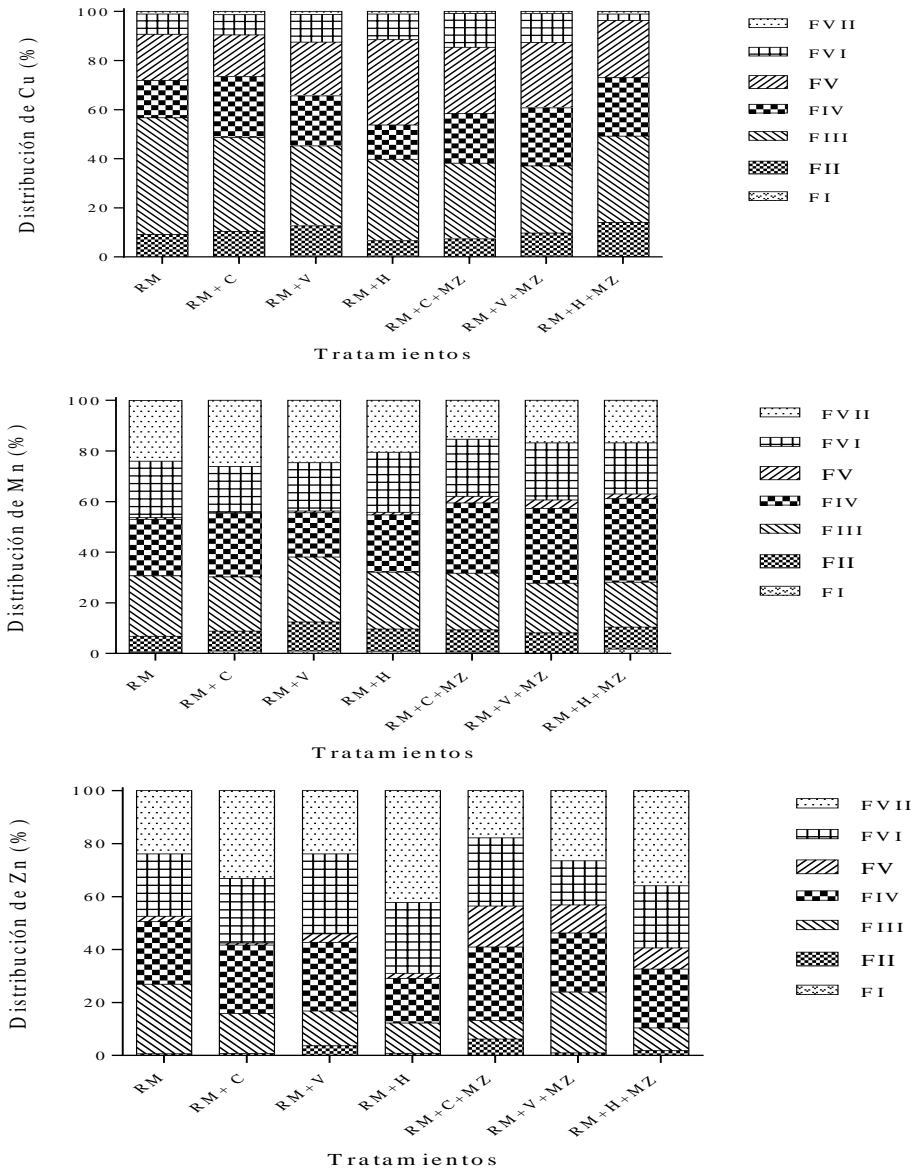


Figura 3. Distribución de Cu, Mn y Zn (%) en relaves mineros (RMs) y distintos tratamientos después de 140 días de cultivo con *Escallonia rubra*.

El tratamiento RMs+Com+MZ aumentó el Zn en la fracción disponible FII respecto a RMs, y *E. rubra* mostró una mayor concentración en parte aérea y raíz con este tratamiento (Cuadro 17). Los tratamientos RMs+Com+MZ, RMs+V+MZ, RMs+H+MZ aumentaron la concentración asociada a la FV, lo cual indica que las micorrizas en conjunto con esta planta mostraron un efecto en la distribución porcentual del Zn (Figura 3).

Cuadro 21. Distribución de Zn en relaves mineros Piuquenes después de 140 días de cultivo con *Escallonia rubra*.

Tratamiento	FI	FII	FIII	FIV	FV	FVI	FVII	Suma	Concentración total	R(%)
	Zn (mg kg ⁻¹)									
RM	<LD	0,35 ± 0,05	14,1 ± 1,27	12,8 ± 3,34	1,09 ± 0,23	12,6 ± 2,21	12,9 ± 1,91	54	68 ± 4,5	79
RM + C	<LD	0,41 ± 0,10	8,31 ± 0,69	14,2 ± 0,40	0,43 ± 0,22	13,4 ± 0,49	18,2 ± 1,07	55	66 ± 5,2	83
RM + V	<LD	1,95 ± 0,83	6,98 ± 2,35	13,8 ± 0,81	1,69 ± 0,54	16,0 ± 1,49	12,7 ± 1,60	53	65 ± 6,4	82
RM + H	<LD	0,42 ± 0,27	5,85 ± 1,84	8,58 ± 0,10	1,02 ± 0,21	13,6 ± 1,75	21,6 ± 0,37	51	60 ± 8,2	85
RM + C + MZ	<LD	3,25 ± 1,47	3,68 ± 0,82	14,6 ± 3,85	8,16 ± 1,22	13,5 ± 1,53	9,37 ± 4,33	53	60 ± 3,6	88
RM + V + MZ	<LD	0,64 ± 0,33	15,7 ± 1,94	15,2 ± 0,98	7,24 ± 0,53	11,4 ± 0,55	18,1 ± 0,87	68	58 ± 1,8	118
RM + H + MZ	<LD	1,10 ± 0,62	5,08 ± 0,74	13,1 ± 0,22	4,73 ± 2,57	13,9 ± 1,18	21,3 ± 4,77	59	63 ± 2,9	94

LD: Límite de detección. R(%): recuperación porcentual respecto a la concentración total. Valores promedio ± desviación estándar; n=4.

Resumiendo, al analizar la distribución porcentual en las distintas fracciones de la extracción secuencial, se puede concluir que para cada elemento existe una o varias enmiendas adecuadas y/o que generen una mayor concentración en las fracciones VI y VII. En el caso del Cu, el Com se desempeñó mejor, probablemente debido a su bajo contenido de ácidos fúlvicos que puedan solubilizar este metal, el cual tiene una alta afinidad por la materia orgánica, lo que permite que se comporte de manera estable, precipitando en la fracción V. En cuanto al Mn, este mostró una fuerte asociación a la fracción VI, con bajas concentraciones en las fracciones I y II, mejorando su distribución con el uso de V y H+MZ. Esto puede explicarse por los mayores contenidos de ácidos fúlvicos presentes en estas enmiendas, que permitirían su movilización, principalmente desde óxidos de hierro hacia fracciones más estables, como la de sulfuros primarios o la residual; además estas enmiendas poseen menos contenidos de Mn que el Com. Finalmente, respecto al Zn, la distribución que adoptó fue favorable con los procesos de fitoestabilización, acumulándose principalmente en las fracciones VI y VII. Esta acumulación se favoreció por los tratamientos que mezclaron Com o H con MZ, posiblemente debido a la alta cantidad de ácidos húmicos y porcentaje de carbono orgánico presentes en H, así como por el mayor contenido de Zn presente en el Com.

CONCLUSIONES

Carpobrotus chilensis cultivada en relaves mineros (RMs) aumentó significativamente su biomasa aérea con la aplicación del biofertilizante resultante de la mezcla de vinaza y micorrizas, mientras que *Escallonia rubra* aumentó su biomasa radicular con la adición de compost, sin adición de micorrizas.

En *C. chilensis* la capacidad de fitoestabilización no mostró efectos con la adición de micorrizas. En esta planta, los tratamientos que incluyeron vinaza aumentaron la capacidad de fitoestabilización de Fe y Zn, mientras que el compost aumentó la fitoestabilización de Cu. *C. chilensis* acumuló preferentemente el Mn en la parte aérea y, por lo tanto, presentó capacidad de fitoextracción para este elemento.

En *Escallonia rubra* la capacidad de fitoestabilización mostró efectos favorables para Cu y Zn con la adición de micorrizas con sustancias húmicas y compost, respectivamente. La capacidad de fitoestabilización, sin adición de micorrizas, aumentó para Fe con la adición de compost y para Mn con adición de vinaza.

Con relación a la concentración de macronutrientes disponibles (NPK), para ambas plantas cultivadas en RMs con aporte de biofertilizantes, se observan deficiencias nutricionales. Sin embargo, sólo el N en parte aérea de *C. chilensis* aumentó significativamente al adicionar biofertilizantes. En *E. rubra*, se observó un aumento significativo sólo para P para las enmiendas que incluyeron vinaza y sustancias húmicas con la adición de micorrizas.

El análisis de extracción secuencial en los RMs indicó que, en general, Cu, Mn y Zn se encuentran presentes con una baja movilidad y disponibilidad para las plantas, con una dependencia de la planta y la enmienda en cuanto a su distribución. Para *C. chilensis*, el Cu aumentó su disponibilidad con la adición de sustancias húmicas, el Mn aumentó con adición de compost y el Zn con adición de compost y micorrizas. En *E. rubra*, el Cu aumentó disponibilidad con las sustancias húmicas y adición de micorrizas, el Mn aumentó con adición sólo de sustancias húmicas, y el Zn con adición de compost y micorrizas. Por lo tanto, en general, se observó un aumento de la disponibilidad de metales con adición de micorrizas, que en algunos casos se reflejaron en el aumento de la concentración de estos metales en partes aéreas y en raíces de las plantas.

En general se recomienda al compost como enmienda orgánica más favorable para la fitoestabilización de estos RMs y el cultivo de *Carpobrotus chilensis*, por su alta generación de biomasa y bajos requerimientos nutricionales.

Los resultados sugieren que otras mezclas de enmiendas orgánicas podrían generar efectos más significativos en la capacidad de fitoestabilización de ambas especies cultivadas. Por ejemplo, una mezcla biofertilizante que incluya más de una enmienda orgánica y micorrizas, para mejorar el aporte de NPK y con ello la generación de biomasa.

LITERATURA CITADA

- Adnani, E., Plante, B., Benzaazoua, M., Hakkou, R., and Bouzahzah, H. 2015. Tailings Weathering and Arsenic Mobility at the Abandoned Zgounder Silver Mine, Morocco. *Mine Water and the Environment*. 35(4), 508-524.
- Aguilar, A., Etchevers, J. D. y Castellanos, J. Z. 1987a. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Ed. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo.
- Aguilar, A., Etchevers, J. D. y Castellanos, J. Z. 1987b. Manual de Interpretación de Análisis de Suelos 2ª. Edición J.Z. Castellanos, J.X. Uvalle Bueno, A. Aguilar Santelises. Colección INCAPA.
- Ahmadpour, P., Ahmadpour, F., Sadeghi, S., Hosseini, F., Soleimani, M., and Abdu, A.B. 2015. Evaluation of four plant species for phytoremediation of copper-contaminated soil. pp. 147–205. *In*: K. Hakeem, M. Sabir, M. Ozturk, and Murmet, A. *Soil remediation and plants*. Elsevier. New York. USA.
- Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881.
- Aly, A., Debbab, A., and Proksch, P. 2011. Fungal endophytes: unique plant inhabitants with great promises. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 90(6), 1829–1845.
- Andrades, M., and Martínez, M. E. 2014. Fertilidad del suelo y parámetros que la definen. 3ª edición. Logroño. Universidad de La Rioja, Servicio de Publicaciones. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/libro/267902.pdf> Consultado el 15 de diciembre de 2019.
- Antoniadis, V., Levizou, E., Shaheen, S. M., Ok, Y. S., Sebastian, A., Baum, C., Prasad, M.N.V., Wenzel, W., and Rinklebe, J. 2017. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. *Earth-Science Reviews*. 171, 621–645.
- Azcón, R., Medina, A., Roldán, A., Biró, B., and Vivas, A. 2009. Significance of treated agrowaste residue and autochthonous inoculates (*Arbuscular mycorrhizal fungi* and *Bacillus cereus*) on bacterial community structure and phytoextraction to remediate soils contaminated with heavy metals. *Chemosphere*. 75(3), 327–334.
- Azhar, M., Rehman, M., Ali, S., Qayyum, M., Naeem, A., Ayub, M., Anwar ul Haq, M., Iqbal, A. and Rizwan, M., 2019. Comparative effectiveness of different biochars and conventional organic materials on growth, photosynthesis and cadmium accumulation in cereals. *Chemosphere*. 227, 72-81.
- Baize, D., and Sterckeman, T. 2001. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Science of the Total Environment*, 264(1-2), 127–139.
- Bertazzini, M., Sacchi, G., and Forlani, G. 2018. A differential tolerance to mild salt stress conditions among six Italian rice genotypes does not rely on Na⁺ exclusion from shoots. *Journal of Plant Physiology*, 226, 145-153.

- Bes, C., Pardo, T., Bernal M., and Clemente, R. 2014. Assessment of the environmental risks associated with two mine tailing soils from the La Unión-Cartagena (Spain) mining district. *Journal of Geochemical Exploration*. 147, 98–106.
- Bohn, H., McNeal, B., and O'Connor, G. 2001. *Soil Chemistry*. 3rd edition. Wiley Interscience. New York.
- BOE-A. 2005. Real Decreto 824/2005 - 2005-12378, sobre productos fertilizantes. Ministerio de la Presidencia. Madrid, España. Boletín Oficial del Estado. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2005-12378>. Consultado en 15-11-2019.
- Bowen, H. 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press. London, UK.
- Cao, L., Jiang, M., Zeng, Z., Du, A., Tan, H., and Liu, Y. 2008. *Trichoderma atroviride* F6 improves phytoextraction efficiency of mustard (*Brassica juncea* (L.) Coss. var. *foliosa* Bailey) in Cd, Ni contaminated soils. *Chemosphere*. 71(9), 1769–1773.
- Cassaniti, C., Leonardi, C., and Flowers, T. J. 2009. The effects of sodium chloride on ornamental shrubs. *Scientia Horticulturae*. 122, 586-593.
- Celik, I., Ortas, I., and Kilic, S. 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil and Tillage Research*. 78(1), 59-67.
- Chaudhuri, D., Tripathy, S., Veeresh, H., Powell, M., and Hart, B. 2003. Mobility and bioavailability of selected heavy metals in coal ash-and sewage sludge-amended acid soil. *Environmental Geology*. 44(4), 419-432.
- Chen, Y., Wang, H.-W., Li, L., and Dai, C. 2013. The potential application of the endophyte *Phomopsis liquidambari* to the ecological remediation of long-term cropping soil. *Applied Soil Ecology*. 67, 20–26.
- Chiban, M., Soudani, A., Sinan, F., and Persin, M. 2011. Single, binary and multi-component adsorption of some anions and heavy metals on environmentally friendly *Carpobrotus edulis* plant. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 82(2), 267–276.
- Clemente, W. and Pardo, D. 2012. The use of a halophytic plant species and organic amendments for the remediation of a trace elements-contaminated soil under semi-arid conditions. *Journal of Hazardous Materials*. 223–224, 63–71.
- Conesa, H., Faz, Á. and Arnaldos, R. 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena–La Unión mining district (SE Spain). *Science of the Total Environment*. 366, 1-11.
- Cornejo, P., Pérez-Tienda, J., Meier, S., Valderas, A., Borie, F., Azcón-Aguilar, C. and Ferrol, N. 2013. Copper compartmentalization in spores as a survival strategy of arbuscular mycorrhizal fungi in Cu-polluted environments. *Soil Biology and Biochemistry*. 57, 925–928.
- Crecchio, C., Curci, M., Mininni, R., Ricciuti, P., and Ruggiero, P. 2001. Short-term effects of municipal solid waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and genetic diversity. *Biology and Fertility of Soils*. 34, 311–318.

- Curaqueo, G., Schoebitz, M., Borie, F., Caravaca, F., and Roldán, A. 2014. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi and addition of composted olive-mill waste enhance plant establishment and soil properties in the regeneration of a heavy metal-polluted environment. *Environmental Science and Pollution Research*. 21(12), 7403–7412.
- Dai, C., Tian, L., Zhao, Y., Chen, Y., and Xie, H. 2009. Degradation of phenanthrene by the endophytic fungus *Ceratobasidium stevensii* found in *Bischofia polycarpa*. *Biodegradation*. 21(2), 245–255.
- Daza, A. 2017. Evaluación de *Carpobrotus aequilaterus* y aplicación de ácido fúlvico en relaves mineros como estrategia de fitorremediación. Memoria de Ingeniero Agrónomo. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas. Santiago, Región Metropolitana. Chile. 52 h.
- Deng, Z. and Cao, L. 2017. Fungal endophytes and their interactions with plants in phytoremediation: A review. *Chemosphere*. 168, 1100–1106.
- Dold, B. and Fontboté, L. 2001. Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy and mineral processing. Special Issue: geochemical studies of mining and the environment. *Journal of Geochemical Exploration*. 74, 3– 55.
- Espinace, R., Palma, J., Valenzuela, P., Jaramillo, I., Miranda, A., y Salinas, R. 2006. Evaluación del efecto eólico en tranques de relave. *In: XVIII Congreso Argentino de Mecánica de Suelos e Ingeniería Geotécnica (CAMSIG 2006)*, San Juan – Argentina.
- Fernández, D. A., Roldán, A., Azcón, R., Caravaca, F., and Bååth, E. 2011. Effects of water stress, organic amendment and mycorrhizal inoculation on soil microbial community structure and activity during the establishment of two heavy metal-tolerant native plant species. *Microbial Ecology*. 63(4), 794–803.
- Ferrol, N., González-Guerrero, M., Valderas, A., Benabdellah, K., and Azcón-Aguilar, C. 2009. Survival strategies of arbuscular mycorrhizal fungi in Cu-polluted environments. *Phytochemistry Reviews*. 8(3), 551–559.
- Fomina, M.A., Alexander, I.J., Colpaert, J.V. and Gadd, G.M. 2005. Solubilization of toxic metal minerals and metal tolerance of mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*. 37(5), 851–866.
- Ginocchio, R. and Ker, A. 2004. Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Revista Chilena de Historia Natural*. 1, 77.
- Gutiérrez, N. 2017. Fitoestabilización de metales en suelos impactados por relaves mineros mediante *Atriplex halimus* y la adición de sustancias húmicas y magnetita. Memoria de Ingeniero Agrónomo y Memoria de Magíster en Manejo de Aguas y Suelos. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas. Santiago, Región Metropolitana. Chile. 83 h.
- Hattab, N., Soubrand-Colin, M., Guégan, R., Motelica-Heino, M. Bourrat, X., Faure O., and Bouchardon, J. 2014. Effect of organic amendments on the mobility of trace elements in phytoremediated techno-soils: role of the humic substances. *Environmental Science and Pollution Research*. 21(17), 10470-10480.
- Havlin, J., Tisdale, S., Nelson, W., and Beaton, J., 2014. *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management*, Eighth edition. Pearson, USA.

- Hazelton, P. and Murphy, B. 2007. Interpreting soil test results: what do all the numbers mean? 2nd ed. CSIRO Publishing, Melbourne, Australia.
- He, Z., Yang, X., & Stoffella, P. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19(2-3), 125–140.
- Hodge, A., Campbell, C. and Fitter, A. 2001. An arbuscular mycorrhizal fungus accelerates decomposition and acquires nitrogen directly from organic material. *Nature*. 413(6853), 297-299.
- Hossner, L., and Shahandeh, H. 2005. Rehabilitation of minerals processing residue (tailings). *In: R. Lal (Ed.), Encyclopedia of Soil Science* (pp. 1450–1455). New York: Marcel Dekker.
- INN. 2004. NCh 2880 (Norma Chilena de Compost). Norma Chilena Oficial. Compost – Clasificación y requisitos. Instituto Nacional de Normalización. Santiago, Chile.
- Janos, P., Vavrova, J., Herzogova, L., Pilarova, V., 2010. Effects of inorganic and organic amendments on the mobility (leachability) of heavy metals in contaminated soil: a sequential extraction study. *Geoderma* 159, 335-341.
- Juárez, A., Arribére, M., Arcagni, M., and Williams, N. 2016. Heavy metal and trace elements in riparian vegetation and macrophytes associated with lacustrine systems in Northern Patagonia Andean Range. *Environmental Science and Pollution Research*. 23(18), 17995-18009.
- Kabata-Pendias, A. 2011. Trace Elements in Plants. 88-113. *In: Trace Elements in Soils and Plants*. 4th edition. Boca Raton, FL, USA: CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Kelly, R.T. 1979. Kelly Indices (Former GLC) Guidelines for Contaminated Soils. pp. 567 *In: Proc. Conference on Reclamation of Contaminated Land*, Eastbourne, UK, October 1979. Published for Society of the Chemical Industry, London, 1980.
- Khan, A. L., Waqas, M., Hussain, J., Al-Harrasi, A., and Lee, I.-J. 2013. Fungal endophyte *Penicillium janthinellum* LK5 can reduce cadmium toxicity in *Solanum lycopersicum* (Sitiens and Rhe). *Biology and Fertility of Soils*. 50(1), 75–85.
- Khorasanipour, M., Tangestani, M., Naseh, R. and Hajmohammadi, H. 2011. Hydrochemistry, mineralogy and chemical fractionation of mine and processing wastes associated with porphyry copper mines: A case study from the Sarcheshmeh mine, SE Iran. *Applied Geochemistry*. 26(5), 714–730.
- Kidd, P., Barceló, J., Bernal, M., and Navari-Izzo, F. 2009. Trace element behaviour at the root–soil interface: implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*. 67, 243–259.
- Kirkby, E. 2012. Introduction, Definition and Classification of Nutrients. pp. 3-5 *In: Marschner, H. Mineral nutrition of higher plants* (3rd edition). London: Academic Press.
- Kohler, J., Caravaca, F., Azcón, R., Díaz G., and Roldán, A. 2015. The combination of compost addition and arbuscular mycorrhizal inoculation produced positive and synergistic effects on the phytomanagement of a semiarid mine tailing. *Science of the Total Environment*. 514, 42–48.
- Lachica, M., Recalde, L. and Esteban, E. 1965. Análisis foliar. Métodos analíticos utilizados en la Estación Experimental Zaidín. *Anales de Edafología y Agrobiología*. 24(9-10), 589-610.

- Lam, E., Cánovas, M., Gálvez, M., Montofré, Í., Keith, and B., Faz, Á. 2017. Evaluation of the phytoremediation potential of native plants growing on a copper mine tailing in northern Chile. *Journal of Geochemical Exploration*. 182, 210-217.
- Li, X., and Thornton, I. 2001. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities. *Applied Geochemistry*. 16(15), 1693–1706.
- Mejías, E., Gómez, C.J., Gareil, P., Delaunay, N. and Montenegro, G. 2018. Characterization of phenolic profile alterations in metal-polluted bee pollen via capillary electrophoresis. *Ciencia e Investigación Agraria*. 45(1), 51-63.
- Menares, F., Carrasco, M. A., González, B., Fuentes, I., and Casanova, M. 2017. Phytostabilization Ability of *Baccharis linearis* and its Relation to Properties of a Tailings-Derived Technosol. *Water Air and Soil Pollution*. 228(5), 182.
- Méndez, M., and Maier, R. 2007. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 7(1), 47–59.
- Mileusnić, M., Siyowi, M.B., Fred, K.A., Ružičić, S., Mapaure, I., and Chimwamurombe, P.M. 2014. Assessment of agricultural soil contamination by potentially toxic metals dispersed from improperly disposed tailings, Kombat mine, Namibia. *Journal of Geochemical Exploration*. 144, 409–420.
- Morello, S.; Giussani, L. and Sede, S. 2013. Preliminary analysis of genetic variation of *Escallonia alpina* and *E. rubra* (Escalloniaceae). *Darwiniana, Nueva Serie* 1(2): 227-236.
- Moreno, T., Oldroyd, A., McDonald, I. and Gibbons, W. 2007. Preferential Fractionation of Trace Metals–Metalloids into PM10 Resuspended from Contaminated Gold Mine Tailings at Rodalquilar, Spain. *Water, Air, & Soil Pollution*. 179(1-4), 93–105.
- Moreno-Jiménez, E.; R. Manzano; E. Esteban and J. Peñalosa. 2010. The fate of arsenic in soils adjacent to an old mine site (Bustarviejo, Spain): mobility and transfer to native flora. *Journal of Soils and Sediments*. 10(2), 301-312.
- Morín, E. 2011. Análisis técnico económico de recuperación de Cu y Mo desde recursos marginales con tecnología avanzada de flotación en CODELCO División Andina. Tesis de Ingeniero Civil Químico. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Facultad de Ingeniería. Valparaíso, Región de Valparaíso. Chile. 138 h.
- Naranjo-Briceño, L., Pernía, B., Guerra, M., Demey, J.R., Sisto, Á., Inojosa, Y., González, M., Fusella, E., Freitas, M. and Yegres, F. 2013. Potential role of oxidative exoenzymes of the extremophilic fungus *Pestalotiopsis palmarum* BM 04 in biotransformation of extra heavy crude oil. *Microbial Biotechnology*. 6(6), 720–730.
- Navarro, A., Collado, A., Carbonell, M., and Sanchez, J. 2004. Impact of mining activities on soils in a semi-arid environment: Sierra Almagrera district, SE Spain. *Environmental Geochemistry and Health*. 26(3-4), 383–393.

- Navarro, M. and Pérez-Sirvent, C. 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*. 96, 183-193.
- Navarro-Flores, A., Martínez-Frías, J., Font, X., and Viladevall, M. 2000. Modelling of modern mercury vapor transport in an ancient hydrothermal system: environmental and geochemical implications. *Applied Geochemistry*. 15(3), 281–294.
- Orchard, C., León-Lobos, P., and Ginocchio, R. 2009. Phytostabilization of massive mine wastes with native phytogenetic resources: potential for sustainable use and conservation of the native flora in north-central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*. 36(3), 329-352.
- Pérez-Esteban, J., Escolástico, C., Ruiz-Fernández, J., Masaguer, A. and Moliner, A. 2013. Bioavailability and extraction of heavy metals from contaminated soil by *Atriplex halimus*. *Environmental and Experimental Botany*. 88, 53-59.
- Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*. 56(1), 15–39.
- Riedemann, P., Aldunate, G., 2004. Flora nativa de valor ornamental. pp. 1-566. *In: Identificación y propagación, Segunda Edición*. Riedemann y Aldunate, Santiago, Chile.
- Robles-Arenas, V., Rodríguez, R., García, C., Manteca, J., and Candela, L. 2006. Sulphide-mining impacts in the physical environment: Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain) case study. *Environmental Geochemistry and Health*. 51, 47-64.
- Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., and Mora, M. 2005. Métodos de análisis de Compost. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Serie Actas. N° 30. Santiago, Chile.
- Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., Mora, M., Flores, H. and Neaman, A. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Series Actas INIA N° 34, Santiago, Chile. 164 p.
- San Martín, J., Ramirez, C. y San Martín, C. 1992. La flora de las dunas chilenas y sus adaptaciones morfológicas. *Bosque*. 13(1), 29-39.
- Santibáñez, C., Ginocchio, R., y Varnero, M. 2007. Evaluation of nitrate leaching from mine tailings amended with biosolids under Mediterranean type climate conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 39(6), 1333-1340.
- Sarwar, G., Schmeisky, H., Hussain, N., Muhammad, S., Ibrahim, M., Safdar, E. 2008. Improvement of soil physical and chemical properties with compost application in rice-wheat cropping system. *Pakistan Journal of Botany*. 40(1), 275-282.
- SERNAGEOMIN (Servicio Nacional de Geología y Minería). 2015. Catastro de depósitos de relaves. Departamento de Seguridad Minera. Santiago, Chile.
- SERNAGEOMIN (Servicio Nacional de Geología y Minería). 2018. Análisis del catastro de depósitos de relaves en Chile y guía de estructura de datos. Departamento de Seguridad Minera. Santiago, Chile.

Shiralipour, A., McConnell, D., and Smith, W. 1992. Physical and chemical properties of soils as affected by municipal solid waste compost application. *Biomass and Bioenergy*. 3(3–4), 261-266.

Sparks, D. 2003. *Environmental soil chemistry*. 2nd ed. California, USA: Academic Press.

Stevenson, F. 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. 2nd edition. New Jersey, EUA. John Wiley & Sons.

Sungur, A., Soylak, M., Yilmaz, E., Yilmaz, S., and Ozcan, H. 2014. Characterization of Heavy Metal Fractions in Agricultural Soils by Sequential Extraction Procedure: The Relationship Between Soil Properties and Heavy Metal Fractions. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 24(1), 1–15.

Tapia, Y., Bustos, P., Salazar, O., Casanova, M., Castillo, B., Acuña, E., and Masaguer, A. 2017. Phytostabilization of Cu in mine tailings using native plant *Carpobrotus aequilaterus* and the addition of potassium humates. *Journal of Geochemical Exploration*. 183, 102-113.

Tipping, E., 2002. *Cation Binding by Humic Substances*. Cambridge Environmental Chemistry Series 12 Cambridge University Press, N.Y., USA.

Troncoso, T. 2018. Efecto de distintas enmiendas orgánicas en la lixiviación de metales y sulfatos de un relave minero cultivado con *Atriplex atacamensis* Phil. y *Escallonia rubra* Pers. Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniera Agrónoma y al Grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile. Universidad de Chile. 47 h.

Troncoso, A. and San Martín, J. 1999. Presencia del género *Escallonia* (Magnoliopsida, Escalloniaceae) en el terciario de Chile central. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile*. 48, 29-36.

Van Schöll, L., Kuyper, T. W., Smits, M. M., Landeweert, R., Hoffland, E., and Breemen, N. 2007. Rock-eating mycorrhizas: their role in plant nutrition and biogeochemical cycles. *Plant and Soil*. 303(1-2), 35-47.

Vega, F., Covelo, E., and Andrade, M. 2006. Competitive sorption and desorption of heavy metals in mine soils: Influence of mine soil characteristics. *Journal of Colloid and Interface Science*. 298(2), 582-592.

Verdugo, C., Sánchez, P., Santibáñez, C., Urrestarazu, P., Bustamante, E., Silva, Y., Gourdon, D. and Ginocchio, R. 2010. Efficacy of lime, biosolids, and mycorrhiza for the phytostabilization of sulfidic copper tailings in Chile: A greenhouse experiment. *International Journal of Phytoremediation*. 13(2), 107-125.

Wang, J., Wu, J., Huang, W., and Tan, R. 2006. Laccase production by *Monotospora* sp., an endophytic fungus in *Cynodondactylon*. *Bioresource Technology*. 97(5), 786-789.

Wang, J., Liu, G., Lu, L., Zhang, J., and Liu, H. 2015. Geochemical normalization and assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, and Ni) in sediments from the Huaihe River, Anhui, China. *CATENA*, 129, 30-38.

- Wiszniewska, A., Hanus-Fajerska, E., Muszyńska, E., and Ciarkowska, K. 2016. Natural organic amendments for improved phytoremediation of polluted soils: A review of recent progress. *Pedosphere*. 26(1), 1-12.
- Woods Ends Research Laboratory, EUA. 2005. Interpreting waste & compost tests. Mount Vernon, Maine, USA. *Journal of the Woods Ends Research Laboratory*. 2(1), 6.
- Wu, S., Wong, C., Shu, W., Khan, A., and Wong, M. 2010. Mycorrhizo-Remediation of Lead/Zinc Mine Tailings Using Vetiver: A Field Study. *International Journal of Phytoremediation*. 13(1), 61-74.
- Yang, J., He, Z., Yang, Y., Stofella, P., Yang, X., Banks, D., and Mishra, S. 2007. Use of amendments to reduce leaching loss of phosphorus and other nutrients from a sandy soil in Florida. *Environmental Science and Pollution Research International*. 14, 266-269.
- Yao, Z., Li, J., Xie, H., and Yu, C. 2012. Review on Remediation Technologies of Soil Contaminated by Heavy Metals. *Procedia Environmental Sciences*. 16, 722-729.
- Zhang, C., Sale, P. W. G., Doronila, A. I., Clark, G. J., Livesay, C., and Tang, C. 2014. Australian native plant species *Carpobrotus rossii* (Haw.) Schwantes shows the potential of cadmium phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*. 21(16), 9843–9851.
- Zipper, C. and Skousen, J. 2014. Passive Treatment of Acid Mine Drainage. pp. 339-353. *In: Jacobs, J., Lehr, J., and Testa, S. (eds.) Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Soils: Causes, Assessment, Prediction, Prevention, and Remediation*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Zipper C., Skousen J., and Jage C. 2011. Passive Treatment of Acid-Mine Drainage. Reclamation Guidelines for surface mined land. pp. 1-14. *In: Jacobs, J., Lehr, J., and Testa, S. Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Soils: Causes, Assessment, Prediction, Prevention, and Remediation*. New Jersey: John Wiley & Sons.

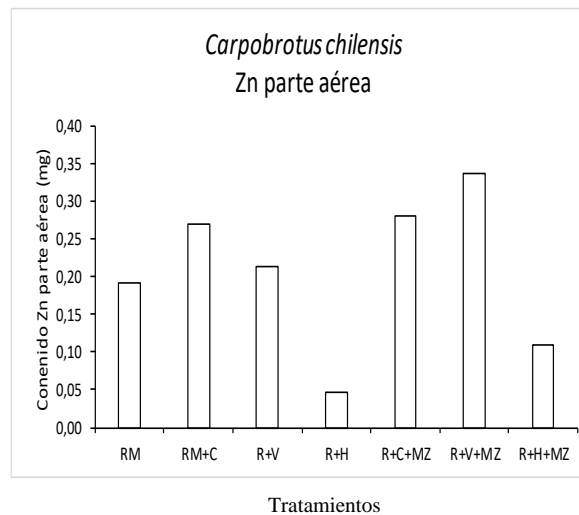
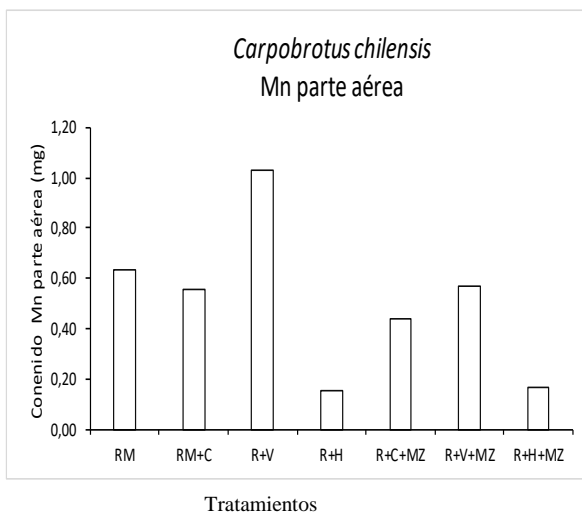
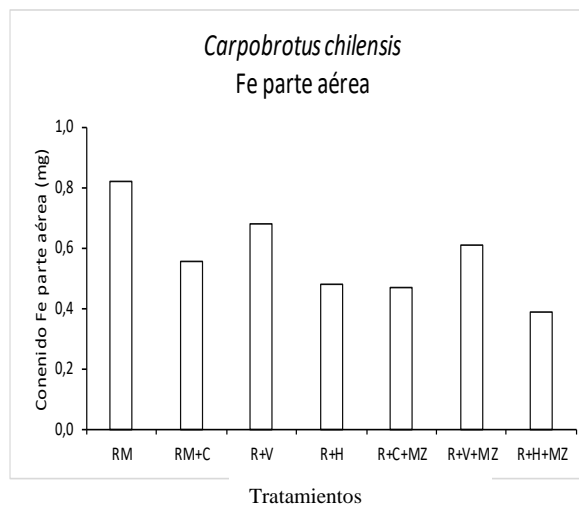
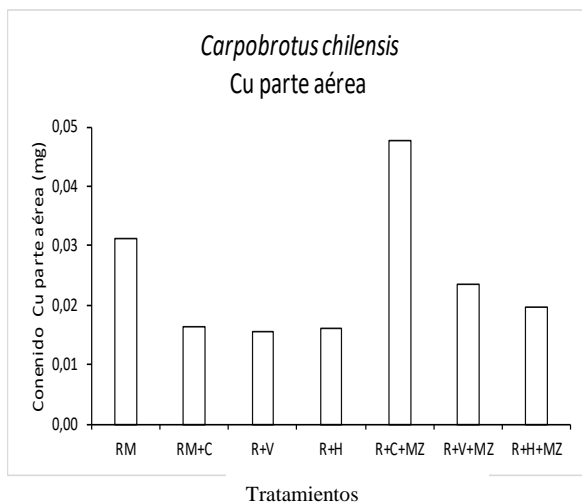
APÉNDICE

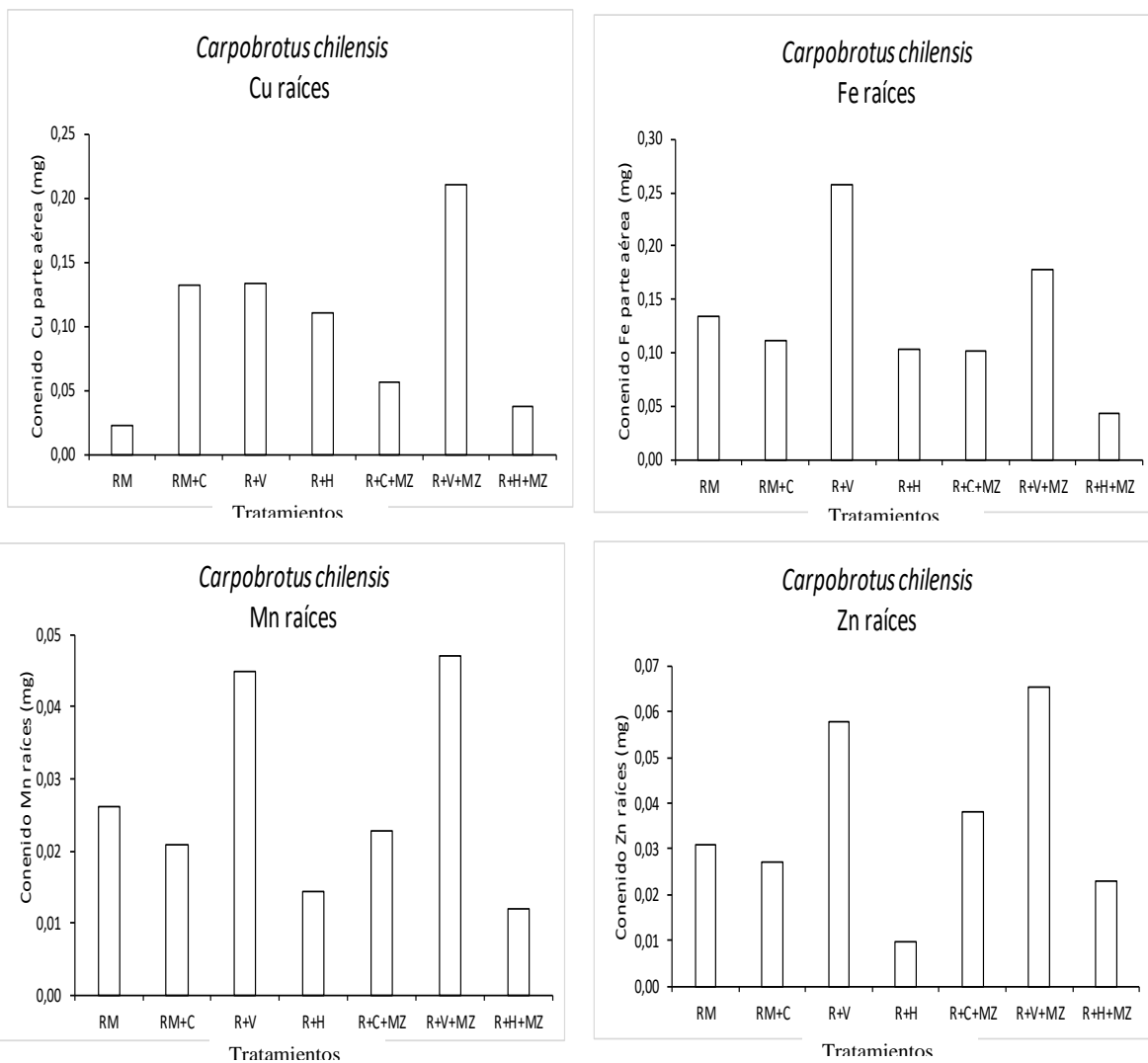
Apéndice 1.

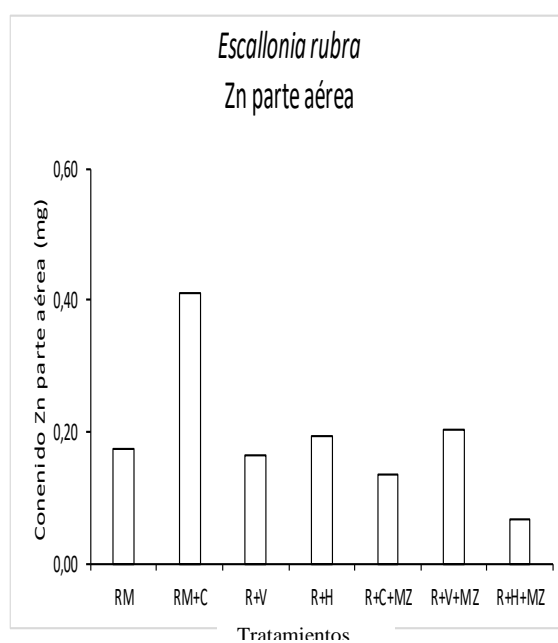
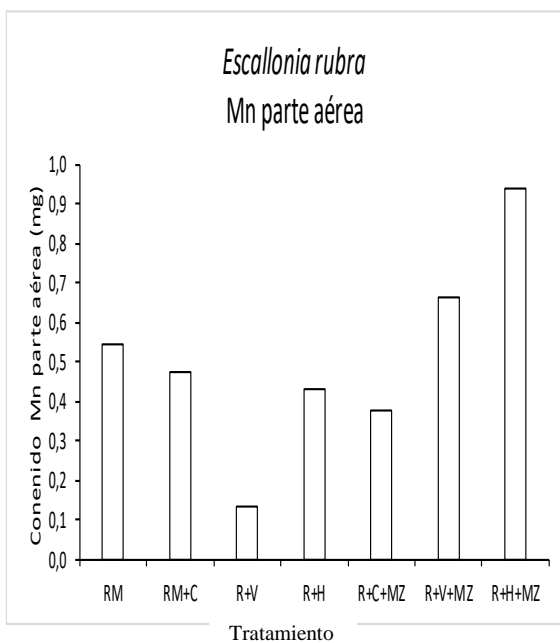
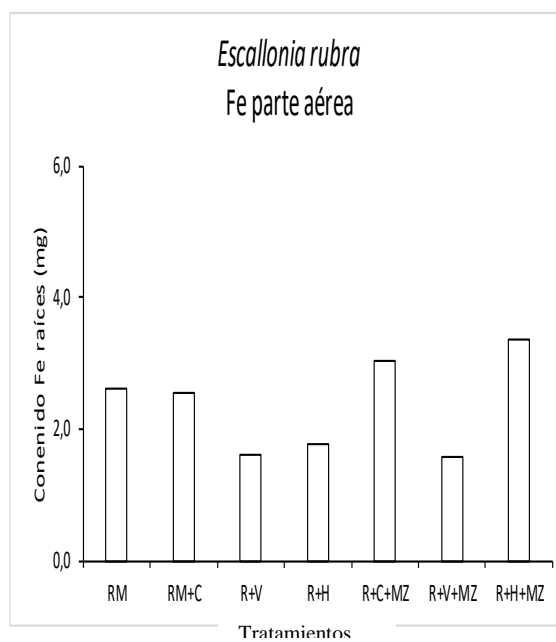
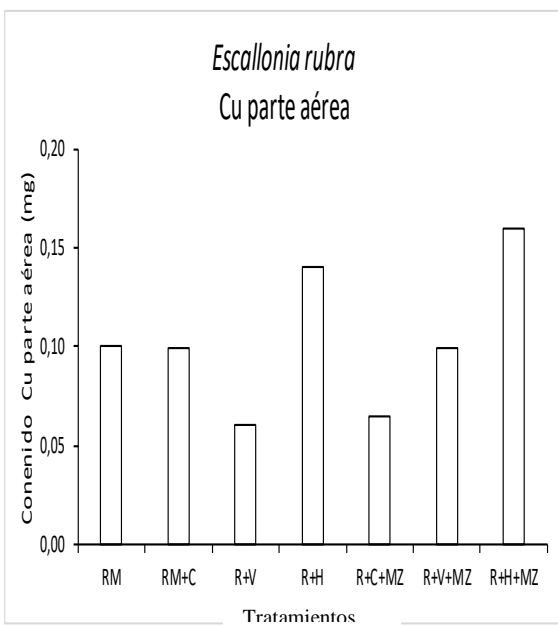
Valores de pH y conductividad eléctrica (CE) determinadas *in situ* en macetas con relaves y plantas para cada tratamiento.

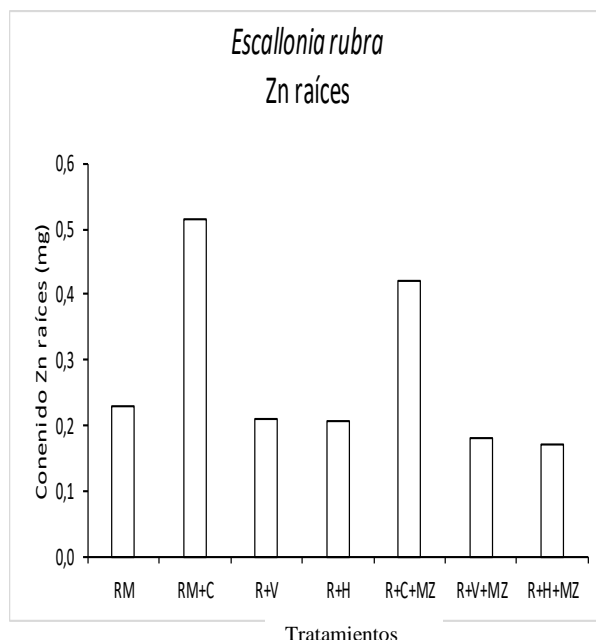
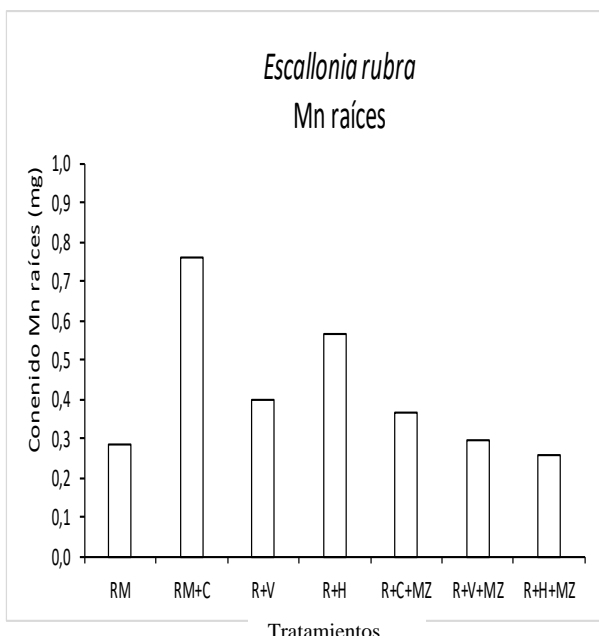
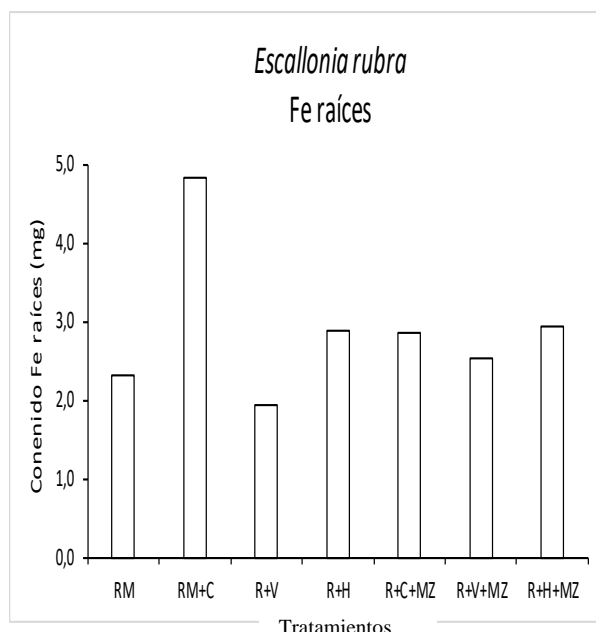
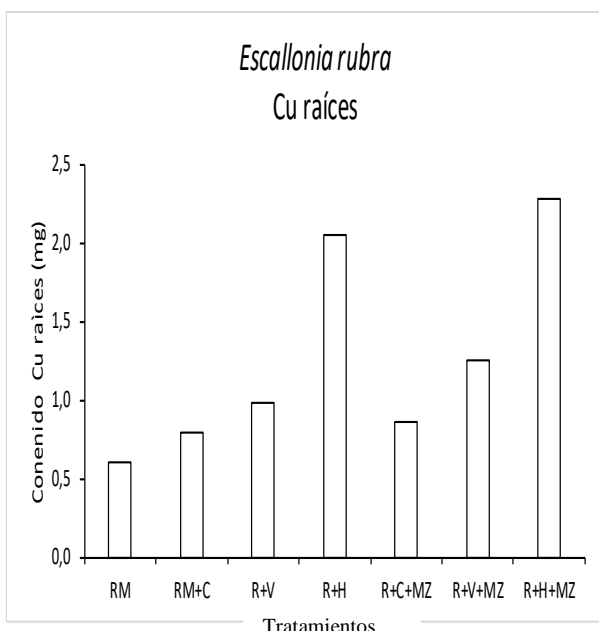
Especie	Tratamiento	Tiempo Días	*pH _{1:5} -	*CE _{1:5} (mS/cm)
Agua de riego	-	-	7,3	1,92
<i>Escallonia rubra</i>	RM	90	7,1	2,51
<i>Escallonia rubra</i>	RM+C	90	7,1	2,99
<i>Escallonia rubra</i>	RM+V	90	7,8	2,52
<i>Escallonia rubra</i>	RM+H	90	6,5	2,30
<i>Escallonia rubra</i>	RM+C+MZ	90	6,9	2,80
<i>Escallonia rubra</i>	RM+V+MZ	90	7,6	1,84
<i>Escallonia rubra</i>	RM+H+MZ	90	6,4	2,82
<i>Escallonia rubra</i>	RM	140	7,3	4,00
<i>Escallonia rubra</i>	RM+C	140	7,2	3,07
<i>Escallonia rubra</i>	RM+V	140	8,0	2,44
<i>Escallonia rubra</i>	RM+H	140	6,7	1,70
<i>Escallonia rubra</i>	RM+C+MZ	140	7,2	2,09
<i>Escallonia rubra</i>	RM+V+MZ	140	7,2	2,22
<i>Escallonia rubra</i>	RM+H+MZ	140	6,5	2,60
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM	90	6,5	2,06
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+C	90	7,2	1,80
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+V	90	7,1	1,66
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+H	90	7,0	2,20
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+C+MZ	90	7,4	2,33
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+V+MZ	90	7,1	1,78
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+H+MZ	90	6,5	1,93
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM	140	7,2	2,00
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+C	140	7,1	1,94
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+V	140	6,7	1,78
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+H	140	6,6	1,94
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+C+MZ	140	7,3	1,59
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+V+MZ	140	7,4	2,12
<i>Carpobrotus chilensis</i>	RM+H+MZ	140	6,6	1,89

*suspensión 1:5 (m/v)

Apéndice 2.Contenidos de metales en parte aérea de *Carpobrotus chilensis* a los 140 días de ensayo.

Apéndice 3.Contenidos de metales en raíces de *Carpobrotus chilensis* a los 140 días de ensayo.

Apéndice 4.Contenidos de metales en parte aérea de *Escallonia rubra* a los 140 días de ensayo.

Apéndice 5.Contenidos de metales en raíces de *Escallonia rubra* a los 140 días de ensayo.

Apéndice 6.
Fotografías del ensayo.



1. Ensayo *Escallonia rubra* y *Carpobrotus chilensis* (9-03-2019)



2. Raíces de *Escallonia rubra*



3. Raíces de *Carpobrotus chilensis*.



4. Inoculación con micorrizas en *C. chilensis*.