



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DE PLANTAS NATIVAS Y ENMIENDAS ORGÁNICAS
EN LA CONCENTRACIÓN DE METALES Y LIXIVIACIÓN DE
SULFATOS EN RELAVE MINERO.**

**EVALUATION OF NATIVE PLANTS AND ORGANIC AMENDMENTS
IN METALS CONCENTRATION AND SULFATE LEACHING IN
MINING TAILING.**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniera Agrónoma y al Grado de
Magíster en Manejo de Suelos y Aguas.

TAMARA ANDREA TRONCOSO RIQUELME

Directora de Tesis
Yasna Tapia Fernández

Profesores consejeros
Manuel Casanova Pinto
Manuel Paneque Corrales

SANTIAGO – CHILE
2020

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DE PLANTAS NATIVAS Y ENMIENDAS ORGÁNICAS
EN LA CONCENTRACIÓN DE METALES Y LIXIVIACIÓN DE
SULFATOS EN RELAVE MINERO**

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de
Ingeniera Agrónoma y al Grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas.

TAMARA ANDREA TRONCOSO RIQUELME

Calificaciones Calificaciones

Memoria de Título Tesis de Grado

DIRECTORA DE TESIS

Yasna Tapia Fernández
Ingeniero en Alimentos, Dra.

PROFESORES CONSEJEROS

Manuel Casanova Pinto
Ingeniero Agrónomo, MSc.

Manuel Paneque Corrales
Bioquímico, Dr.

Santiago, Chile
2020

AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIA

Se cierra un ciclo.

Agradezco las experiencias vividas, las mujeres que llegaron a mi vida y todo lo aprendido hasta hoy.

Dedicado a mi madre, quien me enseñó que la voluntad y el enfoque son la base de toda acción en la vida. Agradezco tu amor, contención y enseñanzas. Tu presencia ha sido fundamental en mi formación como mujer social, empática y feminista, actuando con consecuencia y valentía en la vida.

Muchas gracias por su
cariño/apoyo/enseñanzas/consejos/aliento/acciones/sonrisas/abrazos/risas, según
aplique en cada caso, a mi familia, Profe Yasna, Profe Casanova, Sra. Consuelo,
Sra. Mary Sol, Benja, Gaby, Cookie, Maripez, Carlita, Gaëlle, Lore, Mónica,
Gonzalo Mañana Sol, Pondy, Bastián, Pedro, Raúl, Tito, Diego, Maca, Pola,
Mariana, Lolo, Rafa, Vecino.

Siempre conmigo
Mami y Papá.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN.....	7
ABSTRACT	8
CAPÍTULO I:	9
EVALUACIÓN DE <i>TESSARIA ABSINTHIOIDES</i> Y APLICACIÓN DE COMPOST COMO ESTRATEGIA DE FITOESTABILIZACIÓN EN RELAVE MINERO.....	9
INTRODUCCIÓN	9
HIPÓTESIS.....	11
OBJETIVO GENERAL	11
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
MATERIALES Y MÉTODO	12
UBICACIÓN DEL ESTUDIO	12
MATERIALES	13
DISEÑO EXPERIMENTAL	13
VARIABLES A MEDIR	14
Análisis de relave	14
Análisis de enmienda orgánica.....	15
Análisis de tejido vegetal	15
Determinación de índice de transporte de metales.....	15
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	16
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	17
CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL RELAVE MINERO	17
ENMIENDAS APLICADAS	19
Dosis de enmiendas.....	19
Características químicas de la enmienda orgánica.....	19
MATERIAL VEGETAL	19
Crecimiento y materia seca de <i>Tessaria absinthioides</i>	20
Concentración de Cu, Fe y S en <i>Tessaria absinthioides</i>	21
INDICADOR DE FITORREMEDIACIÓN.....	23
CONCLUSIONES	24
CAPÍTULO II:	25
EFFECTO DE DISTINTAS ENMIENDAS ORGÁNICAS EN LA LIXIVIACIÓN DE METALES Y SULFATOS DE UN RELAVE MINERO CULTIVADO CON <i>ATRIPLEX ATACAMENSIS</i> PHIL. Y <i>ESCALLONIA RUBRA</i> PERS.....	25
INTRODUCCIÓN	25
HIPÓTESIS.....	27
OBJETIVO GENERAL	27
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
MATERIALES Y MÉTODO	28
UBICACIÓN DEL ESTUDIO	28
MATERIALES	28
DISEÑO EXPERIMENTAL	28

VARIABLES A MEDIR	30
Análisis de relave y enmiendas orgánicas.....	30
Análisis de lixiviados y agua de riego.....	30
Análisis de tejido vegetal	30
Determinación de índice de transporte.....	30
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	31
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
CARACTERIZACIÓN DE ENMIENDA ORGÁNICA	32
ANÁLISIS DE LIXIVIADOS.....	32
pH, conductividad eléctrica (CE) y concentración de sulfatos (SO ₄ ²⁻) en lixiviados ..	32
CRECIMIENTO Y MASA SECA DE <i>ATRIPLEX ATACAMENSIS</i> Y <i>ESCALLONIA RUBRA</i>	37
CONCENTRACIÓN DE AZUFRE (S), COBRE (CU) Y HIERRO (FE) EN <i>ATRIPLEX ATACAMENSIS</i> Y <i>ESCALLONIA RUBRA</i>	40
ÍNDICE DE TRANSPORTE DE <i>ATRIPLEX ATACAMENSIS</i> Y <i>ESCALLONIA RUBRA</i>	45
CONCLUSIONES	46
LITERATURA CITADA.....	47
APÉNDICES.....	56

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Tratamientos utilizados en la fitoestabilización de relave minero (RM) por medio de <i>Tessaria absinthioides</i> y compost.	13
Cuadro 2. Parámetro para análisis estadístico de datos.	16
Cuadro 3. Caracterización química del relave minero Piuquenes y enmienda orgánica.	18
Cuadro 4. Altura de plantas y materia seca de raíces de <i>Tessaria absinthioides</i> establecidas en relave con distintos tratamientos a los 60 y 120 días de iniciado el ensayo.....	20
Cuadro 5. Materia seca de la parte aérea de <i>Tessaria absinthioides</i> después de 120 días de cultivo en relaves mineros con distintos tratamientos.	20
Cuadro 6. Concentración de cobre (Cu), hierro (Fe) y azufre (S) en parte aérea y en raíces de <i>Tessaria absinthioides</i> cultivada en distintos tratamientos.....	22
Cuadro 7. Índice de transporte (Ti) de cobre (Cu) y hierro (Fe) en <i>Tessaria absinthioides</i> con distintos tratamientos.	23
Cuadro 8. Tratamientos utilizados en ensayo de lixiviación de elementos traza metálicos en relave minero (RM) con plantas nativas y enmiendas.	29
Cuadro 9. Parámetros para análisis estadístico de datos Capítulo II.	31
Cuadro 10. Principales propiedades químicas del digestato.	33
Cuadro 11. Conductividad eléctrica (CE), pH y sulfatos (SO ₄ ²⁻) de lixiviados en macetas con <i>Atriplex atacamensis</i> en distintos tratamientos y tiempos de medición.	34
Cuadro 12. pH de lixiviados en macetas con <i>Escallonia rubra</i> en distintos tratamientos.	35
Cuadro 13. pH de lixiviados en macetas con <i>Escallonia rubra</i> evaluado desde el establecimiento del ensayo.....	35
Cuadro 14. Conductividad eléctrica (CE) y sulfatos (SO ₄ ²⁻) de lixiviados en macetas con <i>Escallonia rubra</i> en distintos tratamientos y tiempos de medición.	37

Cuadro 15. Tasa de crecimiento, masa seca parte aérea y de raíces en <i>Atriplex atacamensis</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.	38
Cuadro 16. Materia seca parte aérea y de raíces de <i>Atriplex atacamensis</i> cultivada en relaves mineros según variable tiempo.	38
Cuadro 17. Tasa de crecimiento de <i>Escallonia rubra</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos y tiempos de medición.	39
Cuadro 18. Masa seca parte aérea y de raíces de <i>Escallonia rubra</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.	39
Cuadro 19. Concentración de cobre (Cu), hierro (Fe) y azufre (S) en parte aérea de <i>Atriplex atacamensis</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.	40
Cuadro 20. Concentración de cobre (Cu) en raíces de <i>Atriplex atacamensis</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.	41
Cuadro 21. Concentración de cobre (Cu) en parte aérea y azufre (S) en raíces de <i>Escallonia rubra</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos y tiempos de cosecha.	41
Cuadro 22. Concentración de cobre (Cu) y hierro (Fe) en raíces de <i>Escallonia rubra</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.	42
Cuadro 23. Concentración de hierro (Fe) y azufre (S) en parte aérea de <i>Escallonia rubra</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.	42
Cuadro 24. Concentración de hierro (Fe) en raíces de <i>Atriplex atacamensis</i> cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos y tiempos de cosecha.	43
Cuadro 25. Concentración de azufre (S) en raíces de <i>Atriplex atacamensis</i> a los 60 y 120 días de establecido el ensayo.	44
Cuadro 26. Índice de transporte de cobre (Cu) y hierro (Fe) en <i>Atriplex atacamensis</i> con distintos tratamientos.	45
Cuadro 27. Índice de transporte de cobre (Cu) y hierro (Fe) en <i>Escallonia rubra</i> con distintos tratamientos.	45

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Embalse de relaves Piuquenes de CODELCO División Andina, Los Andes, Región de Valparaíso.	12
---	----

ÍNDICE DE APÉNDICES

1. Curva de amortiguación de pH para relave minero Piuquenes.	56
2. Análisis químico de agua de riego del invernadero.	56

RESUMEN

El potencial riesgo ambiental de un depósito no estabilizado se puede mitigar por medio de la fitoestabilización. El presente estudio se conforma de dos capítulos, que evalúan el comportamiento de especies vegetales en un relave extraído del embalse minero Piuquenes (Región de Valparaíso, Chile). El objetivo del capítulo I fue evaluar parámetros de crecimiento y capacidad de fitoestabilización de *Tessaria absinthioides*. Se analizó el contenido de S, Cu y Fe en tejido vegetal de *T. absinthioides* establecidas en relave (T0) y acondicionado con CaCO₃ (T1), 25% de compost (T2) y 50% de compost (T3). Se caracterizaron las principales propiedades químicas del relave y compost. Dado que el pH muy fuertemente ácido es una de las principales limitantes del relave, en T0 las plantas no prosperaron, pero en T2 con una dosis de 257 Mg ha⁻¹ se propició el desarrollo de masa seca aérea y de raíces en las plantas, un incremento en la movilidad de Cu y Fe en raíces, mayor concentración de S en parte aérea de la planta y capacidad de fitoestabilización de Cu y Fe por *T. absinthioides*. En el capítulo II se evaluó la lixiviación de sulfatos y concentraciones de S, Cu y Fe en tejido vegetal de plantas nativas *Atriplex atacamensis* y *Escallonia rubra*, con la adición de enmiendas de CaCO₃, compost y digestato. Los tratamientos consistieron en relave no acondicionado (con y sin plantas) y acondicionado con CaCO₃, compost (10 y 20%) o digestato (10 y 20%). Se caracterizó químicamente el relave, compost y digestato. Para el análisis de lixiviados, se consideró un tratamiento control adicional (relave sin plantas ni enmiendas). En síntesis, todos los lixiviados excedieron los niveles de sulfatos establecidos por la normativa chilena de agua de riego, siendo las dosis de 103 Mg ha⁻¹ de compost y 17 Mg ha⁻¹ de digestato, para ambas plantas, los que obtuvieron mayor proyección en la mantención vegetal y control de lixiviados en el tiempo. *E. rubra* y *A. atacamensis* presentaron mayor crecimiento y biomasa acumulada en los tratamientos con 17 Mg ha⁻¹ de digestato y 206 Mg ha⁻¹ de compost, respectivamente. Ambas especies presentaron capacidad de fitoestabilización de Cu y Fe. *E. rubra* acumuló S principalmente en las raíces de la planta, atribuido a la adaptación de la especie nativa y colonizadora espontánea de la cubeta del relave Piuquenes.

Palabras claves: embalse Piuquenes, enmienda orgánica, *Tessaria absinthioides*, *Atriplex atacamensis*, *Escallonia rubra*.

ABSTRACT

The potential environmental risk of an unstabilized deposit can be mitigated through phytostabilization. The present study has two chapters, which evaluated establishment of plant species in Piuquenes mining reservoir (Valparaíso Region, Chile). The objective of chapter I was to evaluate growth parameters and phytostabilization capacity of *Tessaria absinthioides*. The content of S, Cu and Fe was analyzed in plant tissues of *T. absinthioides* established in mining tailings (T0), mine tailings with CaCO₃ (T1), 25% of compost (T2) and 50% of compost (T3). The main chemical properties of mine tailings and compost were characterized. Since very strongly acidic pH is one of the main limiting factors of the mine tailings, *T. absinthioides* didn't succeed at T0, but T2 with application compost added in 257 Mg ha⁻¹ led to the best development of aerial and roots dry mass in *T. absinthioides*, an increase in the mobility of Cu and Fe in roots, a higher concentration of S in aerial parts and phytostabilization capacity of Cu and Fe by *T. absinthioides*. In chapter II, sulfate leaching and concentrations of S, Cu and Fe were evaluated in plant tissues of native plants *Atriplex atacamensis* and *Escallonia rubra*, with addition of CaCO₃, compost, and digestate. The established treatments were mine tailings without amendments (with and without plants), mine tailings with CaCO₃ addition, compost (10 and 20%), or digestate (10 and 20%). The mine tailings, compost, and digestate were chemically characterized. For the leachate analysis, an additional control treatment was considered (mine tailings without plants or amendments). All the leachate treatments exceeded the sulfate levels established by the Chilean irrigation water regulations, being the compost doses of 103 Mg ha⁻¹ and 17 Mg ha⁻¹ of digestate, for both plants, which obtained the highest projection in plant maintenance and leachate control over time. *E. rubra* and *A. atacamensis* showed higher growth and accumulated biomass in the treatments with 17 Mg ha⁻¹ of digestate and 206 Mg ha⁻¹ of compost, respectively. Both species showed the phytostabilization capacity of Cu and Fe. *E. rubra* accumulated mainly S in the roots, attributed to adaptation of the native species and spontaneous colonizer of the Piuquenes tailings pond.

Key words: Piuquenes reservoir, organic amendment, *Tessaria absinthioides*, *Atriplex atacamensis*, *Escallonia rubra*.

CAPÍTULO I:

EVALUACIÓN DE *Tessaria absinthioides* Y APLICACIÓN DE COMPOST COMO ESTRATEGIA DE FITOESTABILIZACIÓN EN RELAVE MINERO.

INTRODUCCIÓN

En Chile, la explotación minera ha generado gran cantidad de desechos acumulados en depósitos de relaves, los cuales, en su etapa post-operativa, dejan expuesto el material particulado a la acción de la lluvia y el viento (Méndez and Maier, 2008; Ginocchio y Santibáñez, 2009). Estos agentes favorecen la dispersión del material enriquecido con elementos traza metálicos (ETM), pudiendo contaminar cursos de aguas superficiales y suelos aledaños (Santibáñez *et al.*, 2008; Alloway, 2010).

Los relaves mineros se definen como una suspensión de sólidos en líquidos, formando una pulpa, que se generan y desechan en plantas de concentración húmeda de especies minerales y estériles que han experimentado una o varias etapas en circuito de molienda fina (Ministerio de Minería, 2007). El material residual se acumula en depósitos o tranques de gran extensión que abarcan grandes superficies de suelo a lo largo de todo Chile (SERNAGEOMIN, 2018), debiendo cerrar faena conforme a la Ley N°20.551 que establece las normas para el cierre de los tranques post-operativos no estabilizados, con la finalidad de asegurar la estabilidad física y química de los mismos, en conformidad a la normativa ambiental vigente (Ministerio de Minería, 2011).

Según el catastro de depósitos de relaves, a nivel nacional existen 651 depósitos de relaves registrados, de los cuales 469 se encuentran inactivos, 101 activos y 170 abandonados (SERNAGEOMIN, 2018). Este último corresponde a un pasivo ambiental minero que se define como faenas mineras abandonadas o paralizadas no estabilizadas que constituyen un riesgo significativo para la salud de las personas y para el medio ambiente, al no tener un plan de cierre de acuerdo a la ley N°20.551 (BCN, 2012). Actualmente el tranque Piuquenes ha iniciado su plan de cierre, con fecha de inicio de actividad en noviembre del 2019 según SERNAGEOMIN (2018).

Piuquenes, de CODELCO División Andina, corresponde a un embalse de residuos mineros de 104 hectáreas posicionado en el valle del Aconcagua (Región de Valparaíso), el cual acumula 33 millones de toneladas de desechos mineros a base de minerales de cobre (Cu) y molibdeno (Mo) (SERNAGEOMIN, 2018). El embalse se caracteriza por contener material sin estructura, de textura arenosa a franco arenosa, pH ultra ácido a muy fuertemente ácido ($\text{pH} \approx 3,2 - 4,5$), baja conductividad eléctrica, carencia de macronutrientes y ETM en concentraciones variables, propiedades similares a relaves mineros de otras localidades de Chile (Ginocchio y Santibáñez, 2009; Lam *et al.*, 2017; Menares *et al.*, 2017).

El riesgo ambiental potencial, que podría generar un depósito de relaves no estabilizado, se puede evitar utilizando un método a costos razonables, con eficiencia y estrategia ambiental, que potencie el equilibrio ecológico y la integración del espacio utilizado por el relave en el paisaje, denominado fitorremediación (Ginocchio y Santibáñez, 2009). Esta técnica incluye la estrategia de fitoestabilización, que consiste en el uso de plantas

que absorben y/o contienen los contaminantes preferentemente en las raíces, evitando la dispersión del material particulado del relave minero (Ali *et al.*, 2013; Sarwar *et al.*, 2016).

Las plantas usadas en fitorremediación deben cumplir algunos requisitos fundamentales según el lugar de establecimiento, tales como: vigor inicial para un cubrimiento rápido del suelo (Conesa *et al.*, 2007), requerir un bajo manejo (Touceda-González, 2018), ser resistentes a sales y demandar un bajo requerimiento hídrico (Méndez and Maier, 2008). Además, se recomienda el uso de vegetación nativa por su adaptación climática a ambientes áridos y semiáridos de baja disponibilidad de nutrientes (Méndez and Maier, 2008; Ali *et al.*, 2013).

Tessaria absinthioides es un arbusto nativo de Chile perteneciente a la familia Asteraceae, que se desarrolla en una zona amplia del país, desde la Región de Arica y Parinacota hasta la Región del Biobío (Stegen *et al.*, 2000). Esta especie se destaca por su alta adaptabilidad a suelos salinos, su desarrollo en zonas árida, cercanas a cauces o riberas secas y a su propagación asexual por medio de raíces gemíferas y rizomas, que aseguran la supervivencia y colonización de la especie vegetal (Degano, 1999; Stegen *et al.*, 2000), características que favorecen su uso en fitoestabilización. Además, el área de adaptación de *T. absinthioides* coincide con la ubicación de tranques de relaves presentes en el país (León – Lobos *et al.*, 2011), siendo una especie interesante de investigar. Díaz *et al.* (2018) estudió el comportamiento de plantas arbustivas del desierto de Atacama (Chile) en relación a la acumulación de arsénico (As) en suelos agrícolas, determinando que la especie *T. absinthioides* tiene la capacidad de tolerar altas concentraciones de As.

Para un adecuado establecimiento de plantas en el relave, se recomienda adicionar enmiendas, que minimicen las limitantes físicas, químicas y biológicas de los relaves mineros (Ali *et al.*, 2013; Burgues *et al.*, 2018). Esta acción es trascendental para mantener una cubierta vegetal funcional y autosustentable en el largo plazo, que potencie la acumulación de ETM y la rehabilitación de la microbiota del sustrato (Pérez *et al.*, 2013).

El compost es una enmienda orgánica promisoría para ser utilizada en fitoestabilización de relaves mineros (Burgues *et al.*, 2018). La aplicación de compost en suelos contaminados con ETM ha mostrado resultados positivos en el establecimiento de plantas, potenciando el crecimiento de estas (Touceda-González *et al.*, 2017). Además, el compost puede incrementar el pH del relave y disminuir la generación de acidez que limitan el desarrollo vegetal en la cubeta (Méndez and Maier, 2008; Munive *et al.*, 2018).

La fitorremediación puede ser cuantificada por medio del índice de transporte (Ti), el cual determina la eficiencia de la planta en translocar el metal acumulado desde sus raíces a órganos cosechables de la biomasa aérea (Lam *et al.*, 2017). El resultado de la relación entre la concentración del metal en la parte aérea y en la raíz, indica que valores superiores a 1,0 determinan una tendencia a translocar metales o acumular metales en la parte aérea, por lo que la planta sería adecuada para fitoextracción (Ali *et al.*, 2013; Lam *et al.*, 2017). Por el contrario, valores inferiores a 1,0 indicarían una preferencia por acumular metales en las raíces, por lo que la planta podría ser un buen prospecto para la fitoestabilización (Lam *et al.*, 2017).

HIPÓTESIS

La aplicación de compost a relaves mineros favorece el crecimiento y la concentración de elementos traza metálicos en la raíz de *Tessaria absinthioides*.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la absorción de elementos químicos por *Tessaria absinthioides* en un relave minero con la aplicación de compost y su efecto sobre el desarrollo de la planta.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Evaluar parámetros de crecimiento de *T. absinthioides* desarrollada en relaves acondicionados con enmiendas (CaCO₃ y compost).

Evaluar la capacidad de fitoestabilización de *T. absinthioides* en un relave minero acondicionado con enmiendas (CaCO₃ y compost).

MATERIALES Y MÉTODO

Ubicación del estudio

El presente estudio se estableció en el invernadero del Departamento de Ingeniería y Suelos, los análisis químicos se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y los análisis físicos en el Laboratorio de Física de Suelos de las dependencias de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, ubicada en Av. Santa Rosa N°11315, La Pintana, Santiago ($33^{\circ}34'11,20''\text{S}$ $70^{\circ}37'54,50''\text{W}$).

Los relaves mineros fueron extraídos del embalse no operativo Piuquenes ubicado en el valle del Aconcagua, Comuna de Los Andes, Región de Valparaíso ($32^{\circ}59'47,96''\text{S}$ $70^{\circ}15'14,16''\text{W}$) aledaño al cauce del Río Blanco (Figura 1). Esta situación ambiental es considerada riesgosa debido a la acidificación que desarrolla el relave a través del tiempo.

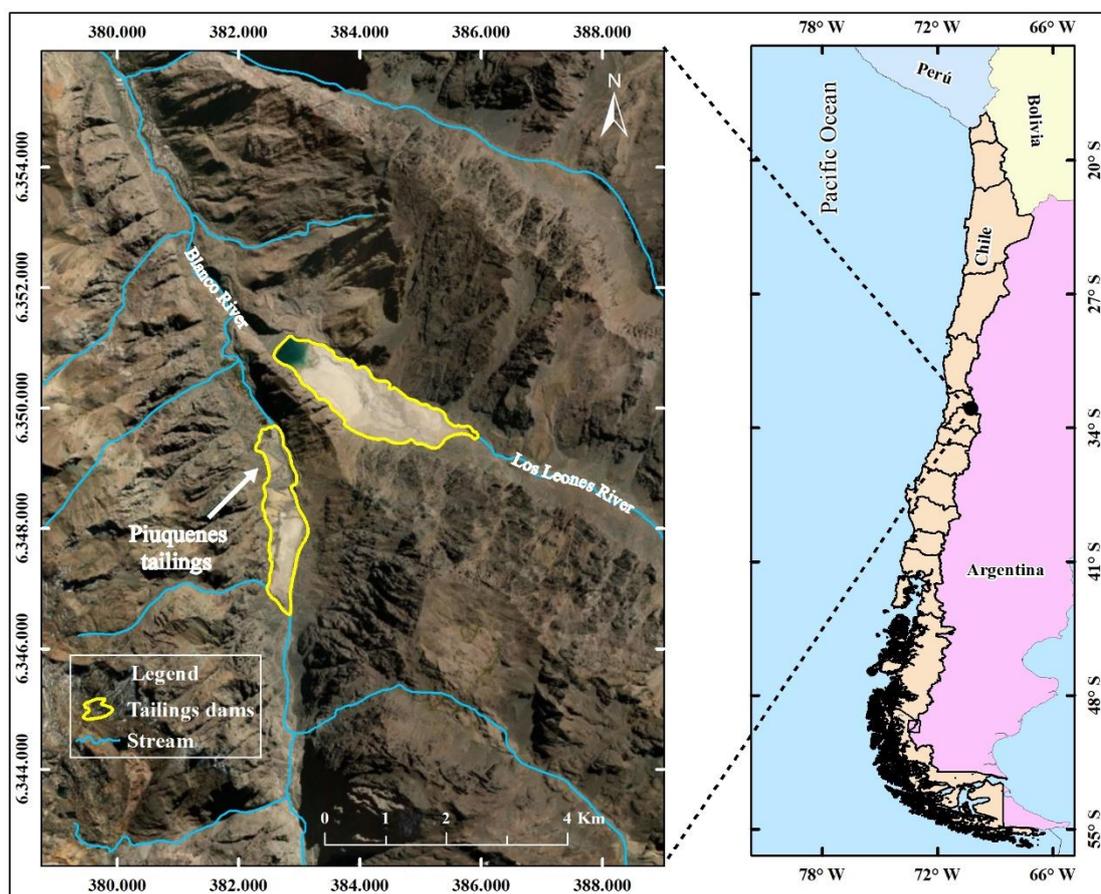


Figura 1. Embalse de relaves Piuquenes de CODELCO División Andina, Los Andes, Región de Valparaíso.

El embalse Piuquenes es un depósito de CODELCO División Andina (DAND) no activo que operó desde el año 1970 hasta 1978 y almacena 33 millones de toneladas de residuos mineros (Morín, 2011; SERNAGEOMIN, 2018). En el año 2015 se determinó el plan de cierre de las 104 ha que este comprende, cuyos minerales de origen

corresponden a Cu y Mo (SERNAGEOMIN, 2018). El depósito se encuentra a una altitud de 2156 msnm, con una precipitación anual de 700 mm, una evaporación de 70 mm aproximadamente y hasta 0,50 m con nieve en época invernal (Dold and Fontboté, 2001; Fonseca *et al.*, 2006).

Materiales

Se utilizó plantas de *T. absinthioides* propagadas mediante esquejes de planta madre adquirida en la ribera del río Mapocho, Región Metropolitana. La propagación se realizó desde octubre del 2015 hasta octubre del 2016.

Como enmiendas, se usó carbonato de calcio (CaCO_3) para aumentar el pH ultra ácido a muy fuertemente ácido ($\approx 3,2 - 4,5$) del relave (Fonseca *et al.*, 2006) a una condición cercana a neutro y compost de la planta de compostaje de la Dirección de Gestión Ambiental (DIGA) de la Comuna de La Pintana (Rondón *et al.*, 2016), con la finalidad de aportar materia orgánica (MO) al relave y favorecer la capacidad de fitoestabilización de las plantas.

Los fragmentos de consistencia rígida del relave se molieron y tamizaron, con la finalidad de obtener un material de menor tamaño (< 2 mm), que permitiese mezclar homogéneamente el material con las enmiendas en cada tratamiento.

Diseño experimental

Las plantas se establecieron en macetas plásticas de volumen aproximado de 3 L. Inicialmente se trasplantaron 2 plantas por maceta, dejando solo la mejor adaptada transcurridas dos semanas del inicio del ensayo.

La unidad experimental (UE) corresponde a una maceta de 3 L con su respectiva planta de *T. absinthioides*. Se estableció un ensayo con 32 UE, incluyendo 4 tratamientos con 8 repeticiones y dos muestreos destructivos de plantas, con cosechas a 60 y 120 días desde el establecimiento del ensayo. En el Cuadro 1 se describen los tratamientos aplicados.

Cuadro 1. Tratamientos utilizados en la fitoestabilización de relave minero (RM) por medio de *Tessaria absinthioides* y compost.

Tratamientos	Descripción	Dosis de compost
		v/v (%)
T0	<i>T. absinthioides</i> + RM (control)	0
T1	<i>T. absinthioides</i> + RM + CaCO_3 .	0
T2	<i>T. absinthioides</i> + RM + compost	25
T3	<i>T. absinthioides</i> + RM + compost	50

Se consideró un tratamiento solo con relaves (T0) y otro con CaCO_3 (T1), a fin de evitar toxicidad en las plantas por aluminio (Al^{3+}) (Sherameti and Varma, 2010; Kabata –

Pendias, 2011). La dosis de CaCO_3 se determinó de acuerdo a la capacidad tampón del relave, mediante la curva de amortiguación de pH (Apéndice 1). La curva permitió calcular la dosis de CaCO_3 ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) necesaria para subir el pH de 5,2 a 7,0, considerando la densidad aparente del relave ($1,26 \text{ Mg m}^{-3}$).

Las dosis de compost se calcularon en proporción v/v, tras analizar pH (en solución 1:2,5 v/v) y conductividad eléctrica (CE) de los tratamientos en terreno, siendo un pH neutro (6,5 – 7,0) la condición óptima seleccionada para T2 y T3.

Se aplicó un riego de mantención a las plantas, con una frecuencia de dos a tres veces por semana, según la temperatura ambiental, con una carga de 100 a 150 mL maceta⁻¹ de agua potable del invernadero. Los análisis químicos del agua de riego se incluyen en Apéndice 2.

Variables a medir

Análisis de relave

Las propiedades químicas del relave se analizaron según metodología de Sadzawka (1990) y Sadzawka *et al.* (2006). La caracterización física se desarrolló según la metodología descrita por Sandoval *et al.* (2012).

Las muestras de relave fueron secadas y tamizadas a 2 mm. El pH se determinó con un pH-metro (Hanna Instruments, modelo HI3221) en suspensión acuosa 1:2,5 m/v (Sadzawka, 1990). La capacidad tampón de pH del relave (control) y relave con las diferentes enmiendas orgánicas se determinó en relación 1:1 y 3:1, respectivamente, mediante HCl (0,106 M) y NaOH (0,09116 M). La conductividad eléctrica (CE) se determinó con un conductímetro (Hanna Instruments, modelo HI4321) en extracto de pasta saturada (Sadzawka *et al.*, 2006). La materia orgánica (MO) se evaluó mediante pérdida por calcinación a 360°C (Sadzawka *et al.*, 2006). El nitrógeno disponible (N disponible) se determinó mediante extracción con $\text{KCl } 2 \text{ mol L}^{-1}$ y determinación por titulación (Sadzawka *et al.*, 2006). El fósforo disponible (P disponible) se determinó por método P-Olsen (Sadzawka *et al.*, 2006) y el potasio disponible (K disponible) mediante extracción con acetato de amonio 1 mol L^{-1} a pH 7 y determinación con MP – AES (Microwave Plasma – Atomic Emission Spectrometer, modelo 4200 Agilent) (Sadzawka *et al.*, 2006). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó por medio de saturación con acetato de sodio (EPA, 1986). La concentración de azufre extraíble (S extraíble) se determinó por extracción con solución de dihidrógeno fosfato de calcio 0,01 M (Sadzawka *et al.*, 2006). Finalmente, la concentración total de ETM: cadmio (Cd), Cu, cromo (Cr), hierro (Fe), litio (Li), manganeso (Mn), Mo, níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), se obtuvo mediante digestión ácida en autoclave a 125°C durante 40 min, y su concentración disponible se determinó por extracción con DTPA. La medición de ETM se realizó mediante MP-AES (Sadzawka, 1990). Para determinar la densidad aparente (Da) del relave se utilizó el método del cilindro descrito por Sandoval *et al.* (2012).

Análisis de enmienda orgánica

Las propiedades químicas y físicas del compost se determinaron según metodología de Sadzawka *et al.* (2005) y Sandoval *et al.* (2012), respectivamente, previo al establecimiento de las plantas. El análisis químico de las muestras se realizó tras el secado y tamizado a <16mm.

La caracterización del compost consistió en la determinación de la Da de las muestras disturbadas sin tamizar. Las propiedades químicas analizadas fueron pH y CE en suspensión acuosa 1:5 m/v, MO mediante calcinación a 360°C (Sadzawka *et al.*, 2005) y estimación de carbono orgánico total (COT) a partir de ella con factor de Van Bemelen (1,724). El N disponible se determinó por extracción con KCl 2 mol L⁻¹ y titulación. El N total se determinó mediante digestión Kjeldahl, destilación de NH₃ y titulación (Sadzawka *et al.*, 2005). Para determinar el P disponible se utilizó la extracción con solución de bicarbonato de sodio 0,5 mol L⁻¹ a pH 8,5 y determinación colorimétrica del azul de Mo (Sadzawka *et al.*, 2006). El K disponible se determinó mediante extracción con acetato de amonio 1 mol L⁻¹ a pH 7 y determinación en MP – AES (Sadzawka *et al.*, 2006). La CIC se determinó por medio de saturación con acetato de sodio (EPA, 1986). La concentración total y disponible de ETM se realizó por medio de extracción ácida en autoclave y determinación en MP – AES. Los sulfatos (SO₄²⁻) se determinaron por colorimetría con cromato de bario (Sadzawka, 2006).

Análisis de tejido vegetal

Previo al establecimiento de las plantas se midió la altura inicial del tallo principal de cada tratamiento y repetición, para determinar, con la altura final (medida en la cosecha), la tasa de crecimiento de las plantas en un tiempo determinado.

Se realizaron dos mediciones destructivas: a 60 y 120 días, de iniciado el ensayo. En cada medición, se extrajo al azar 4 plantas por tratamiento, se midió su altura y luego se separó en parte aérea (tallos y hojas) y raíces. Las muestras vegetales se lavaron con agua potable y luego 3 veces con agua destilada. Posteriormente, se dispusieron en bolsas de papel y se dejaron en estufa a 60±5°C por 48 h para luego determinar su masa seca. Posteriormente, las muestras se molieron y tamizaron a 0,5 mm en un micromolino para determinar la concentración total de Cu y Fe por digestión ácida en autoclave, mediante la metodología de Sadzawka *et al.* (2007). La concentración de S se obtuvo tras la calcinación a 500°C de las muestras vegetales con nitrato de magnesio, analizándose mediante turbidimetría de sulfato de bario (Sadzawka *et al.*, 2007).

Determinación de índice de transporte de metales

Para evaluar la capacidad de fitoestabilización de Cu y Fe en *T. absinthioides*, se utilizó el índice de transporte (Ti), expresado en la ecuación 1 (Ghosh and Singh, 2005).

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

Análisis estadístico

El diseño estadístico es completamente aleatorizado (DCA) con estructura factorial de tratamientos, usando como covariable la altura inicial de las plantas.

El Cuadro 2 muestra los factores y respectivos niveles para el análisis de tejido vegetal.

Cuadro 2. Parámetro para análisis estadístico de datos.

Factor	Niveles
Manejo	(T0), <i>T. absinthioides</i> + RM (control)
	(T1), <i>T. absinthioides</i> + RM + CaCO ₃
	(T2), <i>T. absinthioides</i> + RM + Compost (25%)
	(T3), <i>T. absinthioides</i> + RM + Compost (50%)
Tiempo	60 días
	120 días

El modelo correspondiente a las mediciones en plantas de las UEs es:

$$Y_{ij} = \mu + \delta_i + \gamma_j + (\delta\gamma)_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (2)$$

donde:

μ : media general, δ_i : efecto manejo, γ_j : efecto tiempo, ε_{ij} : error experimental.

El análisis estadístico se realizó mediante modelos lineales mixtos (MLM). En caso de encontrar diferencias estadísticamente significativas en la interacción o de forma independiente entre tratamientos, se realizaron pruebas de comparaciones múltiples (PCM) de Fisher (Balzarini *et al.*, 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización química del relave minero

En general, los relaves mineros presentan propiedades químicas poco favorables para un adecuado crecimiento y desarrollo de las plantas, debido a su material de origen y a la alta variabilidad y valores extremos de pH (Santibáñez *et al.*, 2008). El relave Piuquenes se caracterizó (Cuadro 3) por presentar un pH muy fuertemente ácido ($4,5 \pm 0,03$) que puede favorecer la disponibilidad y movilidad de ETM en el suelo, junto a la formación de complejos solubles y modificación de proceso de adsorción (Hooda, 2010; Sherameti and Varma, 2010). Además, presentó una condición no salina ($<2 \text{ dS m}^{-1}$) (USDA, 2017) y una baja concentración de MO ($<2,5\%$), N ($11 - 20 \text{ mg kg}^{-1}$) y K ($50 - 79 \text{ mg kg}^{-1}$), respecto a la fertilidad de suelo (Rodríguez, 1993), que resulta de la rápida lixiviación de nutrientes debido a la percolación del agua y a la textura moderadamente gruesa a gruesa del relave, generando con ello, una menor retención de nutrientes y un bajo contenido de MO (Hossner and Shahandeh, 2006; Luzio *et al.*, 2010).

En el Cuadro 3, se observó que los niveles de P se encontraban altos según criterios de fertilidad de suelos (≥ 20 : muy alto, según Rodríguez, 1993), debido a que el área de muestreo abarcó sectores establecidos con ensayos de forestación iniciado el 2005, que se mantienen hasta la fecha (Fonseca *et al.*, 2006). Respecto a los ETM disponibles (Cuadro 3), se evidenció un alto contenido de Cu ($>0,5 \text{ mg kg}^{-1}$), Fe ($>4,5 \text{ mg kg}^{-1}$), Mn ($>1 \text{ mg kg}^{-1}$) y Zn ($>1 \text{ mg kg}^{-1}$), según referencia de fertilidad de suelos (Rodríguez, 1993). Sin embargo, la concentración total de los ETM se encuentra dentro del rangos de referencia para relaves mineros en otras partes del mundo: Cd ($2 - 280 \text{ mg kg}^{-1}$), Cr ($70 - 7000 \text{ mg kg}^{-1}$), Ni ($10 - 546 \text{ mg kg}^{-1}$), Pb ($0,3 - 2810 \text{ mg kg}^{-1}$) y Zn ($1 - 5000 \text{ mg kg}^{-1}$), según lo señalado por Hossner and Shahandeh (2006).

Las concentraciones de Cu ($396,25 \pm 14,06 \text{ mg kg}^{-1}$) y Mo ($117,06 \pm 4,72 \text{ mg kg}^{-1}$) del relave Piuquenes superaron el promedio de Cu (130 mg kg^{-1}) y Mo (70 mg kg^{-1}) de otros relaves del mundo (Hossner and Shahandeh, 2006), al ser los principales elementos del residuo de las faenas del yacimiento Piuquenes, debido a la composición del material parental (principalmente calcopirita, CuFeS_2) del segmento andino de donde fue extraído, que incluye depósitos de pórfido de Cu de clase mundial (Alloway, 2010; Oyarzún *et al.*, 2016).

Las características físicas del relave Piuquenes más complejas para el establecimiento de *T. absinthioides*, fue la falta de estructura y las cementaciones del material, las cuales se generaron por la exposición a la atmósfera del RM por periodos prolongados de tiempo, permitiendo probablemente la formación de sales sulfatadas como yeso o jarosita (Méndez and Maier, 2008; Lottermoser, 2010).

Cuadro 3. Caracterización química del relave minero Piuquenes y enmienda orgánica.

Parámetro	Unidad	Relave Piuquenes	Compost
pH	-	4,5 ± 0,03	8,1 ± 0,06
Conductividad eléctrica	dS m ⁻¹	0,34 ± 0,03	4,50 ± 0,05
Densidad aparente	Mg m ⁻³	1,26 ± 0,04	0,91 ± 0,02
Materia orgánica	%	1,06 ± 0,13	18,30 ± 0,53
Carbono orgánico	%	0,19 ± 0,04	13,30 ± 0,38
Capacidad de intercambio catiónico	cmol _c kg ⁻¹	5,68 ± 3,77	-
<u>Macronutrientes disponibles</u>			
N	mg kg ⁻¹	9,57 ± 6,62	93,80 ± 21,03
P	mg kg ⁻¹	28,15 ± 1,72	364,25 ± 9,78
K	mg kg ⁻¹	61,01 ± 6,85	11806,44 ± 208,92
Ca	cmol ₊ kg ⁻¹	-	169,13 ± 5,12
Mg	cmol ₊ kg ⁻¹	-	45,06 ± 0,86
S extraíble	mg kg ⁻¹	189,18 ± 1,17	2156,19 ± 205,19
<u>Metales disponibles</u>			
Cd	mg kg ⁻¹	0,01 ± 0,002	-
Cr	mg kg ⁻¹	0,005 ± 0,003	-
Cu	mg kg ⁻¹	96,12 ± 2,06	2,23 ± 0,21
Fe	mg kg ⁻¹	121,08 ± 3,68	56,60 ± 5,09
Mn	mg kg ⁻¹	6,39 ± 0,14	10,27 ± 0,46
Mo	mg kg ⁻¹	0,21 ± 0,01	-
Ni	mg kg ⁻¹	0,23 ± 0,01	-
Pb	mg kg ⁻¹	0,17 ± 0,02	-
Zn	mg kg ⁻¹	1,74 ± 0,04	8,27 ± 1,22
<u>Metales totales</u>			
Cd	mg kg ⁻¹	2,13 ± 0,22	8,50 ± 1,06
Cr	mg kg ⁻¹	188,06 ± 87,38	-
Cu	mg kg ⁻¹	396,25 ± 14,06	36,25 ± 5,25
Fe	mg kg ⁻¹	61183,75 ± 1160,65	12947,50 ± 1899,66
Li	mg kg ⁻¹	24,75 ± 8,28	-
Mn	mg kg ⁻¹	278,33 ± 8,04	205,75 ± 11,54
Mo	mg kg ⁻¹	117,06 ± 4,72	-
Ni	mg kg ⁻¹	32,75 ± 10,85	-
Pb	mg kg ⁻¹	74,19 ± 2,26	19,00 ± 7,12
Zn	mg kg ⁻¹	40,88 ± 0,99	33,63 ± 1,66
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	-	375,00 ± 50,05

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4

En el relave se observaron rasgos redoximórficos de color anaranjado, lo que permitió relacionar la presencia de hidróxidos de Fe (III) a un pH muy fuertemente ácido ($4,5 \pm 0,03$) y a un alto contenido de Fe en el relave, debido a que un bajo pH ($<5,0$) provoca la precipitación del Fe a un estado de Fe^{3+} (Dold and Fontboté, 2001). El Mn, por su parte, presentó valores altos, sin embargo, no se distinguieron rasgos redoximórficos, debido a que a pH $<5,5$, el Mn^{2+} se encuentra soluble o disponible para las plantas, evitando la precipitación de este (Schaetzl and Anderson, 2005).

Enmiendas aplicadas

Dosis de enmiendas

Se aplicó una dosis de 5,345 g de $CaCO_3$ por maceta (2 Mg ha^{-1}) en T1. Las dosis de compost aplicadas para T2 y T3, correspondieron a 477,8 g por maceta (257 Mg ha^{-1}) y 955,5 g por maceta (514 Mg ha^{-1}), respectivamente. Cada enmienda se mezcló homogéneamente con el relave de cada maceta utilizada.

Características químicas de la enmienda orgánica

El pH y CE de los tratamientos medidas en terreno se corroboraron en laboratorio, obteniendo para T2 un pH de 7,6 (ligeramente alcalino, rango de pH: 7,4 – 7,8) y CE de $6,07 \text{ dS m}^{-1}$ (salino, rango de CE: 4 - $<8 \text{ dS m}^{-1}$), y para T3 un pH de 7,9 (moderadamente alcalino, rango de pH: 7,9 – 8,4) y CE de $10,89 \text{ dS m}^{-1}$ (moderadamente salino, rango de CE: 8 - $<16 \text{ dS m}^{-1}$) (USDA, 2017).

El análisis químico de compost (Cuadro 3), evidenció contenidos altos de N disponible ($>40 \text{ mg kg}^{-1}$), P disponible ($>15 \text{ mg kg}^{-1}$), K disponibles ($>120 \text{ mg kg}^{-1}$) y MO ($>5,0\%$), según Rodríguez (1993), parámetros de interés para la fertilidad y el desarrollo de las plantas en el relave de Piuquenes. Además, el compost presentó un alto contenido de Cu ($>0,5 \text{ mg kg}^{-1}$), Fe ($>4,5 \text{ mg kg}^{-1}$), Mn ($>1 \text{ mg kg}^{-1}$) y Zn ($>1 \text{ mg kg}^{-1}$), según referencia de fertilidad de suelos (Rodríguez, 1993), pH moderadamente alcalino (7,9 – 8,4) (USDA, 2017) y CE entre 4 y $<8 \text{ dS m}^{-1}$ (USDA, 2017), que podría ser una limitante para el establecimiento de plantas que no toleren suelos o sustratos salinos.

Material vegetal

El tratamiento T0 impidió el establecimiento de las plantas, observando en algunos casos signos de clorosis y muerte. Las plantas establecidas en T0 se mantuvieron vivas entre 24 h y una semana, atribuido al pH muy fuertemente ácido ($4,5 \pm 0,03$) del relave, no tolerado por la planta (Sierra, 1982). Para los tratamientos T1, T2 y T3, donde se habían establecido dos plantas por maceta, se retiró la planta menos turgente.

Crecimiento y materia seca de *Tessaria absinthioides*

La covariable altura inicial de las plantas, resultó ser estadísticamente no significativa para el modelo (Cuadro 4).

Las variables altura y masa seca de raíces de *T. absinthioides* presentaron efecto interacción entre los factores tratamiento y tiempo (Cuadro 4). La variable masa seca parte aérea presentó solo efecto tratamiento (Cuadro 5). A los 120 días se observó diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, determinando que la aplicación de compost generó una mayor producción de biomasa aérea y de raíces en plantas de *T. absinthioides*, siendo T3 quien obtuvo la mayor generación de masa seca parte aérea (Cuadro 5). A nivel de raíces, ambas dosis de compost (T2 y T3) generaron una cantidad similar de masa seca total (Cuadro 4).

Cuadro 4. Altura de plantas y materia seca de raíces de *Tessaria absinthioides* establecidas en relave con distintos tratamientos a los 60 y 120 días de iniciado el ensayo.

Tratamientos	Tiempo	Altura	Masa seca raíz		
	días	cm	g		
T1 (CaCO ₃)	60	53,13 ± 11,0	A	3,62±0,90	B
T2 (compost 25%)	60	54,00 ± 11,5	A	2,37±1,91	B
T3 (compost 50%)	60	53,50 ± 6,5	A	4,90±3,37	B
T1 (CaCO ₃)	120	30,25 ± 8,4	B	4,18±1,83	B
T2 (compost 25%)	120	50,75 ± 3,2	A	27,57±17,06	A
T3 (compost 50%)	120	58,58 ± 8,3	A	33,85±19,73	A

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

El proceso de encalado y adición de compost permitió el crecimiento y generación de biomasa aérea y raíces de *T. absinthioides*. La alcalinización a un rango de pH moderadamente alcalino (7,9 – 8,4) (USDA, 2017), óptimo para el desarrollo y crecimiento de las plantas, permitió reducir la biodisponibilidad de metales (Ginocchio, 2008), obteniendo este resultado. Según Diez (2008) el encalado podría además producir un incremento en la tasa de mineralización de N y lixiviación de nitratos (NO₃⁻), sin embargo, los niveles bajos (11 – 20 mg kg⁻¹) a muy bajos (<10 mg kg⁻¹) de N en el relave no favorecerían la ocurrencia de este proceso. Por otra parte, el compost mezclado con el relave podría mejorar las propiedades físicas del RM a largo plazo como es la estructura, favoreciendo la formación de agregados más estables (Santibáñez *et al.*, 2008), la fertilidad y la capacidad de retención de agua (Touceda-González *et al.*, 2016).

Cuadro 5. Materia seca de la parte aérea de *Tessaria absinthioides* después de 120 días de cultivo en relaves mineros con distintos tratamientos.

Tratamientos	Masa seca parte aérea	
	g	
T1 (CaCO ₃)	3,62±1,37	C
T2 (compost 25%)	20,83±11,39	B
T3 (compost 50%)	34,15±10,00	A

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

En otras investigaciones, la mezcla de relave con compost mostró mejores resultados en el enraizamiento en profundidad de *Lolium perenne*, aumentando con ello las probabilidades de éxito en la supervivencia de las plantas, como en solucionar de forma más efectiva los procesos de erosión y drenaje del sistema (Santibáñez *et al.*, 2008). En otros ensayos, el compost aportó nutrientes a las plantas para su crecimiento y desarrollo en el tiempo, al compensar la condición inerte del relave, logrando un asentamiento y población autosuficiente en el área impactada (Ali *et al.*, 2013; Lam *et al.*, 2017, Touceda-González *et al.*, 2017). En el presente ensayo, *T. absinthioides* tuvo un adecuado crecimiento en altura y generación de biomasa aérea y de raíces significativamente mayor en los tratamientos con enmiendas orgánicas tras 120 días de su establecimiento (cuadros 4 y 5). Estos resultados se pueden atribuir principalmente al aporte de macronutrientes y MO del compost, como también probablemente, a la reducción de toxicidad de los ETM disponibles para las plantas, a través de la alcalinización del pH muy fuertemente ácido ($4,5 \pm 0,03$) del relave Piuquenes a ligeramente alcalino (7,6) en T2 y moderadamente alcalino (7,9) en T3 (Diez, 2008; USDA, 2017). Resultados similares fueron obtenidos por Santibáñez *et al.* (2008), donde se observó un crecimiento retardado y una producción reducida de biomasa aérea en las plantas establecidas solo en RM, sin aplicación de biosólidos, respecto a tratamientos con diferentes dosis de biosólidos mezclados con RM.

Al considerar factores como el desarrollo y crecimiento de las plantas, traslado de la enmienda y el manejo en terreno de la incorporación del compost en el embalse Piuquenes, se seleccionó la aplicación del tratamiento T2, que considera una dosis de compost de 257 Mg ha^{-1} , la cual permite equilibrar aspectos técnico – económicos y de manejo para el establecimiento en terreno del ensayo.

Concentración de Cu, Fe y S en *Tessaria absinthioides*

La concentración de Cu, Fe y S en masa seca aérea y de raíces presentaron solo efecto tratamiento (Cuadro 6).

La concentración de Cu en tejido aéreo y de raíces (Cuadro 6) en los tratamientos con compost fue significativamente menor que el tratamiento encalado (con un 5% de significancia), probablemente por la dependencia del Cu al pH y a la MO disuelta del medio, generando la interacción del catión Cu^{2+} con los grupos $-\text{NH}_2$, $-\text{SH}$ y $-\text{OH}$ de la MO del compost, propiciando la formación de complejos órgano-metálicos de menor movilidad, que disminuyen su concentración disponible (Kabata – Pendias, 2011; Valenzuela, 2019). Además, Alloway (2010) observó que en un rango de pH entre 7,0 – 8,0 la movilidad del Cu disminuye, lo cual se condice con el pH de 6,3 para T1 en comparación con los valores de 7,6 y 7,9 para los tratamientos T2 y T3, respectivamente. Cabe destacar que, las concentraciones de Cu para tejido aéreo en *T. absinthioides* se encuentran entre 4 – 15 mg kg^{-1} , rango de concentración para plantas que crecen en suelos no contaminados (Alloway, 2010; Kabata – Pendias, 2011).

La concentración de Fe total en relaves de diferentes partes del mundo, se encuentra entre los 0,4 – 56,81% (Hossner and Shahandeh, 2006). El contenido de Fe del relave Piuquenes fue de un $6,12 \pm 0,12\%$ ($61183,75 \pm 1160,65 \text{ mg kg}^{-1}$), encontrándose en los rangos esperados. Este

contenido se relaciona a posibles reacciones generadoras de acidez en el embalse, por medio de su acción oxidante sobre la piritita (Dold and Fontboté, 2001; Lottermoser, 2010).

Cuadro 6. Concentración de cobre (Cu), hierro (Fe) y azufre (S) en parte aérea y en raíces de *Tessaria absinthioides* cultivada en distintos tratamientos.

Tratamiento	Cu		Fe		S	
	mg kg ⁻¹					
Parte aérea						
T1 (CaCO ₃)	18,38±6,80	A	658,50±409,67	A	1456,63±730,60	B
T2 (compost 25%)	8,00±1,85	B	257,29±140,39	B	3009,15±144,67	A
T3 (compost 50%)	6,75±1,83	B	212,08±128,25	B	3241,64±131,45	A
Raíces						
T1 (CaCO ₃)	40,20±12,39	A	1108,56±256,80	B	263,02±177,12	C
T2 (compost 25%)	24,02±7,57	B	1950,20±520,90	A	592,72±111,00	A
T3 (compost 50%)	17,50±5,13	B	1443,96±631,74	B	413,62±70,02	B

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

En el suelo, condiciones de oxidación y de pH alcalino promueven la precipitación del Fe, sin embargo, en horizontes de suelo ricos en MO, el Fe parece estar principalmente en formas quelatadas (Kabata – Pendias, 2011), lo cual podría explicar la absorción/disponibilidad del elemento en *T. absinthioides*. Las concentraciones de Fe en parte aérea de *T. absinthioides* (Cuadro 6) en T1 y T2 sobrepasaron el rango suficiente o normal (50 – 250 mg kg⁻¹) presentados por Havlin *et al.* (2014), debido a la alta concentración disponible (>4,5 mg kg⁻¹) del elemento en el RM (121,08±3,68 mg kg⁻¹) y en el compost (56,60±5,09 mg kg⁻¹). En T1, el valor de pH 6,3 (ligeramente ácido) (USDA, 2017) podría haber aumentado la disponibilidad de Fe y en T2, probablemente el efecto quelante y el aporte de Fe de la enmienda orgánica, podría haber favorecido la formación de complejos solubles, movilizándolo el metal a través de la planta (Kabata – Pendias, 2011).

El S es un macronutriente que se absorbe por las raíces principalmente como SO₄²⁻ y su contenido es mucho más alto comparado con los ETM en la misma planta (Ernst, 1998; Lal, 2018). Además, es un componente esencial en distintas funciones fisiológicas de los organismos (Singh and Schwan, 2011). En las plantas presenta una alta biodiversidad en la absorción, metabolización y acumulación de S (Lal, 2018). El estudio del S es atractivo en la fitorremediación de relaves mineros, al considerar que el aumento de las concentraciones de SO₄²⁻ en el agua es un problema común relacionado a actividades mineras (Lottermoser, 2010). *T. absinthioides* absorbió y translocó el elemento principalmente a la parte aérea de la planta, situación esperada, al considerar que la metabolización de SO₄²⁻ en los cloroplastos, favorece la formación de fitoquelatinas que actúan como complejos no tóxicos con los ETM, transportando y acumulando los iones metálicos en las vacuolas de las plantas (Singh and Schwan, 2011; Lal, 2018). A nivel de raíces, las plantas establecidas en T2 obtuvieron el mayor contenido de S (592,72±111,00 mg kg⁻¹), respecto a T3 (413,62±70,02 mg kg⁻¹) y T1 (263,02±177,12 mg kg⁻¹), con un nivel de significancia del 5% (Cuadro 6). El contenido de S en hojas se mantuvo entre 2000 – 5000 mg kg⁻¹, catalogados como nivel suficiente o normal (Kabata – Pendias, 2011) en los tratamientos T2 y T3 (Cuadro 6).

Indicador de fitorremediación

La evaluación y selección de las plantas con fines de fitorremediación dependen de la evaluación del índice de transporte (Ti). Para Cu y Fe, *T. absinthioides* presentó un valor <1,0 (Cuadro 7), catalogando a la planta como excluyente y con capacidad de fitoestabilización, al no translocar, preferentemente, los ETM de la raíz a la parte aérea, disminuyendo el riesgo del ingreso de los metales a la cadena alimentaria frente al consumo animal de las plantas (Conesa *et al.*, 2006; Sainger *et al.*, 2011; Ali *et al.*, 2013).

Cuadro 7. Índice de transporte (Ti) de cobre (Cu) y hierro (Fe) en *Tessaria absinthioides* con distintos tratamientos.

Tratamientos	Ti			
	Cu		Fe	
T1 (CaCO ₃)	0,61±0,22	A	0,55±0,34	A
T2 (compost 25%)	0,36±0,11	B	0,17±0,08	B
T3 (compost 50%)	0,42±0,16	B	0,20±0,16	B

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

Según Poschenrieder *et al.* (2001) el Cu tiende a acumularse en las raíces de distintas plantas en el norte de España, comportamiento similar al de *T. absinthioides* (Ti<1,0). Según Valenzuela (2019) y Troncoso (2019), que estudiaron la extracción secuencial del Cu en suelo y relaves, respectivamente, este metal se encontró en mayor parte precipitado y no disponible para la adsorción/absorción de las raíces de *A. atacamensis* y *Chrysopogon zizanioides*, al estar principalmente asociado a sulfuros secundarios, lo cual explicaría el valor Ti < 1,0.

Es importante destacar que, se debe considerar, además de la selección de plantas nativas que toleren las condiciones ya descritas del embalse de relaves (Dold and Fontboté, 2001; Fonseca *et al.*, 2006) y que tengan capacidad de fitoestabilización como *T. absinthioides*, la realización de seguimientos de plantas nativas que colonicen espontáneamente los suelos mineros. Embalses de pH ácidos, como Piuquenes, podrían presentar colonización vegetal lenta pero estable, según lo reportado por Conesa *et al.* (2007) en relaves al sur de España, en donde se observó la revegetación espontánea de comunidades de plantas con alta diversidad y densidad de especies, pero en zonas poco extensas y con alta senescencia en época de verano, sugiriendo la aplicación de enmiendas o trabajos físicos en el relave para favorecer en el mediano plazo un mayor cubrimiento vegetal. Además, se sugiere evitar la introducción de plantas exóticas que puedan alterar la biodiversidad del ecosistema (Sainger *et al.*, 2011). En zonas agrícolas del norte del país, se ha considerado a *T. absinthioides* como maleza invasora, atribuido a su potencial de propagación en extensas áreas y en grandes cantidades debido a su reproducción asexual por medio de raíces gemíferas y rizomas (Degano, 1999), que dificultan el control de la colonización por el rebrote de sus propágulos vegetativos (Ormeño y Carrasco, 1999). Por ello, se recomienda evaluar, previo al establecimiento en terreno, la presencia de ejemplares de *T. absinthioides* en el sector del embalse Piuquenes, con la finalidad de evitar modificaciones en el ecosistema y biodiversidad de la zona (Fuentes *et al.*, 2014).

CONCLUSIONES

La característica de pH muy fuertemente ácido ($4,5\pm 0,03$) del relave corresponde a la principal limitante del embalse Piuquenes para el establecimiento y mantención de *T. absinthioides*, corrigiéndose por medio de la aplicación de CaCO_3 (2 Mg ha^{-1}) y compost (257 Mg ha^{-1} y 514 Mg ha^{-1}).

La aplicación de compost aumentó el pH del relave ($4,5\pm 0,03$) a una condición ligeramente alcalina (7,6) y moderadamente alcalina (7,9), para las dosis de 25% de compost (257 Mg ha^{-1}) y 50% de compost (514 Mg ha^{-1}), respectivamente; y otorgó nutrientes a las plantas, propiciando el crecimiento en altura y el mayor desarrollo de masa seca de la parte aérea y de raíces de *T. absinthioides*. Además, la incorporación de compost aumentó la concentración de Cu y Fe hacia las raíces de la planta.

La concentración de Cu en la parte aérea de *T. absinthioides*, se encontró en el rango de plantas que crecen en suelos no contaminados ($4 - 15 \text{ mg kg}^{-1}$). Las concentraciones de Fe en los tratamientos con dosis de $5,345 \text{ g}$ por maceta (2 Mg ha^{-1}) de CaCO_3 y 25% de compost (257 Mg ha^{-1}) superaron los rangos declarados suficientes o normales en plantas ($50 - 250 \text{ mg kg}^{-1}$).

El macronutriente S fue absorbido y translocado a la parte aérea de la planta en niveles suficientes o normales ($2000 - 5000 \text{ mg kg}^{-1}$). El tratamiento de 25% de compost (257 Mg ha^{-1}) concentró $3009,15\pm 144,57 \text{ mg kg}^{-1}$ de S en parte aérea y $592,72\pm 111,00 \text{ mg kg}^{-1}$ de S en raíces, siendo el tratamiento con mayores concentraciones de S en *T. absinthioides*.

Tessaria absinthioides, presentó capacidad de fitoestabilización de Cu y Fe, al concentrar principalmente estos metales en las raíces, respecto a la parte aérea de la planta. Mientras que se observó una baja translocación de los metales a la parte aérea ($\text{Ti} < 1$), disminuyendo con ello el ingreso de los metales a la cadena alimentaria frente al posible consumo animal de las plantas.

La dosis de compost propicia para la fitoestabilización del relave corresponde a la de un 25% de compost (257 Mg ha^{-1}), al potenciar el desarrollo de *T. absinthioides* con una adecuada biomasa de parte aérea y de raíces, junto a favorecer la concentración de Fe en las raíces de las plantas. Además, al considerar aspectos técnicos y de manejos como el traslado de la enmienda y la aplicación e incorporación en el relave, una menor dosis facilitaría estas labores.

CAPÍTULO II:

EFFECTO DE DISTINTAS ENMIENDAS ORGÁNICAS EN LA LIXIVIACIÓN DE METALES Y SULFATOS DE UN RELAVE MINERO CULTIVADO con *Atriplex atacamensis* Phil. Y *Escallonia rubra* Pers.

INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental que podría generar el impacto de relaves de la minería del cobre se debe al contenido de minerales sulfurosos tales como pirita (FeS_2) y calcopirita (CuFeS_2) (Li *et al.*, 2016) que, al exponerse al aire y humedad generan una serie de reacciones oxidativas que producen SO_4^{2-} y acidez, favoreciendo la solubilidad de metales catiónicos como Cd, cobalto (Co), Cu, Ni y Zn en el medio (Hageman *et al.*, 2015). Este fenómeno se denomina drenaje ácido de minas (*acid mine drainage*, AMD), el que se caracteriza por generar lixiviados de SO_4^{2-} ácidos y alto contenido de ETM en climas templados, que puede tener efectos perjudiciales en los cuerpos de aguas subterráneas y superficiales al entrar en el ciclo hidrológico (Mendez and Maier, 2007; Santibáñez *et al.*, 2008; Hesketh *et al.*, 2010). Pese a que el material de los relaves mineros es considerado no peligroso para la salud y el medio ambiente (Ministerio de Salud, 2004), han ocurrido diferentes fallas en tranques o depósitos en varios países, cuyo resultado ha sido grandes áreas de suelos contaminadas con partículas de relaves que contienen metales que pueden pasar a la cadena trófica (Alloway, 2010).

El drenaje ácido se produce por tres factores, el factor primario corresponde a la exposición de la roca con sulfuros a agentes primarios (agua y oxígeno) que producen SO_4^{2-} y acidez. Dentro del grado de acidez que podría llegar a adquirir el material, se encuentran la mineralogía (factor secundario) y la meteorización (factor terciario), los que determinan si el relave es un generador o neutralizador de ácido (Hageman *et al.*, 2015); por lo tanto, las condiciones físicas del relave tales como: topografía, altura y clima influyen en la tasa de oxidación de sulfuros que liberan SO_4^{2-} y metales. Es relevante destacar que si el factor secundario, es decir, los minerales básicos o alcalinos que componen el material inerte del relave logran neutralizar la acidez o los sulfuros de las rocas no reactivos, no se desarrollará drenaje ácido en el embalse de relave. Sin embargo, el agua tendrá una alta carga de sales. En Chile, la legislación existente determina una concentración máxima de SO_4^{2-} para el agua potable de 500 mg L^{-1} (INN, 2005) y para el agua de riego de 250 mg L^{-1} (INN, 1987).

La pirita (FeS_2) es el mineral más importante asociado a la generación de ácido, el cual puede producir lixiviados durante cientos de años después de la depositación del material inerte en un depósito de relave (Hesketh *et al.*, 2010). La oxidación de la pirita en estado sólido libera SO_4^{2-} y hierro férrico (Fe^{3+}), presentando este último dos rutas posteriores: una biótica, que corresponde al catalizado por bacterias *Metallogenium* a pH 3,5 – 4,5 o por *Thiobacillus ferrooxidans* a pH entre 2,5 – 3,5; además tiene una ruta abiótica, donde los cationes férricos que no precipitan en la solución son hidrolizados formando nuevamente iones ferrosos, SO_4^{2-} e hidrógeno (Aduvire, 2006; Dold, 2010; Pérez *et al.*, 2017).

Una estrategia considerada para evitar el impacto de los AMD en el ambiente y/o remediar la contaminación masiva de suelos previamente no contaminados, es la fitoestabilización, cuyo objetivo es reducir la disponibilidad y movilidad de ETM mediante el uso de enmiendas orgánicas (por ejemplo: compost, digestato, entre otros) que permitan precondicionar y mejorar las propiedades químicas y físicas del relave para el establecimiento y mantención de plantas (Carrillo *et al.*, 2017).

Atriplex atacamensis es un arbusto halófito y xerófito perenne perteneciente a la familia Chenopodiaceae, nativo endémico del norte de Chile (Desierto de Atacama) (Tapia *et al.*, 2013; Orrego *et al.*, 2018). Esta especie debido a las características propias de su género, presenta mecanismos de adaptación a condiciones de sequías por medio de un metabolismo C₄ y a ambientes salinos y de baja fertilidad de suelos por una morfología y genética que las conforma y caracteriza (Tapia *et al.*, 2016). El género *Atriplex* ha sido estudiado en sus diferentes especies como plantas con estrategia de fitorremediación, ya que posee la capacidad de estabilizar físicamente los suelos y de tolerar elevadas concentraciones de ETM en el medio de cultivo; sin embargo, el uso de este género debe considerar medidas de protección para evitar que contaminantes pasen a la cadena trófica, por ser plantas palatables (Tapia *et al.*, 2013). La especie *A. atacamensis* ha sido estudiada por su adaptación a suelos salinos en Chile y acumulación de As. Vromman *et al.* (2016) analizaron la influencia de la salinidad en la resistencia al As por parte de la planta, concluyendo que la salinidad exógena reduce la absorción de As por las raíces, pero aumenta la translocación a las hojas.

Por otra parte, *Escallonia rubra*, arbusto nativo, perteneciente a la familia Escalloniaceae, se distribuye desde la Región de Coquimbo hasta la Región de Magallanes, en suelos cercanos a cauces de agua, de texturas medias a gruesas y pH neutro a ácido (Mansilla, 2004). Existe evidencia de que esta especie tendría un origen austral, tras hallazgos de fósiles del género en la zona, lo cual explica la tolerancia de la especie a temperaturas de -10°C (Troncoso y San Martín, 1999). Otros estudios respaldan antecedentes sobre la tolerancia de *E. rubra* a la exposición marina, donde Cassaniti *et al.* (2009) evaluaron el efecto de NaCl en arbustos ornamentales, determinando que la especie no evidenció una disminución de crecimiento bajo el riego con agua salina al acumular una mayor concentración de iones en raíces, limitando el transporte a los brotes. *E. rubra* colonizó natural y espontáneamente la cubeta del relave Piuquenes, estando adaptada al ambiente. La especie nativa no presenta información sobre su capacidad de fitoestabilización, siendo relevante investigar su potencial respecto a la capacidad de absorber Cu, Fe y S en el embalse de relave.

HIPÓTESIS

La acción conjunta de plantas nativas y la aplicación de enmiendas orgánicas en un relave minero disminuye la lixiviación de metales y sulfatos.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la capacidad de fitoestabilización de metales y sulfatos de *Atriplex atacamensis* y *Escallonia rubra* con y sin la aplicación de enmiendas orgánicas en relave minero.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Evaluar la lixiviación de sulfatos procedentes de relaves minero y el efecto de cultivo *A. atacamensis* y *E. rubra* con la aplicación de compost y digestato.

Comparar parámetros de crecimiento entre tratamientos para *A. atacamensis* y *E. rubra*.

Comparar la concentración de Cu, Fe y S entre distintos tratamientos con compost y digestato para *A. atacamensis* y *E. rubra*.

Evaluar la capacidad de fitoestabilización de *A. atacamensis* y *E. rubra* para Cu y Fe, mediante el cálculo del índice de transporte.

MATERIALES Y MÉTODO

Ubicación del estudio

El presente estudio se estableció en el invernadero del Departamento de Ingeniería y Suelos. Los análisis químicos y físicos se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Laboratorio de Física de Suelos, respectivamente, de las dependencias de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile ($33^{\circ}34'11,20''\text{S}$ $70^{\circ}37'54,50''\text{W}$).

Materiales

El relave minero (RM) se extrajo del embalse no operativo Piuquenes ($32^{\circ}59'47,96''\text{S}$ $70^{\circ}15'14,16''\text{W}$) (Figura 1).

Las plantas de *A. atacamensis* se propagaron mediante esquejes en invernadero, en macetas con sustrato de perlita en marzo del 2017. Las plantas de *E. rubra*, de altura aproximada de 20 cm, se adquirieron en el Vivero Antumapu, ubicado en la Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile.

El compost fue proporcionado por la planta de compostaje de la Dirección de Gestión Ambiental (DIGA) de la Comuna de La Pintana, correspondientes a restos de poda de tamaño pequeño y material vegetal domiciliario (Rondón *et al.*, 2016).

El digestato corresponde al producto sólido que decanta del proceso de digestión anaeróbica de estiércol de equino y bovino. El digestato fue proporcionado por la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile a cargo de la profesora María Teresa Varnero.

La enmienda encalante utilizada fue carbonato de calcio (CaCO_3), con la finalidad de controlar el pH muy fuertemente ácido ($4,5 \pm 0,03$) del relave. La dosis de CaCO_3 se obtuvo mediante la curva de amortiguación de pH del relave (Sadzawka *et al.*, 2006; Apéndice 1).

Diseño experimental

El ensayo constó de 13 tratamientos con 8 repeticiones cada uno y dos muestreos destructivos de plantas. La unidad experimental (UE) corresponde a una maceta de 3 L con RM, a la cual se le analizó el lixiviado obtenido. En total el ensayo constó de 104 UE (Cuadro 8).

Considerando información del establecimiento en invernadero de *T. absinthioides* (Capítulo I), se estableció un tratamiento con CaCO_3 para ambas especies en estudio, aplicando una dosis de 5,345 g de CaCO_3 por maceta (2 Mg ha^{-1}), mezclando el CaCO_3 con el relave de la maceta.

Cuadro 8. Tratamientos utilizados en ensayo de lixiviación de elementos traza metálicos en relave minero (RM) con plantas nativas y enmiendas.

Tratamientos	Descripción	Dosis de compost y digestato
		v/v* %
R	RM (control)	0
R+A	RM + <i>A. atacamensis</i> .	0
R+CaCO ₃ +A	RM + CaCO ₃ + <i>A. atacamensis</i>	0
R+10%CA	RM + compost + <i>A. atacamensis</i>	10
R+10%DA	RM + digestato + <i>A. atacamensis</i>	10
R+20%CA	RM + compost + <i>A. atacamensis</i>	20
R+20%DA	RM + digestato + <i>A. atacamensis</i>	20
R+E	RM + <i>E. rubra</i>	0
R+CaCO ₃ +E	RM + CaCO ₃ + <i>E. rubra</i>	0
R+10%CE	RM + compost + <i>E. rubra</i>	10
R+10%DE	RM + digestato + <i>E. rubra</i>	10
R+20%CE	RM + compost + <i>E. rubra</i>	20
R+20%DE	RM + digestato + <i>E. rubra</i>	20

* Proporción de enmienda a aplicar en maceta de 3 L. El cálculo de la dosis se realizó en proporción v/v.

Las dosis de compost y digestato se determinaron en función del ensayo de *T. absinthioides* (Capítulo I) y a lo señalado por Chamy (1993), donde dosis volumétricas de bioabono superior a 3/4 mostraron una disminución de crecimiento aéreo y radicular de las plantas en comparación con las dosis de 1/2 y 1/4. En relación a esta información y al análisis de dosis adecuadas, tanto para el crecimiento de plantas como para el manejo del material en terreno, es que se decidió utilizar dosis de 1/5 (20%) y 1/10 (10%) de compost y digestato, las cuales se calcularon en proporción volumétrica, una vez determinada la densidad aparente del material.

Las dosis de enmiendas se mezclaron con el relave de cada maceta, logrando una distribución homogénea en cada tratamiento. Se aplicó para el tratamiento con 10% de compost 191,10 g por maceta (103 Mg ha⁻¹) y para un 20% de compost, 382,20 g por maceta (206 Mg ha⁻¹). El digestato aplicado correspondió para el tratamiento de 10% de digestato, el equivalente a 31,50 g por maceta (17 Mg ha⁻¹) y para un 20% de digestato, el equivalente a 63,00 g por maceta (34 Mg ha⁻¹).

El riego se subdividió en dos tipos: para mantención de plantas y para la generación de lixiviados. La determinación del volumen necesario para regar, se realizó mediante un trabajo práctico en el invernadero, determinando la retención de los distintos tratamientos con la finalidad de seleccionar un volumen de agua de mantención uniforme para todas las UE. Se aplicaron 50 mL de agua con una frecuencia de dos a tres veces por semana, según la temperatura ambiental del invernadero.

Para la obtención de lixiviados, se regó con abundante agua, cada 30 días, aplicando de 800 a 1500 mL dependiendo del contenido de MO del tratamiento, obteniendo al menos 20 mL de lixiviados, que se recolectaron por medio de un embudo y frasco de plástico dispuestos bajo cada maceta.

Variables a medir

Análisis de relave y enmiendas orgánicas

El análisis de las propiedades químicas y físicas del relave y compost, se detallaron en materiales y método del capítulo I. El digestato se analizó según las metodologías empleadas para compost, descritas en Sadzawka *et al.* (2005) y Sadzawka *et al.* (2006).

Las principales características químicas del relave y compost utilizado se muestran en el Cuadro 3.

Análisis de lixiviados y agua de riego

Se recolectó, cada 30 días, lixiviados de cada maceta por 4 meses, con riegos de 800 – 1500 mL por maceta con agua potable del invernadero. El análisis de agua de riego se muestra en el Apéndice 2. En los lixiviados se midió pH mediante determinación potenciométrica, CE por conductivimetría y concentración de SO_4^{2-} por colorimetría con cromato de bario (Sadzawka, 2006).

Para obtener la concentración de SO_4^{2-} en lixiviados en mg de SO_4^{2-} por kg de relaves, se multiplicó la concentración de SO_4^{2-} (mg L^{-1}) obtenido en cada maceta, por el volumen lixiviado (mL) respectivo.

Análisis de tejido vegetal

Inicialmente, antes del trasplante, se midió la altura inicial de las plantas de cada tratamiento y repetición, determinando la tasa de crecimiento de las plantas durante el tiempo del ensayo. Además, se midieron las concentraciones de Cu, Fe y S.

Durante el ensayo, se realizaron dos mediciones destructivas de las plantas: a 60 y 120 días de iniciado el ensayo. En cada medición, se extrajo al azar 4 plantas por tratamiento, se midió su altura y luego se separó la parte aérea (tallos + hojas) de las raíces.

Las muestras vegetales se prepararon y analizaron según la metodología de Sadzawka *et al.* (2007). El análisis de concentración total de Cu, Fe y S se realizó según lo descrito en análisis de tejido vegetal del Capítulo I (ver Materiales y método, Cap. I).

Determinación de índice de transporte

Para evaluar la capacidad de fitoestabilización en Cu y Fe de *A. atacamensis* y *E. rubra* se utilizó el cálculo del índice de transporte (Ti) (ver Ec. 1, Materiales y método, Cap. I).

Análisis estadístico

Las mediciones de lixiviados se analizaron mediante un diseño completamente aleatorizado (DCA) con parcela dividida y el análisis de tejido vegetal se evaluó con un DCA con estructura factorial de tratamientos, usando como covariable la altura inicial de las plantas.

El Cuadro 9 muestra los factores y sus respectivos niveles para las mediciones de lixiviados.

Cuadro 9. Parámetros para análisis estadístico de datos Capítulo II.

Factor	Niveles
Manejo	(R), RM
	(R+A), RM + <i>A. atacamensis</i>
	(R+CaCO ₃ +A), RM + <i>A. atacamensis</i> + CaCO ₃
	(R+10%CA), RM + <i>A. atacamensis</i> + compost (10%)
	(R+10%DA), RM + <i>A. atacamensis</i> + digestato (10%)
	(R+20%CA), RM + <i>A. atacamensis</i> + compost (20%)
	(R+20%DA), RM + <i>A. atacamensis</i> + digestato (20%)
	(R+E), RM + <i>E. rubra</i>
	(R+CaCO ₃ +E), RM + <i>E. rubra</i> + CaCO ₃
	(R+10%CE), RM + <i>E. rubra</i> + compost (10%)
(R+10%DE), RM + <i>E. rubra</i> + digestato (10%)	
(R+20%CE), RM + <i>E. rubra</i> + compost (20%)	
(R+20%DE), RM + <i>E. rubra</i> + digestato (20%)	
Tiempo	30 días
	60 días
	90 días
	120 días

El modelo correspondiente a las mediciones del RM (concentración de SO₄²⁻ en lixiviados) de las UEs fue:

$$Y_{ijk} = \mu + \delta_i + \gamma_j + (\delta\gamma)_{ij} + \varepsilon_{ij} + P_k \quad (3)$$

El modelo correspondiente a las mediciones en plantas (determinación de la concentración de Cu, Fe y S en tejido vegetal e indicador de fitorremediación) de las UEs fue:

$$Y_{ij} = \mu + \delta_i + \gamma_j + (\delta\gamma)_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (4)$$

donde:

μ : media general, δ_i : efecto manejo, γ_j : efecto tiempo, ε_{ij} : error experimental, P_k : efecto maceta.

El análisis estadístico se realizó mediante modelos lineales mixtos (MLM). En caso de encontrar diferencias estadísticamente significativas en la interacción o de forma independiente entre tratamientos, se procedió a la realización de prueba de comparaciones múltiples de Fisher, mediante el programa Infostat versión 2018 (Balzarini *et al.*, 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de enmienda orgánica

La adición de compost (Cuadro 3) y digestato (Cuadro 10) permitió elevar el pH muy fuertemente ácido ($4,5\pm 0,03$) del relave a una condición neutra ($6,6 - 7,3$) a moderadamente alcalina ($7,9 - 8,4$), según las distintas dosis aplicadas (ver Diseño experimental, Cap. I). Ambas enmiendas corresponden a un producto sostenible y adecuado para mejorar las condiciones físicas y químicas del material inerte de Piuquenes (Walsh *et al.*, 2012; Touceda-González *et al.*, 2017). Sin embargo, el compost presentó una condición de salinidad más alta ($4,50\pm 0,05$ dS m^{-1}) que el digestato ($3,60\pm 0,05$ dS m^{-1}). Por ello, es relevante el uso de especies vegetales nativas tolerantes a las condiciones extremas del medio, para no limitar las estrategias de fitoestabilización asistida (Méndez and Maier, 2008; Santibáñez *et al.*, 2011).

En términos de manejo, Suárez (2012) demostró que el uso de materias primas previamente degradadas por digestión anaeróbica (digestato) reducían el tiempo de estabilización y maduración en el proceso de compostaje, generando un producto con estándares más óptimos para ser utilizados con fines agronómicos. Además, el digestato presentó una densidad aparente ($0,15\pm 0,03$ Mg m^{-3}) menor a la del compost ($0,91\pm 0,02$ Mg m^{-3}), resultando en la aplicación de alrededor de un 80% menos en la cantidad de enmienda a aplicar para la dosis v/v de los tratamientos, información relevante a considerar si se deseara proyectar el uso del digestato como enmienda en terreno.

Análisis de lixiviados

pH, conductividad eléctrica (CE) y concentración de sulfatos (SO_4^{2-}) en lixiviados

La exposición del RM Piuquenes a precipitaciones y nieve sin cubierta vegetal por un largo período de tiempo, 40 años aproximadamente, favorecieron la acidificación. El pH muy fuertemente ácido ($4,5\pm 0,03$) corresponde a la propiedad intrínseca más relevante del relave Piuquenes. Existe, una relación entre el pH y la mineralogía de los relaves, donde la dominancia de pirita y calcopirita, liberan acidez a las aguas, SO_4^{2-} y Fe^{2+} tras un proceso de oxidación. El Fe^{2+} se oxida a Fe^{3+} al entrar en contacto con la atmósfera, el cual precipita en forma de Schwertmannita, que corresponde al precipitado más común de los sistemas de drenaje ácido de mina (AMD) en el rango de pH $2,5 - 5,0$ (Bigham *et al.*, 1996; Dold and Fontboté, 2001; Trifi *et al.*, 2019).

La oxidación de la pirita es el principal fenómeno de acidificación o disminución de pH en los relaves mineros, al aumentar los contenidos del elemento S, que pueden formar ácido sulfúrico (Lottermoser, 2010). El relave Piuquenes se encuentra activo en sus procesos de oxidación, los cuales tras su exposición a la atmósfera o al agua subterránea oxigenada, producen agua ácida cargada de SO_4^{2-} y ETM (Dold and Fontboté, 2001; Lottermoser, 2010). La concentración de S

disponible de Piuquenes ($189,18 \pm 1,17 \text{ mg kg}^{-1}$) es mayor al contenido de 20 mg kg^{-1} para suelos derivados de granito y arenisca (Abrol and Ahmad, 2003) y alto según parámetro de fertilidad de suelos agrícolas $>12 \text{ mg kg}^{-1}$ (Rodríguez, 1993).

Cuadro 10. Principales propiedades químicas del digestato.

Parámetro	Unidad	Digestato
pH	-	$7,4 \pm 0,01$
Conductividad eléctrica	dS m^{-1}	$3,60 \pm 0,05$
Densidad aparente	Mg m^{-3}	$0,15 \pm 0,03$
Materia orgánica	%	$46,85 \pm 1,53$
Carbono orgánico	%	$34,00 \pm 1,11$
Capacidad de intercambio catiónico	$\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$	$53,96 \pm 1,32$
<u>Macronutrientes disponibles</u>		
N	mg kg^{-1}	$251,13 \pm 37,70$
P	mg kg^{-1}	$350,00 \pm 26,30$
K	mg kg^{-1}	$4304,69 \pm 139,38$
Ca	$\text{cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$	$400,31 \pm 19,95$
Mg	$\text{cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$	$53,60 \pm 4,47$
S extraíble	mg kg^{-1}	$299,24 \pm 13,18$
<u>Metales disponibles</u>		
Cu	mg kg^{-1}	$4,39 \pm 1,75$
Fe	mg kg^{-1}	$108,67 \pm 33,06$
Mn	mg kg^{-1}	$28,53 \pm 12,04$
<u>Metales totales</u>		
Cd	mg kg^{-1}	$6,00 \pm 0,74$
Cr	mg kg^{-1}	$1,06 \pm 0,67$
Cu	mg kg^{-1}	$34,75 \pm 5,85$
Fe	mg kg^{-1}	$8682,50 \pm 1245,91$
Mn	mg kg^{-1}	$157,38 \pm 21,71$
Pb	mg kg^{-1}	$16,38 \pm 12,37$
Zn	mg kg^{-1}	$35,00 \pm 1,86$
SO_4^{2-}	mg L^{-1}	$1384,63 \pm 69,95$

Los valores son promedios \pm desviación estándar; n = 4

Las macetas cultivadas con *A. atacamensis* presentaron interacción entre los factores tratamiento y tiempo de obtención de lixiviados para las variables pH, CE y SO_4^{2-} (Cuadro 11). Por su parte, los tratamientos con *E. rubra* presentaron efecto independiente entre factor tratamiento y tiempo para la variable pH (cuadros 12 y 13); y efecto interacción entre factores tratamiento y tiempo para las variables CE y SO_4^{2-} de los lixiviados (Cuadro 14).

Los lixiviados obtenidos de los tratamientos sin enmiendas para ambas especies (cuadros 11, 12 y 13), se caracterizaron por presentar pH entre 4,3 – 5,9, variando a una condición ligeramente ácida (6,1 – 6,5) a neutra (6,6 – 7,3) con el tiempo, atribuida al pH 7,5±0,05 del agua de riego (Apéndice 2). Los tratamientos restantes presentaron una condición de pH neutro (6,6 – 7,3) en las mediciones a través del tiempo. Sin embargo, a los 120 días del estudio se observó una tendencia a la baja del pH en todos los tratamientos (cuadros 11 y 13) a una condición ligeramente ácida (6,1 – 6,5), posiblemente debido a la actividad microbiana autóctona. Diaby *et al.* (2007) estudiaron la microbiología del relave Piuquenes, que da cuenta de la presencia de bacterias oxidantes de Fe en la zona de oxidación del relave (0 – 0,8 m de profundidad) que correspondería a la zona de donde se extrajo el material utilizado en el ensayo de invernadero.

Cuadro 11. Conductividad eléctrica (CE), pH y sulfatos (SO₄²⁻) de lixiviados en macetas con *Atriplex atacamensis* en distintos tratamientos y tiempos de medición.

Tratamientos	Tiempo	CE	pH		SO ₄ ²⁻		
	días	dS m ⁻¹			mg kg ⁻¹		
Relave	30	2,74±0,44	H	4,38±1,38	F	15,79±10,27	EF
R+A	30	5,46±3,99	FG	4,63±0,89	F	43,67±20,54	CDEF
R+CaCO ₃ +A	30	6,32±3,24	F	6,19±0,43	CDE	34,32±23,63	DEF
R+10%CA	30	6,08±1,48	F	7,24±0,35	AB	50,75±35,44	CDE
R+20%CA	30	30,70±7,65	A	7,04±0,32	ABCDE	79,21±38,88	BC
R+10%DA	30	1,92±0,99	H	6,95±0,89	ABCDE	44,80±40,78	CDEF
R+20%DA	30	1,61±0,30	H	7,36±0,27	AB	33,23±12,81	DEF
Relave	60	3,14±0,64	FGH	6,14±1,05	DE	13,54±4,44	EF
R+A	60	4,60±1,67	FGH	7,17±1,32	ABC	18,79±10,30	EF
R+CaCO ₃ +A	60	8,84±1,99	DE	6,98±0,73	ABCDE	16,32±13,60	EF
R+10%CA	60	3,42±0,77	FGH	7,36±1,09	AB	13,50±4,66	EF
R+20%CA	60	15,00±7,24	BC	7,39±0,42	A	108,38±105,75	B
R+10%DA	60	3,27±1,45	FGH	7,52±0,71	A	19,92±7,20	EF
R+20%DA	60	2,74±0,39	GH	7,58±0,23	A	20,41±10,59	EF
Relave	90	2,83±1,14	FGH	6,09±1,48	DE	30,03±27,98	DEF
R+A	90	3,83±1,26	FGH	7,31±0,75	AB	11,09±3,31	EF
R+CaCO ₃ +A	90	6,68±3,90	EF	7,05±0,66	ABCDE	28,33±13,78	DEF
R+10%CA	90	1,95±0,10	GH	7,86±0,19	A	8,21±2,52	F
R+20%CA	90	12,26±2,81	CD	7,18±0,36	ABC	62,06±32,39	CD
R+10%DA	90	2,75±0,99	FGH	7,37±0,61	AB	24,18±16,29	DEF
R+20%DA	90	4,33±2,55	FGH	7,08±0,45	ABCD	23,29±12,26	DEF
Relave	120	2,90±1,41	FGH	6,12±1,57	DE	20,30±18,11	EF
R+A	120	3,16±1,18	FGH	5,86±1,49	E	27,14±23,84	DEF
R+CaCO ₃ +A	120	9,05±3,66	DE	6,30±0,25	BCDE	49,49±20,60	CDEF
R+10%CA	120	3,96±2,69	FGH	7,36±0,49	AB	22,04±4,25	DEF
R+20%CA	120	16,72±3,03	B	6,96±0,10	ABCDE	167,03±84,63	A
R+10%DA	120	3,16±1,87	FGH	6,22±0,99	BCDE	44,40±30,67	CDEF
R+20%DA	120	2,91±1,13	FGH	7,03±0,45	ABCDE	39,11±11,42	CDEF

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

La zona de oxidación del relave está dominada por Fe³⁺ y por bacterias sulfuroxidantes *Leptospirillum* spp, y acidófilas *Acidithiobacillus* spp. y *Acidiphillum* spp., responsables de la reducción de Fe del sistema (Diaby *et al.*, 2007; Lindsay *et al.*, 2015). Las bacterias actúan en pH ácidos, pero *Acidithiobacillus ferroxidans* supera condiciones de pH 6,5 – 7,0, formando

microambientes ácidos en superficies de sulfuro – minerales (Dold, 2014). Además, es posible considerar la oxidación de Fe^{2+} debido al oxígeno aportado por las enmiendas orgánicas, como precursores de procesos de acidificación. Asimismo, los procesos de descomposición por microorganismos de la MO de las enmiendas aplicadas, producen CO_2 , H^+ y cationes básicos (Dold y Fontboté, 2001; Diaby *et al.*, 2007; Dold, 2014; Havlin *et al.*, 2014; Lindsay *et al.*, 2015).

Cuadro 12. pH de lixiviados en macetas con *Escallonia rubra* en distintos tratamientos.

Tratamientos	pH	
Relave	5,68±1,52	B
R+E	5,85±1,21	B
R+CaCO ₃ +E	6,80±1,18	A
R+10%CE	6,72±0,67	A
R+20%CE	6,89±6,75	A
R+10%DE	6,11±1,32	B
R+20%DE	7,13±0,76	A

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

Cuadro 13. pH de lixiviados en macetas con *Escallonia rubra* evaluado desde el establecimiento del ensayo.

Tiempo días	pH	
30	5,64±1,15	C
60	6,78±1,03	AB
90	7,00±1,11	A
120	6,39±1,16	B

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

Es importante considerar que, dada la duración del presente estudio, se recomienda realizar proyectos de fitorremediación *in situ* en el tranque Piuquenes acondicionado con enmiendas orgánicas, que contemplen más de 4 meses de medición, con la finalidad de evaluar el comportamiento del pH del relave en terreno. Dicha sugerencia se debe a la importancia del pH en la movilidad de ETM en el sistema, que, tras el secado y oxidación de minerales de sulfuro, se favorece la formación de efluentes ácidos enriquecidos con ETM (Hoda, 2010; Trifi *et al.*, 2019) o que, en reacciones de neutralización, por el aporte de enmiendas orgánicas, se solubilice Fe y Al en condiciones de pH neutro o alcalino (Martínez, 2018).

La salinidad de los lixiviados es atribuible a la presencia de las enmiendas orgánicas, debido a que los tratamientos con compost mantuvieron los valores más altos de CE, entre 6,08 – 30,70 dS m^{-1} para las dosis de 10 y 20% de compost, respectivamente, contra los 3,27 – 4,33 dS m^{-1} para las dosis de 10 y 20% de digestato, respectivamente, durante todo el estudio (cuadros 11 y 14). A pesar de la condición salina de los tratamientos, *A. atacamensis* y *E. rubra* se adaptaron óptimamente al ambiente, no restringiendo su crecimiento ni desarrollo, al ser plantas tolerantes a la salinidad (Vromman *et al.*, 2016; Cassaniti *et al.*, 2009).

En relación a la concentración de SO_4^{2-} en lixiviados, todos los tratamientos superaron el promedio en agua de riego (250 mg L^{-1}) según lo señalado en la Norma Chilena N° 1.333, que establece los requisitos de calidad del agua para diferentes usos (INN, 1987). Las altas concentraciones de SO_4^{2-} ($>250 \text{ mg L}^{-1}$) se pueden deber a los procesos de oxidación del relave, al aporte del agua de riego (Apéndice 2) y de las enmiendas aplicadas (cuadros 3 y 13). Los contenidos de SO_4^{2-} presentan gran variabilidad estacional, que se modifican según las precipitaciones y, el contenido y descomposición de la MO (Wu *et al.*, 2015). En agua de riego, se ha relacionado al SO_4^{2-} con la CE, al ser este último un parámetro de calidad de agua. Bajo el supuesto de que el SO_4^{2-} es el anión predominante en el agua de riego, su aumento podría incrementar la CE del agua, pudiendo generar efectos adversos en suelos agrícolas con baja permeabilidad y en plantas poco tolerantes a la salinidad, afectando el crecimiento de las raíces de los cultivos (Sancha *et al.*, 2005; Weil and Brady, 2017).

Los tratamientos con enmiendas orgánicas influyeron en las concentraciones de SO_4^{2-} lixiviados, con fluctuaciones en las distintas fechas de medición, observando valores entre $6,27 - 167,03 \text{ mg kg}^{-1}$. Los tratamientos con 10% de compost y 10% de digestato en ambas plantas, aportaron concentraciones de SO_4^{2-} estadísticamente similares al tratamiento control, con valores entre $13,54 - 44,80 \text{ mg kg}^{-1}$ de SO_4^{2-} . Por el contrario, los tratamientos R+20%CA en *A. atacamensis* (Cuadro 11), R+20%CE y R+20%DE en *E. rubra* (Cuadro 14) presentaron los mayores valores de SO_4^{2-} lixiviados en las distintas fechas de medición, en un rango de $20,22 - 167,03 \text{ mg kg}^{-1}$ de SO_4^{2-} . González (2017) indicó que existe una relación entre la descomposición de materiales vegetales incorporados como enmiendas y la mineralización del S. En el suelo, dominan los ésteres de SO_4^{2-} y S ligado al C por enlaces covalentes, que, mediante transformación microbiana, transforman a formas inorgánicas (SO_4^{2-}) el suministro de S del sistema (Kertesz *et al.*, 2007). Además, Barrow (1960) estudió la relación entre la adición de materiales orgánicos y la disponibilidad de SO_4^{2-} para el crecimiento de las plantas, determinando que relaciones de C-S inferiores a 200 indican liberación de SO_4^{2-} y sobre 400 inmovilización. Por su parte, Bohn *et al.* (1979) enfatizó sobre la débil retención del SO_4^{2-} en el suelo, cuya retención se incrementa con la acidificación del medio, siendo el pH de los tratamientos responsable de los SO_4^{2-} lixiviados. Por lo tanto, se atribuyen los valores más altos de SO_4^{2-} a las mayores dosis de enmiendas, observando una relación entre cantidad de enmienda aplicada, CE, pH y SO_4^{2-} lixiviados.

Se observó que, R+A y R+E disminuyeron la concentración de SO_4^{2-} lixiviados a través del tiempo (cuadros 11 y 14, respectivamente), debido posiblemente al efecto de absorción por las plantas y al efecto lavado. Li *et al.* (2016), observaron que las raíces de *Imperata cylindrica* aumentaron la humedad y disminuyeron tanto el oxígeno como la temperatura del relave, evitando la oxidación biológica de los minerales de sulfuro. Importante indicar que, a pesar que las enmiendas orgánicas aportan SO_4^{2-} al sistema, su presencia en el relave es imprescindible para la mantención de las plantas y microorganismos en el tiempo.

Se recomienda considerar las dosis de 10% de enmiendas, que corresponden a $191,10 \text{ g}$ de compost maceta⁻¹ (103 Mg ha^{-1}) y a $31,50 \text{ g}$ de digestato maceta⁻¹ (17 Mg ha^{-1}) en las condiciones de este ensayo, al ser los tratamientos que menos SO_4^{2-} lixiviaron.

Cuadro 14. Conductividad eléctrica (CE) y sulfatos (SO_4^{2-}) de lixiviados en macetas con *Escallonia rubra* en distintos tratamientos y tiempos de medición.

Tratamientos	Tiempo	CE		SO_4^{2-}
	días	dS m ⁻¹		mg kg ⁻¹
Relave	30	2,74±0,44	C	15,79±10,27 EF
R+E	30	3,39±1,05	BC	36,64±16,41 ABC
R+CaCO ₃ +E	30	3,01±1,06	BC	28,70±14,15 CDEF
R+10%CE	30	11,85±8,24	A	46,25±10,82 AB
R+20%CE	30	14,82±9,52	A	53,51±20,12 A
R+10%DE	30	4,03±1,25	BC	35,39±20,63 CDEF
R+20%DE	30	2,80±0,89	C	34,97±8,29 BCD
Relave	60	3,14±0,64	BC	13,54±4,44 F
R+E	60	4,08±0,91	BC	26,42±18,61 CDEF
R+CaCO ₃ +E	60	2,56±0,87	C	13,40±8,02 F
R+10%CE	60	5,54±1,84	BC	30,48±13,00 CDEF
R+20%CE	60	7,15±4,39	B	39,44±16,44 ABC
R+10%DE	60	4,16±0,77	BC	19,47±14,22 CDEF
R+20%DE	60	3,80±1,5	BC	49,03±32,95 AB
Relave	90	2,83±1,14	C	16,83±15,00 DEF
R+E	90	3,31±1,24	BC	6,27±1,87 F
R+CaCO ₃ +E	90	2,88±1,61	BC	17,59±14,22 CDEF
R+10%CE	90	6,02±2,61	BC	35,89±24,63 ABCD
R+20%CE	90	5,08±2,89	BC	31,78±20,64 BCDEF
R+10%DE	90	3,67±1,44	BC	24,68±11,66 CDEF
R+20%DE	90	3,39±1,73	BC	25,09±10,57 CDEF
Relave	120	2,90±1,41	BC	20,30±18,11 CDEF
R+E	120	4,20±1,61	BC	9,68±1,54 F
R+CaCO ₃ +E	120	3,47±2,28	BC	18,12±6,32 CDEF
R+10%CE	120	7,29±3,35	B	40,04±13,64 ABC
R+20%CE	120	4,30±1,96	BC	20,22±5,34 CDEF
R+10%DE	120	3,17±0,86	BC	20,96±16,97 CDEF
R+20%DE	120	2,91±1,58	BC	32,51±22,55 BCDE

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

Crecimiento y masa seca de *Atriplex atacamensis* y *Escallonia rubra*

Las plantas de *A. atacamensis* presentaron efecto tratamiento para la variable tasa de crecimiento (Cuadro 15) y las plantas de *E. rubra* presentaron interacción entre los factores tratamiento y tiempo de cosecha para la misma variable (Cuadro 17).

Las plantas establecidas en el ensayo lograron adaptarse al medio, observando un incremento en la altura de las plantas de 2 a 20 cm en los distintos tratamientos a lo largo del tiempo (tasa de crecimiento), en ambas especies. *E. rubra* no evidenció diferencias entre los distintos tratamientos a los 120 días del ensayo (Cuadro 17). Por su parte, *A. atacamensis* presentó

diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos sobre la variable tasa de crecimiento, siendo R+20%CA el que mostró un mayor crecimiento en altura de *A. atacamensis* ($82,80 \pm 15,42$ cm) (Cuadro 15), como también, la mayor CE de los tratamientos del ensayo (Cuadro 11). Se atribuye dicho comportamiento al carácter halófito endémico de *A. atacamensis* en la zona norte y centro de Chile (Orrego *et al.*, 2018).

Las variables masa seca aérea y de raíces de las plantas *A. atacamensis* presentaron efecto independiente entre los factores manejo y tiempo de cosecha (cuadros 15 y 16). Las plantas de *E. rubra* presentaron efecto independiente de los factores tratamiento y tiempo para la variable masa seca aérea (cuadros 18 y 19); y solo efecto tratamiento para la variable masa seca de raíces (Cuadro 18).

La generación de biomasa de las plantas es un factor importante en la estrategia de fitoestabilización de RM. *A. atacamensis* y *E. rubra* aumentaron la biomasa en el transcurso del tiempo (120 días) (Cuadro 16), lo que indicó que el relave junto a una enmienda orgánica, permite el desarrollo y crecimiento de las especies por el aporte de nutrientes, que, en el largo plazo, también pueden mejorar propiedades físicas del relave, tales como estructura, retención de agua y porosidad (Santibáñez *et al.*, 2008).

Cuadro 15. Tasa de crecimiento, masa seca parte aérea y de raíces en *Atriplex atacamensis* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.

Tratamientos	Tasa de crecimiento		Masa seca parte aérea		Masa seca raíces	
	cm		g			
R+A	61,70±12,94	B	10,95±4,06	BC	2,57±0,88	B
R+CaCO ₃ +A	70,95±11,34	B	13,53±2,97	B	3,65±0,66	A
R+10%CA	65,58±10,25	B	9,55±3,92	C	1,58±0,67	C
R+20%CA	82,80±15,42	A	21,44±4,08	A	2,58±0,81	B
R+10%DA	65,66±15,65	B	12,17±4,18	BC	2,92±1,14	AB
R+20%DA	71,23±14,23	B	10,66±1,88	BC	2,49±0,61	B

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

Cuadro 16. Materia seca parte aérea y de raíces de *Atriplex atacamensis* cultivada en relaves mineros según variable tiempo.

Tiempo	Masa seca parte aérea		Masa seca raíces
	g		
60	11,28±6,83	B	2,35±0,34 B
120	14,82±7,10	A	2,91±0,30 A

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

Atriplex atacamensis obtuvo la mayor masa seca aérea en tratamiento con compost (R+20%CA) y la mayor masa seca de raíces en tratamiento con digestato (R+10%DA), acumulando $21,44 \pm 4,08$ g y $2,92 \pm 1,14$ g, respectivamente (Cuadro 15). *E. rubra* obtuvo mayor masa seca aérea y de raíces en tratamientos con digestato, independiente de la dosis aplicada (R+10%DE y R+20%DE), acumulando en parte aérea $8,18 \pm 1,12$ – $8,24 \pm 1,15$ g y en raíces $4,44 \pm 0,99$ – $5,45 \pm 1,40$ g, según la dosis de digestato aplicada (Cuadro 18).

Aguilar *et al.* (2020) realizó ensayos de rendimiento en pasto ovillo con el uso de bacterias, compost y digestato, en donde reportó que la mayor producción de biomasa fue en la aplicación de fertilizantes orgánicos y que no hubo diferencia en la cantidad de biomasa acumulada ni crecimiento de la planta entre los tratamientos con compost y digestato. Sin embargo, existen diversos factores, tales como potencial genético, ruta fotosintética, modo de dispersión y polinización de la especie, que determinan la velocidad y magnitud del crecimiento de las plantas (Pérez – Harguindeguy *et al.*, 2013; Aguilar *et al.*, 2020), pudiendo influir estos criterios en la mayor afinidad de *A. atacamensis* y *E. rubra*, con las enmiendas orgánicas utilizadas en el ensayo.

Cuadro 17. Tasa de crecimiento de *Escallonia rubra* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos y tiempos de medición.

Tratamientos	Tiempo	Tasa de crecimiento	
	días	cm	
R+E	60	24,41±7,51	C
R+CaCO ₃ +E	60	23,60±2,22	C
R+10%CE	60	34,41±13,20	AB
R+20%CE	60	35,12±5,13	A
R+10%DE	60	33,21±7,41	AB
R+20%DE	60	35,55±7,79	A
R+E	120	35,05±11,28	A
R+CaCO ₃ +E	120	33,60±15,70	AB
R+10%CE	120	28,49±8,19	BC
R+20%CE	120	35,12±7,59	A
R+10%DE	120	32,70±7,41	AB
R+20%DE	120	33,99±9,02	AB

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

Cuadro 18. Masa seca parte aérea y de raíces de *Escallonia rubra* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.

Tratamientos	Masa seca parte aérea		Masa seca raíces	
	g			
R+E	7,53±1,45	AB	5,43±1,42	A
R+CaCO ₃ +E	5,18±1,18	CD	3,84±1,07	BC
R+10%CE	6,74±2,35	BC	3,43±1,35	BC
R+20%CE	4,54±1,37	D	2,97±0,99	C
R+10%DE	8,18±1,12	A	4,44±0,99	AB
R+20%DE	8,24±1,15	A	5,45±1,40	A

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

Concentración de azufre (S), cobre (Cu) y hierro (Fe) en *Atriplex atacamensis* y *Escallonia rubra*

La contención de elementos traza metálicos es una estrategia de la fitorremediación que consiste en la limitación de la movilidad y biodisponibilidad del contaminante por medio de la absorción de las raíces de las plantas (Ghosh and Singh, 2005). Diversos estudios han investigado el potencial de fitoestabilización del género *Atriplex* en relaves mineros y suelos contaminados de pH neutro a alcalinos (Tapia *et al.*, 2013; Tapia *et al.*, 2016; Díaz *et al.*, 2018; Valenzuela, 2019); no así el caso de *E. rubra*, cuya relevancia en este estudio es la colonización espontánea de la cubeta del relave Piuquenes, según lo informado por CODELCO División Andina a través de un informe, de carácter reservado, de flora vascular del embalse de Piuquenes. León – Lobos *et al.* (2011) describió la presencia de la especie *Escallonia revoluta* y *Escallonia myrtoidea* colonizando tranques de relaves abandonados de la Región de Coquimbo, evidenciando la capacidad del género *Escallonia* de establecerse y desarrollarse en condiciones edáficas y microclimáticas extremas.

La concentración de Cu en parte aérea de *A. atacamensis* presentó solo efecto tratamiento (Cuadro 19). Los tratamientos con adición de enmiendas orgánicas y CaCO_3 a los 120 días se encuentran dentro del rango de concentración descrito para diferentes especies vegetales (4 – 15 mg kg^{-1}). A su vez, la planta cultivada solo en relave supera los 20 mg kg^{-1} , que corresponden a la concentración máxima en la que plantas sensibles reducen su rendimiento por toxicidad de Cu (Bohn *et al.*, 1979; Alloway, 2010; Kabata – Pendias, 2011).

Cuadro 19. Concentración de cobre (Cu), hierro (Fe) y azufre (S) en parte aérea de *Atriplex atacamensis* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.

Tratamientos	Cu		Fe		S	
			mg kg^{-1}		%	
R+A	38,75±15,15	A	204,88±69,28	B	0,37±0,21	A
R+CaCO ₃ +A	12,35±6,54	B	336,83±124,09	A	0,29±0,16	A
R+10%CA	10,30±1,79	B	233,00±84,66	B	0,39±0,24	A
R+20%CA	10,25±3,24	B	203,43±58,16	B	0,29±0,21	A
R+10%DA	10,00±1,79	B	206,50±54,48	B	0,24±0,07	A
R+20%DA	11,10±2,46	B	253,75±80,16	AB	0,24±0,07	A

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

A nivel de raíces de *A. atacamensis*, la concentración de Cu presentó solo efecto tratamiento (Cuadro 20). La baja movilidad o translocación del Cu a la parte aérea, favorece la concentración del metal en la raíz; sin embargo, Alloway (2010) destacó que la concentración de Cu en las raíces está más influenciada por las concentraciones del suelo, que de la parte aérea de la planta. Las concentraciones críticas de Cu en las raíces se encuentran en el rango de 100 – 400 mg kg^{-1} , superando el nivel máximo el tratamiento R+A (Cuadro 20). Es posible atribuir la tolerancia de *A. atacamensis* a altas concentraciones de Cu en sus tejidos (>20 mg kg^{-1}) (cuadros 19 y 20) a las características del género al que pertenece, en donde destaca su metabolismo C₄ y los mecanismos de adaptación a ambientes desfavorables como son: zonas

con baja precipitación anual, temperaturas extremas, suelos salinos y contaminados con elementos traza metálicos (Walker *et al.*, 2013).

Cuadro 20. Concentración de cobre (Cu) en raíces de *Atriplex atacamensis* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.

Tratamientos	Cu	
	mg kg ⁻¹	
R+A	535,25±174,07	A
R+CaCO ₃ +A	36,94±16,29	C
R+10%CA	46,79±22,27	BC
R+20%CA	40,36±11,97	C
R+10%DA	126,19±47,20	B
R+20%DA	58,88±24,02	BC

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

Escallonia rubra mostró un comportamiento similar a *A. atacamensis* en la acumulación de Cu en sus tejidos, aunque con interacción entre los factores tratamiento y tiempo (Cuadro 21). La mayoría de los tratamientos presentó en parte aérea valores entre 4 – 15 mg kg⁻¹, sin embargo, los tratamientos R+E y R+10%DE, presentaron valores entre 94,47 – 110,40 mg kg⁻¹ (Cuadro 21), superando la concentración de 20 mg kg⁻¹ tolerable por las plantas y ubicándose en el umbral de contenido excesivo (20 – 100 mg kg⁻¹) para especies vegetales (Bohn *et al.*, 1979; Alloway, 2010; Kabata – Pendias, 2011).

Cuadro 21. Concentración de cobre (Cu) en parte aérea y azufre (S) en raíces de *Escallonia rubra* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos y tiempos de cosecha.

Tratamientos	Tiempo días	Cu parte aérea		S en raíces	
		mg kg ⁻¹		%	
R+E	60	94,47±27,70	A	0,17±0,04	E
R+CaCO ₃ +E	60	11,25±3,88	B	0,20±0,16	DE
R+10%CE	60	11,20±3,97	B	0,18±0,01	DE
R+20%CE	60	20,80±11,92	B	0,19±0,07	DE
R+10%DE	60	21,13±11,02	B	0,37±0,11	ABC
R+20%DE	60	10,60±3,27	B	0,25±0,16	CDE
R+E	120	110,40±48,93	A	0,48±0,15	AB
R+CaCO ₃ +E	120	9,80±1,48	B	0,33±0,16	BCD
R+10%CE	120	7,65±0,82	B	0,35±0,04	BCD
R+20%CE	120	15,40±7,06	B	0,53±0,13	A
R+10%DE	120	94,47±25,88	A	0,31±0,15	CDE
R+20%DE	120	10,80±6,41	B	0,15±0,05	E

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

A nivel de raíces, la concentración de Cu en *E. rubra* mostró solo efecto tratamiento (Cuadro 22). R+10%DE obtuvo concentraciones críticas de Cu (100 – 400 mg kg⁻¹) (Alloway, 2010), siendo el tratamiento que superó en parte aérea y en raíces los rangos tolerables por plantas según lo planteado en literatura. Los síntomas más comunes de toxicidad de Cu corresponden a

clorosis en hojas y malformación de raíces (Alloway, 2010; Kabata – Pendias, 2011). Sin embargo, no se observaron síntomas característicos en plantas de *E. rubra*. Mejías *et al.* (2018) detectó concentraciones de metales, incluido Cu y Fe, en polen de *E. rubra* en las cercanías del volcán Llaima, lo cual podría evidenciar la tolerancia y adaptación de la especie nativa a condiciones extremas de temperatura y ambientes con altas concentraciones de ETM.

Cuadro 22. Concentración de cobre (Cu) y hierro (Fe) en raíces de *Escallonia rubra* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.

Tratamientos	Cu		Fe	
	mg kg ⁻¹			
R+E	246,32±114,18	B	3655,31±1182,81	AB
R+CaCO ₃ +E	55,88±21,88	C	1827,19±501,88	D
R+10%CE	107,63±43,93	C	3682,13±994,29	AB
R+20%CE	113,61±45,10	C	2996,68±718,18	BC
R+10%DE	364,71±172,56	A	2685,94±711,40	C
R+20%DE	95,25±54,26	C	3992,81±1102,23	A

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

El relave Piuquenes presentó una alta concentración de Fe disponible (121,08±3,68 mg kg⁻¹) según criterios de fertilidad (>4,5 mg kg⁻¹) (Rodríguez, 1993), atribuido a la presencia de pirita, que, junto a condiciones reductoras y ácidas del embalse de relave, favorecen la movilización de Fe en el sistema (Dold and Fontboté, 2001; Kabata – Pendias, 2011). Estudios han determinado síntomas de toxicidad por Fe sobre 300 mg kg⁻¹ (Havlin *et al.*, 2014) y manchas necróticas en hojas con concentraciones sobre 1000 mg kg⁻¹ (Kabata – Pendias, 2011). *A. atacamensis* y *E. rubra* a nivel de biomasa aérea presentaron solo efecto tratamiento para la concentración de Fe (cuadros 19 y 23), evidenciando valores inferiores a 1000 mg kg⁻¹. Sin embargo, las plantas en algunos tratamientos superaron las concentraciones de Fe declaradas suficientes o normales (50 – 250 mg kg⁻¹) (Havlin *et al.*, 2014), obteniendo concentraciones >300 mg kg⁻¹, sin rasgos de toxicidad en hojas.

Cuadro 23. Concentración de hierro (Fe) y azufre (S) en parte aérea de *Escallonia rubra* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos.

Tratamientos	Fe		S	
	mg kg ⁻¹		%	
R+E	197,63±27,68	C	0,15±0,06	C
R+CaCO ₃ +E	411,13±144,91	A	0,27±0,19	ABC
R+10%CE	204,50±59,12	C	0,24±0,11	ABC
R+20%CE	346,75±86,80	AB	0,31±0,14	AB
R+10%DE	352,75±91,34	AB	0,35±0,14	A
R+20%DE	289,48±97,85	BC	0,22±0,09	BC

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

El mayor contenido de Fe en el tratamiento con CaCO₃ (cuadros 19 y 23) se puede relacionar a diversos factores, tales como: escasa MO que favorece la disponibilidad del elemento para la absorción de las plantas, al no existir la formación de complejos de Fe (Kabata – Pendias, 2011); a un alto contenido de Fe disponible por parte del relave (Rodríguez, 1993); a un pH

moderadamente alcalino (7,0) logrado por la enmienda encalante, que al no oscilar entre un pH 7,5 – 9 como los suelos calizos (Martínez, 2012), permite que la solubilidad del Fe no disminuya notoriamente. Además, los riegos abundantes para la obtención de lixiviados, junto a la escasa estructura y porosidad del relave, pudieron favorecer condiciones de reducción propicias para una mayor absorción y translocación de Fe por parte de las plantas.

A nivel de raíces, la concentración de Fe en *A. atacamensis* presentó efecto interacción entre los factores tratamiento y tiempo (Cuadro 24) y *E. rubra* solo presentó efecto tratamiento (Cuadro 22).

Las raíces de *A. atacamensis* absorbieron un alto contenido de Fe en el tratamiento R+A (Cuadro 24). Esto se atribuyó a la escasa MO, al pH muy fuertemente ácido y a la carencia de estructura del relave Piuquenes que, junto a la adición de agua para generar lixiviados en los tratamientos, potenciaron una condición reducida en el medio, favoreciendo la disponibilidad del Fe para la planta. El transporte del Fe entre los órganos de las plantas se relaciona a diversos factores ambientales y de la especie vegetal. El Fe acumulado en las raíces se relaciona con los genotipos de resistencia a la clorosis férrica de las especies vegetales y a la cantidad de fosfato y nitrato al interior de las plantas (Kabata-Pendias, 2011; Martínez, 2012), pudiendo ser la razón de que los tratamientos R+A, R+E, R+20%DE y R+10%CE no sean los de mayor contenido de Fe en la parte aérea de *A. atacamensis* y *E. rubra*.

Cuadro 24. Concentración de hierro (Fe) en raíces de *Atriplex atacamensis* cultivada en relaves mineros con distintos tratamientos y tiempos de cosecha.

Tratamientos	Tiempo		Fe	
	días		mg kg ⁻¹	
R+A	60		1036,88±209,49	BCD
R+CaCO ₃ +A	60		971,25±577,24	BCDE
R+10%CA	60		784,75±164,58	CDE
R+20%CA	60		658,13±173,24	DE
R+10%DA	60		1053,75±423,44	BCD
R+20%DA	60		883,13±218,77	BCDE
R+A	120		1625,00±170,62	A
R+CaCO ₃ +A	120		616,88±58,85	E
R+10%CA	120		855,00±297,30	BCDE
R+20%CA	120		1226,08±168,40	AB
R+10%DA	120		1102,50±307,46	BC
R+20%DA	120		796,88±317,63	CDE

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

Las concentraciones de S en parte aérea de *A. atacamensis* (Cuadro 19) y *E. rubra* (Cuadro 23) presentaron solo efecto tratamiento. A nivel de raíces, *A. atacamensis* mostró solo efecto del tiempo en la concentración de S (Cuadro 25) y *E. rubra* presentó interacción entre factor tratamiento y tiempo (Cuadro 21).

El S es un elemento esencial, con un rol protagónico en la nutrición vegetal al ser considerado un macronutriente, que proporciona a las plantas resistencia a diferentes tipos de estrés e

influye en el crecimiento vigoroso de las plantas, junto con el rendimiento de cultivos y calidad de frutos (Singh and Schwan, 2011). Lal (2018) indicó que la mayor parte del S absorbido es transportado a la parte aérea de las plantas, con contenidos suficientes o normales, a nivel de hojas, entre los 2000 – 5000 mg kg⁻¹ (Kabata – Pendias, 2011). Las plantas de *A. atacamensis* estudiadas, presentaron concentraciones entre un 0,20 – 0,40% de S (2000 – 4000 mg kg⁻¹ aproximadamente) en la parte aérea (Cuadro 19); a nivel de raíces, se observó un incremento de un 0,08% del elemento en raíces desde los 60 a los 120 días, con niveles dentro del promedio para especies vegetales (cuadros 19 y 25). Valores similares reportó Valenzuela (2019) en *A. atacamensis* establecida en un suelo impactado por RM.

Cuadro 25. Concentración de azufre (S) en raíces de *Atriplex atacamensis* a los 60 y 120 días de establecido el ensayo.

Tiempo días	S %
60	0,32±0,12 B
120	0,40±0,14 A

Los valores son promedios ± desviación estándar; n = 4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor p < 0,05, Test F – Fisher.

Por su parte, *E. rubra* acumuló la mayor cantidad de S en las raíces a los 120 días, concentrando 0,53±0,13% en el tratamiento R+20%CE (Cuadro 21). En la parte aérea, el tratamiento R+10%DE concentró solo 0,35±0,14% de S (Cuadro 23), encontrándose en el rango normal de S en tejido aéreo de especies vegetales (Kabata – Pendias, 2011), con un adecuado crecimiento de la planta. La baja translocación de S a la parte aérea, se puede relacionar a que iones de SO₄²⁻ absorbidos en exceso por la planta, se pudieron almacenar en las vacuolas de las células de las raíces, quedando como reserva para estados fenológicos más demandantes por la planta (Singh and Schwan, 2011; Lal, 2018), como también a la adaptación de la especie a ambientes inhóspitos, contemplando su colonización espontánea en la cubeta del relave.

Índice de transporte de *Atriplex atacamensis* y *Escallonia rubra*

El índice de transporte (Ti) de Cu y Fe en ambas plantas presentó solo efecto tratamiento (cuadros 26 y 27).

Cuadro 26. Índice de transporte de cobre (Cu) y hierro (Fe) en *Atriplex atacamensis* con distintos tratamientos.

Tratamientos	Ti			
	Cu		Fe	
R+A	0,08±0,04	B	0,16±0,04	C
R+CaCO ₃ +A	0,29±0,10	A	0,19±0,16	BC
R+10%CA	0,25±0,08	A	0,30±0,12	AB
R+20%CA	0,28±0,14	A	0,17±0,12	BC
R+10%DA	0,09±0,04	B	0,21±0,09	BC
R+20%DA	0,21±0,07	A	0,34±0,16	A

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

Cuadro 27. Índice de transporte de cobre (Cu) y hierro (Fe) en *Escallonia rubra* con distintos tratamientos.

Tratamientos	Ti			
	Cu		Fe	
R+E	0,37±0,28	A	0,06±0,02	D
R+CaCO ₃ +E	0,21±0,08	B	0,24±0,11	A
R+10%CE	0,10±0,05	B	0,06±0,03	D
R+20%CE	0,19±0,14	B	0,12±0,04	BC
R+10%DE	0,16±0,11	B	0,14±0,05	B
R+20%DE	0,13±0,06	B	0,08±0,04	CD

Los valores son promedios ± desviación estándar, n=4. Medias con diferentes letras en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias, con valor $p < 0,05$, Test F – Fisher.

El indicador de fitorremediación, determinó que las especies *A. atacamensis* y *E. rubra* poseen capacidad de fitoestabilización de Cu y Fe, al presentar un $Ti < 1,0$ en ambos casos (cuadros 26 y 27). Por lo tanto, las plantas estudiadas tienden a concentrar preferentemente los elementos Cu y Fe en sus raíces, disminuyendo el riesgo del ingreso de los metales a la cadena trófica (Sainger *et al.*, 2011; Ali *et al.*, 2013). Al respecto, existe evidencia de la capacidad de *A. atacamensis* en la fitoestabilización Cu en un tecnosol (Valenzuela, 2019) y As en suelo enriquecido del norte de Chile (Tapia *et al.*, 2016).

CONCLUSIONES

Los niveles de sulfatos (SO_4^{2-}) lixiviados en los tratamientos de relaves con enmiendas orgánicas, cultivados con *Atriplex atacamensis* y *Escallonia rubra*, superaron los niveles para el agua de riego en Chile (250 mg L^{-1}). Las dosis de 10% compost (103 Mg ha^{-1}) y 10% digestato (17 Mg ha^{-1}) no presentaron diferencias estadísticamente significativas con el tratamiento control Relaves, en la concentración de SO_4^{2-} lixiviados a los 120 días del ensayo.

La condición inerte del relave hace imperiosa la relación planta – enmienda orgánica para la mantención de la especie vegetal en el tiempo y para la absorción de SO_4^{2-} por las plantas. Por ello se recomienda el uso de un 10% compost (103 Mg ha^{-1}) y 10% digestato (17 Mg ha^{-1}) con *A. atacamensis* y *E. rubra*.

Las plantas de *A. atacamensis* y *E. rubra* presentaron efectos positivos con la adición de compost y digestato. Los tratamientos con *E. rubra* y digestato, independiente de las dosis aplicadas, generaron entre 15 – 50% más de masa seca aérea y entre 30 – 47% más de masa seca de raíces, respecto a los demás tratamientos del ensayo. *A. atacamensis* establecida en relave con un 20% de compost (206 Mg ha^{-1}), acumuló entre 35 – 60% más de masa seca aérea y entre 10 – 30% más de tasa de crecimiento, que los demás tratamientos del ensayo. A nivel de masa seca de raíces, no se observaron diferencias estadísticas, con un 5% de significancia, en *A. atacamensis*.

La concentración de Cu en tejido aéreo y de raíces en la mayoría de los tratamientos con *A. atacamensis* y *E. rubra* se encontraron en el rango descrito para diferentes especies vegetales, de 4 – 15 mg kg^{-1} . Sin embargo, los tratamientos de relave con planta de *A. atacamensis*, relave con planta de *E. rubra* y, relave con un 10% de digestato y planta de *E. rubra*, superaron la concentración máxima tolerable por las plantas en su tejido aéreo (20 mg kg^{-1}). En ambos casos, no se observó sintomatología de toxicidad en las plantas, debido a la tolerancia y adaptación de las especies a condiciones inhóspitas.

A nivel de parte aérea, *A. atacamensis* y *E. rubra* presentaron concentraciones de Fe dentro de los rangos declarados normales o suficientes para plantas ($50 - 250 \text{ mg kg}^{-1}$), exceptuando el tratamiento con enmienda encalante (CaCO_3) que superó el rango de 300 mg kg^{-1} , sin rasgos de toxicidad en hojas de ambas especies. A nivel de raíces, los tratamientos de relave con planta de *A. atacamensis* y, relave con 20% de digestato y planta de *E. rubra*, destacaron respecto a los demás tratamientos en su contenido de Fe absorbido sobre 250 mg kg^{-1} , atribuyendo el comportamiento del Fe en cada especie a la condición de pH y formación de complejos.

Las concentraciones de S en parte aérea y raíces de *A. atacamensis* se encuentra en el rango normal para especies vegetales ($2000 - 5000 \text{ mg kg}^{-1}$), observando una tendencia a translocar el elemento a la parte aérea de las plantas en los 120 días del ensayo. Por el contrario, *E. rubra* acumuló S principalmente en las raíces de la planta, atribuyendo esa situación a la acumulación del elemento como estrategia de reserva, al ser una especie colonizadora espontánea de la cubeta de relave, adaptada a condiciones inhóspitas.

A. atacamensis y *E. rubra* presentaron capacidad de fitoestabilización Cu y Fe, concentrando preferentemente dichos elementos en sus raíces, reduciendo el riesgo de ingreso de metales a la cadena trófica.

LITERATURA CITADA

- Abrol, Y. and A. Ahmad. 2003. Sulphur in Plants. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 398 p.
- Aduvire, O. 2006. Drenaje ácido de mina, generación y tratamiento. Instituto Geológico y Minero de España, Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente. Madrid, España: 140p.
- Aguilar, G., M. Myma, R. Castro, V. López, J. Lara y M. Esteves. 2020. Efecto de bacterias PGPB, composta y digestato en el rendimiento de materia seca de pasto ovinillo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 24: 117 – 127.
- Ali, H., E. Khan and M. Sajad. 2013. Phytoremediation of heavy metals - concepts and applications. *Chemosphere*. 91(7): 869 – 881.
- Alloway, B. 2010. Heavy metals in soil. Trace metals and metalloids in soil and their bioavailability. 3rd ed. Dordrecht, The Netherlands: Springer. 614 p.
- Balzarini, M., J. Di Rienzo y C. Robledo. 2008. InfoStat, Manual del Usuario. Córdoba, Argentina: Universidad Nacional de Córdoba. 334 p.
- Barrow, N. 1960. A comparison of the mineralization of nitrogen and of sulphur from decomposing organic materials. *Crop and Pasture Science*. 11 (6): 960 – 969.
- BCN. (Biblioteca del Congreso Nacional). 2012. Pasivos ambientales mineros en Chile. Santiago, Chile. 18 p.
- Bigham, J. M., U. Schwertmann, S. J. Traina, R. L. Winland and M. Wolf. 1996. Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 60 (12): 2111 – 2121.
- Bohn, H., B. Mcneal and G. O'Connor. 1979. Soil Chemistry. New York: John Wiley & Sons Inc. 329 p.
- Burgues, A., I. Alkorta, L. Epelde and C. Garbisu. 2018. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *International Journal of Phytoremediation*. 20 (4): 384 – 397.
- Carrillo, R., Y. Perea y M. González. 2017. Fitorremediación asistida con enmiendas y fitoestabilización de elementos potencialmente tóxicos. *Agro Productividad*. 10 (4): 15 – 21.
- Cassaniti, C., C. Leonardi and T. Flowers. 2009. The effects of sodium chloride on ornamental shrubs. *Scientia Horticulturae*. 122 (4): 586 – 593.

Chamy, L. 1993. Efecto de sustratos acondicionados con bioabono sobre la morfología de las raíces y parte aérea del kiwi. Tesis Ingeniero Agrónomo, Especialidad Fruticultura. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 86 h.

Conesa, H., Á. Faz and R. Arnaldos. 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.

Conesa, H., Á. Faz and R. Arnaldos. 2007. Dynamics of metal tolerant plant communities' development in mine tailings from the Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes. *Chemosphere*. 68 (6): 1180 – 1185.

Degano, C. 1999. Respuestas morfológicas y anatómicas de *Tessaria absinthioides* (Hook. et Arn.) DC. a la salinidad. *Brazilian Journal of Botany*. 22 (3): 357 – 363.

Diaby, N., B. Dold, H.R. Pfeifer, C. Holliger, D. B. Johnson and K. B. Hallberg. 2007. Microbial communities in a porphyry copper tailings impoundment and their impact on the geochemical dynamics of the mine waste. *Environmental Microbiology*. 9 (2): 298 – 307.

Díaz, O., Y. Tapia y R. Pastene. 2018. Fitoacumulación de arsénico en plantas terrestres del desierto de Chile. *Cuaderno de Pesquisa*. 30: 55 – 65.

Diez, J. 2008. Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: Evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas. Tesis doctoral en Biología. Santiago de Compostela, España: Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela. 336 h.

Dold, B. 2010. Basic concepts in environmental geochemistry of sulfide mine-waste management. pp. 173 – 198. In: Kumar, S. (Ed.). *Waste management*. Rijeka, Croatia: Intech Open. 232 p.

Dold, B. 2014. Evolution of acid mine drainage formation in sulphidic mine tailings. *Minerals*. 4: 621 – 641.

Dold, B. and L. Fontboté. 2001. Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing. *Journal of Geochemical Exploration*. 74: 3 – 55.

EPA. 1986. Cation – Exchange Capacity of Soils (Sodium Acetate). Environment Protection Agency. METHOD 9081. USA. 4 p. Recuperado en: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/9081.pdf>>. Consultado el: 17 de julio de 2020.

Ernst, W. 1998. Sulfur metabolism in higher plants: potential for phytoremediation. *Biodegradation*. 9: 311–318.

Fonseca, R., C. Díaz, M. Castillo, J.R. Candia y P. Truong. 2006. Uso de *Vetiver grass* para la rehabilitación de sitios mineros en Chile: Resultados preliminares. Santiago, Chile: Fundación Chile (Ed). 17 p.

Fuentes, N., P. Sánchez, A. Pauchard, J. Urrutia, L. Cavieres y A. Marticoreana. 2014. Plantas invasoras del centro – sur de Chile: Una guía de campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB). Concepción, Chile: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. 280 p.

Ghosh, M. and S. Singh. 2005. A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species. *Environmental Pollution*. 133: 365 – 371.

Ginnochio, R. 2008. Uso de Recursos Fitogenéticos Nativos para la fitoestabilización de relaves mineros en la región de Coquimbo. (Documento Técnico), Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM), Estación Experimental Intihuasi, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). [s.l.]: CORFO. 147 p.

Ginocchio R. y C. Santibáñez. 2009. Fitoestabilización de depósitos de relaves: Una tecnología basada en el uso de plantas distinta de la forestación. *Ambiente Forestal*. 7: 13 – 21.

González, R. 2017. Naturaleza orgánica de la disponibilidad de azufre en suelos volcánicos. Tesis de Magíster en Ciencias Agronómicas, mención en Ciencias del Suelo y Recursos Naturales. Chillán, Chile: Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción. 53 h.

Hageman, P., R. Seal, S. Diehl, N. Piatak and H. Lowers. 2015. Evaluation of selected static methods used to estimate element mobility, acid-generating and acid-neutralizing potentials associated with geologically diverse mining wastes. *Applied Geochemistry*. 57: 125 – 139.

Havlin, J., J. Beaton, S. Tisdale and W. Nelson. 2014. *Soil fertility and fertilizers*. 8th Edition. Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, New Jersey. USA. 516 p.

Hesketh, A., J. Broadhurst and S. Harrison. 2010. Mitigating the generation of acid mine drainage from copper sulfide tailings impoundments in perpetuity: A case study for an integrated management strategy. *Minerals Engineering*. 23: 225 – 229.

Hooda, S. 2010. *Trace elements in soils*. West Sussex, United Kingdom: Blackwell Publishing Ltd. 596 p.

Hossner, L. and H. Shahandeh. 2006. Rehabilitation of minerals processing residue (Tailings). pp. 1450 – 1455. In: R. Lal (Ed). *Encyclopedia of Soil Science*. New York, USA. 1921 p.

INN. (Instituto Nacional de Normalización). 1987. Norma Chilena 1333. Requisitos de calidad de agua para diferentes usos. Santiago, Chile. 15 p.

INN. (Instituto Nacional de Normalización). 2005. Norma Chile 409. Control de la calidad del agua potable. Santiago, Chile. 13 p.

Kabata – Pendias, A. 2011. Trace Elements in Soil and Plants. Fourth Edition. CRC Press, New York, USA. 505 p.

Kertesz, M., E. Fellows and A. Schmalenberger. 2007. Rhizobacteria and Plant Sulfur Supply. *Advances in Applied Microbiology*. 62: 235 – 268.

Lal, M. 2018. Sulfur, Phosphorus, and Iron Metabolism in Plants. pp. 481 – 497. In: S. Bathla and M. Lal. *Plant Physiology, Development and Metabolism*. Singapore: Springer. 1237 p.

Lam, E., M. Cánovas, M. Gálvez, I. Montofré, B. Keith and A. Faz. 2017. Evaluation of the phytoremediation potential of native plants growing on a copper mine tailing in northern Chile. *Journal of Geochemical Exploration*. 182 (Part B): 210 – 217.

León – Lobos, P., R. Ginocchio y A. Baker. 2011. Fitoestabilización de depósitos de relaves en Chile. Guía N° 3: Flora y vegetación asociadas a relaves mineros abandonados. Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM), Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago: Chile. 64 p.

Li, Y., Q. Sun, J. Zhan, Y. Yang and D. Wang. 2016. Vegetation successfully prevents oxidization of sulfide minerals in mine tailings. *Journal of Environmental Management*. 177: 153 – 160.

Lindsay, M., M. Moncur, J. Bain, J. Jambor, C. Ptacek and D. Blowes. 2015. Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry*. 57: 157 – 177.

Lottermoser, G. 2010. Tailings: AMD Generation. pp 205 – 240. In: *Mine wastes. Characterization, treatment and environmental impacts*. 3rd ed. Berlin, Germany: Springer. 400 p.

Luzio, W., M. Casanova y O. Seguel. 2010. Conceptos básicos de pedogénesis y clasificación. pp. 1 – 36. En: W. Luzio (Ed.). *Suelos de Chile*. Santiago, Chile: Universidad de Chile. 364 p.

Mansilla, A. 2004. Propagación vegetativa mediante estaquillado en especies nativas de los géneros *Mutisia*, *Escallonia* y *Gaultheria*, como potenciales cultivos ornamentales. Tesis de grado de Licenciado en Agronomía. Valdivia, Chile: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. 22 h.

Martínez, M. 2012. Respuestas del Sistema de absorción de hierro en las raíces de los cítricos ante diferentes condiciones clorosantes del medio. Tesis doctoral de Ingeniera Agrónoma. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia, Departamento de Producción Vegetal. 228 h.

Martínez, P. 2018. Protocolo de caracterización para predicción de drenaje ácido en depósitos de relaves mineros. Tesis de Máster en Geología y Gestión Ambiental de Recursos Minerales. Universidad Internacional de Andalucía, España. 60 h.

Mejías, E., C. Gómez, P. Gareil, N. Delaunay and G. Montenegro. 2018. Characterization of phenolic profile alterations in metal - polluted bee pollen via capillary electrophoresis. *Ciencia e Investigación Agraria*. 45 (1): 51 – 63.

Menares, F., M. Carrasco, Bernardo González, I. Fuentes and M. Casanova. 2017. Phytostabilization ability of *Baccharis linearis* and its relation to properties of a tailings - derived Technosol. *Water Air and Soil Pollution*. 228:182.

Méndez, M. and R. Maier. 2007. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Environmental Science and Bio/Technology*. 7: 47 – 59.

Méndez, M. and R. Maier. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments – an emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*. 116 (3): 278 – 283.

Ministerio de Salud. 2004. Decreto Supremo N°148. Aprueba reglamento sanitario sobre manejo de residuos peligrosos. Santiago, Chile: 16 de junio de 2004. Recuperado en: <<http://bcn.cl/2evbx>>. Consultado el: 17 de julio de 2020.

Ministerio de Minería. 2007. Decreto Supremo N°248. Reglamento para la aprobación de proyectos de diseño, construcción, operación y cierre de los depósitos de relaves. Santiago, Chile: 11 de abril de 2007. Recuperado en: <<http://bcn.cl/1uvyi>>. Consultado el: 17 de julio de 2020.

Ministerio de Minería. 2011. Ley N°20.551, que regula el cierre de faenas e instalaciones mineras. Santiago, Chile: 11 de noviembre del 2011. Recuperado en: <<http://bcn.cl/1v2fw>>. Consultado el: 17 de julio de 2020.

Morin, E. 2011. Análisis técnico económico recuperación Cu Mo desde recursos marginales con tecnología avanzada de flotación en Codelco División Andina. Proyecto de Título de Ingeniero Civil Químico. Valparaíso, Chile: Facultad de Ingeniería, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. 128 h.

Munive, R., O. Loli, A. Azabache y G. Gamarra. 2018. Fitorremediación con Maíz (*Zea mays* L.) y compost de Stevia en suelos degradados por contaminación con metales pesados. *Scientia Agropecuaria*. 9 (4): 551 – 560.

Ormeño, J. y J. Carrasco. 1999. El laboreo del suelo y su efecto sobre las malezas. *Tierra Adentro*. 7: 40 – 43.

Orrego, F., L. De la Fuente, M. Gómez y R. Ginocchio. 2018. Diversidad de halófitas chilenas: distribución, origen y hábito. *Gayana Botánica*. 75 (2): 555 – 567.

Oyarzún, J., R. Oyarzún, J. Lillo, P. Higuera, H. Maturana and R. Oyarzún. 2016. Distribution of chemical elements in calc-alkaline igneous rocks, soils, sediments and tailings deposits in northern central Chile. *Journal of South American Earth Sciences*. 69: 25 – 42.

Pérez – Harguindeguy, N., S. Díaz, E. Garnier, S. Lavorel, H. Poorter, P. Jaureguiberry, M. S. Bret – Harte, W. K. Cornwell, J. M. Craine, D. E. Gurvich, C. Urcelay, E. J. Veneklaas, P. B. Reich, L. Poorter, I. J. Wright, P. Ray, L. Enrico, J. G. Pausas, A. C. de Vos, N. Buchmann, G. Funes, F. Quétier, J. G. Hodgson, K. Thompson, H. D. Morgan, H. ter Steege, M. G. A. van der Heijden, L. Sack, B. Blonder, P. Poschlod, M. V. Vaieretti, G. Conti, A. C. Staver, S. Aquino and J. H. C. Cornelissen. 2013. New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*. 61: 167 – 234.

Pérez, J., C. Escolástico, J. Ruiz-Fernández, A. Masaguer and A. Moliner. 2013. Bioavailability and extraction of heavy metals from contaminated soil by *Atriplex halimus*. *Environmental and Experimental Botany*. 88: 53 – 59.

Pérez, N., A. Schwarz y H. Urrutia. 2017. Tratamiento del drenaje ácido de minas: estudio de reducción de sulfato en mezclas orgánicas. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 3 (1): 53 – 64.

Poschenrieder, C., J. Bech, M. Llugany, A. Pace, E. Fenés and J. Barceló. 2001. Copper in plant species in a copper gradient in Catalonia (North East Spain) and their potential for phytoremediation. *Plant and Soil*. 230: 247 – 256.

Rodríguez, J. 1993. Manual de Fertilización. J. Rodríguez y J. Donoso (Eds.). Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 362 p.

Rondón, E., M. Szantó, J. Pacheco, E. Contreras y A. Gálvez. 2016. Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios. Convenio de Cooperación Técnica. Ministerio de Desarrollo Social y CEPAL. Santiago, Chile. 211 p.

Sadzawka, A. 1990. Métodos de análisis de suelos. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile: Serie La Platina N°16. 130 p.

Sadzawka, A., M. Carrasco, R. Grez y M. Mora. 2005. Métodos de análisis de compost. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile: Serie Actas N°30. 153 p.

Sadzawka, A. 2006. Métodos de análisis de aguas para riego. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile: Serie Actas N°37. 332 p.

Sadzawka, A., M. Carrasco, R. Grez, M. Mora, H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis de suelos recomendados para los suelos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile: Serie Actas N°34. 164 p.

Sadzawka, A., M. Carrasco, R. Demanet, H. Flores, R. Grez, M. L. Mora y A. Neaman. 2007. Métodos de análisis de tejidos vegetales. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile: Serie Actas N°40. 120 p.

Sainger, P., R. Dhankhar, M. Sainger, A. Kaushik and R. Singh. 2011. Assessment of heavy metal tolerance in native plant species from soils contaminated with electroplating effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 74: 2284 – 2291.

- Sancha, A., C. Castillo, M. Mena, J. Cornejo, H. Rivas, M. Molina y J. Valenzuela. 2005. Criterios de calidad de aguas o efluentes tratados para uso en riego. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). Santiago, Chile. 254 p.
- Sandoval, M., J. Dörner, O. Seguel, J. Cuevas y D. Rivera. 2012. Métodos de análisis físicos de suelos. Ed. Universidad de Concepción. Publicaciones Departamento de Suelos y Recursos Naturales N°5. Chillán, Chile. 80 p.
- Santibáñez, C., C. Verdugo and R. Ginocchio. 2008. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: Implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne*. *Science of the Total Environment*. 395: 1 – 10.
- Santibáñez, C., R. Ginocchio y S. Brown. 2011. Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile. Guía N°2: Aplicación Sustentable de Acondicionadores. Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM) e Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 48 p.
- Sarwar, N., M. Imran, M. Rashid, W. Ishaque, M. Asif, A. Matloob, A. Rehim and S. Hussain. 2016. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere*. 171: 710 – 721.
- Schaetzl, R. and S. Anderson. 2005. Soils genesis and geomorphology. Cambridge University Press. New York, USA. 817 p.
- SERNAGEOMIN. 2018. Análisis del Catastro de depósitos de relaves en Chile y guía de estructura de datos. Servicio Nacional de Geología y Minería. Santiago, Chile. 13 p.
- Sherameti, I. and A. Varma. 2010. Soil Biology: Soil heavy metals. Berlin, Germany: Springer-Verlag. 492 p.
- Sierra, C. 1982. La acidez y alcalinidad de los suelos (pH). Boletín técnico N°49. Estación experimental Remehue, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Osorno, Chile. 16 p.
- Singh, S. and A. Schwan. 2011. Sulfur Metabolism in Plants and Related Biotechnologies. pp. 257 – 271. In: M. Moo-Young. *Comprehensive Biotechnology*. Pergamon, Turkey. 4870 p.
- Stegen, S., F. Queirolo, Y. Contador, J. Pastenes, C. Mohl, F. Backhaus and P. Ostapczuk. 2000. *Tessaria absinthioides*: a possible bio-monitor for Cd, Pb, and Cu, in the middle and lower basin of the Loa River, North Chile. *Toxicological and Environmental Chemistry*. 77: 107 – 118.
- Suárez, J. 2012. Compostaje del coproducto (digestato) que se genera en la digestión metanogénica del alperujo (residuo de olivo). Memoria Ingeniero Agrónomo, mención Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 44 h.

Tapia, Y., O. Díaz, C. Pizarro, R. Segura, M. Vines, G. Zúñiga and E. Moreno-Jiménez. 2013. *Atriplex atacamensis* and *Atriplex halimus* resist As contamination in Pre-Andean soils (northern Chile). *Science of the Total Environment*. 450 – 451: 188 – 196.

Tapia, Y., O. Díaz, E. Acuña, M. Casanova, O. Salazar and A. Masaguer. 2016. Phytostabilization of arsenic in soils with plants of the genus *Atriplex* established in situ in the Atacama Desert. *Environmental Monitoring Assessment*. 188: 235.

Touceda-González M., V. Álvarez-López, Á. Prieto-Fernández, B. Rodríguez-Garrido, C. Trasar-Cepeda, M. Mench, M. Puschenreiter, C. Quintela-Sabarís, F. Macías-García and P.S. Kidd. 2017. Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings. *Journal of Environmental Management*. 186 (2): 301 – 313.

Trifi, M., A. Charef, M. Dermech, R. Azouzi, A. Chalghoum, B. Hjiri and M. Ben Sassi. 2019. Trend evolution of physicochemical parameters and metals mobility in acidic and complex mine tailings long exposed to severe Mediterranean climatic conditions: Sidi Driss tailings case (NW – Tunisia). *Journal of African Earth Sciences*. 158: 103509.

Troncoso, N. 2019. Fitoestabilización de metales con *Chrysopogon zizanioides* en relaves mineros y adición de enmiendas orgánicas. Memoria de Ingeniera Agrónoma y Tesis de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 43 h.

Troncoso, A. y J. San Martín. 1999. Presencia del género *Escallonia* (Magnoliopsida, Escalloniaceae) en el Terciario de Chile Central. Universidad de Talca. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural. 48: 29 – 36.

USDA. 2017. Soil Science Division Staff. Soil Survey Manual. 4th Edition. United State Department of Agriculture. Agriculture Handbook N° 18. Washington, D.C., USA. 639 p.

Valenzuela, M. 2019. Seguimiento de la calidad química de sedimentos y un tecnosol con *Atriplex atacamensis* producto de un derrame de relaves mineros en la zona central, Chile. Memoria de Ingeniera Agrónoma y Tesis de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 54 h.

Vromman, D., I. Lefèvre, Z. Slejkovec, J.P. Martínez, N. Vanhecke, M. Briceño, M. Kumar and S. Lutts. 2016. Salinity influences arsenic resistance in the xerohalophyte *Atriplex atacamensis* Phil. *Environmental and Experimental Botany*. 126: 32 – 43.

Walker, D.J., S. Lutts, M. Sánchez and E. Correal. 2013. *Atriplex halimus* L.: Its biology and uses. *Journal of Arid Environments*. 100 – 101: 111 – 121.

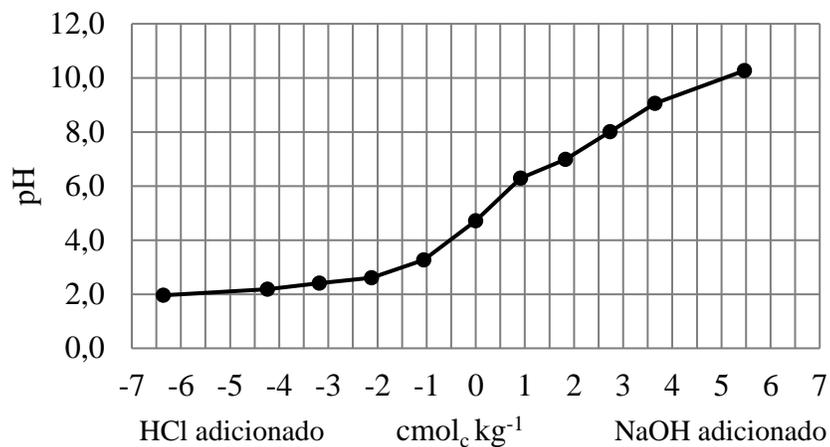
Walsh, J., D. Jones, G. Edwards-Jones and A. Prysor. 2012. Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 175: 840 – 845.

Weil R. and N. Brady. 2017. The nature and properties of soils. 15th edition. Pearson Education. Boston, USA. 969 p.

Wu, Z., H. Zhou, D. Ren, H. Gao and J. Li. 2015. Processes controlling the season and spatial variations in sulfate profiles in the pore water of the sediments surrounding Qi'ao Island, Pearl River Estuary, Southern China. *Continental Shelf Research*. 98: 26 – 35.

APÉNDICES

1. Curva de amortiguación de pH para relave minero Piuquenes.



2. Análisis químico de agua de riego del invernadero.

Parámetros	Unidad	Agua potable
pH		7,5 ± 0,05
Conductividad eléctrica	dS m ⁻¹	1,55 ± 0,02
Sólidos totales	g L ⁻¹	1,06 ± 0,03
Calcio	mg L ⁻¹	163,40 ± 0,0001
Magnesio	mg L ⁻¹	177,20 ± 3,40
Potasio	mg L ⁻¹	3,39 ± 0,0001
Sodio	mg L ⁻¹	4,84 ± 0,0001
Sulfatos	mg L ⁻¹	353,38 ± 9,02
Cloruros	mg L ⁻¹	221,56 ± 7,52
Carbonatos	mg L ⁻¹	Nd
Bicarbonatos	mg L ⁻¹	2,20 ± 0,28
Boro	mg L ⁻¹	0,45 ± 0,006
Turbiedad	NTU	0,62 ± 0,05

Nd: no detectado.