

UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

PROPUESTA DE PROYECTO DE GRADO

Efecto de la aplicación de cal y compost en un suelo afectado por depositación atmosférica desde un complejo industrial y su respuesta sobre la recolonización natural de especies vegetales a partir del banco de semillas.

“Efecto de la aplicación de enmiendas en un suelo afectado por emisiones de un complejo industrial y su respuesta sobre la recolonización natural de especies vegetales”

CATALINA SOLEDAD HERNÁNDEZ SILVA

Ingeniero Agrónomo

Teléfono: 9 4525258

e-mail: hernandez.catalina@gmail.com

Santiago, 2011

HOJA DE AUTORIZACION PARA PROPUESTA DE PROYECTO DE GRADO

Habiéndose revisado la presente propuesta de Proyecto de Grado, por cada uno de los profesores firmantes, se autoriza su ejecución y se designa los profesores guías y consejeros que se indican.

Coordinador del Programa

Profesor (a)

Nombre

Firma

Profesor (a) Guía /Patrocinante

Nombre

Firma

Comité de Proyecto de Grado

Profesor (a) Guía

ROSANNA GINOCCHIO CEA

Profesor (a) Consejero (a)

ALVARO PROMIS BAEZA

Profesor (a) Consejero (a)

JUAN PABLO FUENTES ESPOZ

1. INTRODUCCIÓN

La conversión de hábitats naturales en paisajes agrícolas e industriales, y en última instancia en tierras degradadas, constituye uno de los grandes impactos de los seres humanos sobre el medio natural, lo cual representa una gran amenaza para la biodiversidad (Dobson *et al.*, 1997). Disciplinas como la restauración ecológica y la biología de la conservación reconocen que la degradación de la naturaleza constituye una amenaza para la sostenibilidad de los ecosistemas y la biodiversidad (Noss *et al.*, 2006).

El creciente énfasis en investigar los regímenes de perturbaciones naturales y los procesos (funciones) y estructura (composición) de las comunidades y su relación con el entorno abiótico, ofrece una oportunidad ideal para unir las dos disciplinas en su aplicación a los problemas del mundo real (Noss *et al.*, 2006). De este modo, a pesar de que la ecología de la restauración y la biología de la conservación constituyen distintas disciplinas (Young, 2000), es posible y necesario integrarlas para proteger y restaurar la biodiversidad e integridad ecológica de los sistemas naturales que han sido degradados, como por ejemplo a causa de perturbaciones generadas por actividades industriales.

Impacto de los complejos industriales en ecosistemas terrestres

La contaminación histórica, sin regulaciones ambientales, generada por industrias como las fundiciones de minerales metálicos y las plantas termoeléctricas en base a carbón con altos contenidos de azufre, afectó a los ecosistemas en una forma temporalmente corta pero espacialmente amplia, provocando cambios rápidos en los factores bióticos y abióticos en amplias áreas geográficas. Los cambios abióticos generados por estas industrias se relacionan con disponibilidades excesivas de recursos minerales en el suelo y acidificación del aire y del suelo (Ginocchio, 1997), mientras que los bióticos se relacionan con grandes daños a la vegetación local (e.g., Macnair y Baker, 1994; Galbraith *et al.*, 1995), afectando mayormente las áreas que se encuentran inmediatamente en sus alrededores.

Los suelos del valle de Puchuncaví, en la zona costera de Chile central, han estado expuestos a las emisiones de dióxido de azufre y partículas ricas en metales provenientes de la fundición de cobre de Ventanas y de la planta termoeléctrica Ventanas desde 1964. Las regulaciones

ambientales que limitan las emisiones de material particulado y gases, no existían sino hasta 1991; de esta forma, las emisiones atmosféricas se redujeron significativamente sólo a partir de 1999, es decir, después de 35 años de producción (Folchi, 2006). Estas emisiones contenían dióxido de azufre (SO₂) y material particulado rico en Cu y otros elementos como As, Pb y Zn, entre otros (Chiang *et al.*, 1985). Actualmente los suelos del valle de Puchuncaví son ácidos, tienen escasa vegetación, están severamente erosionados, presentan deficiencia de nitrógeno y materia orgánica y contienen altas concentraciones de Cu y otros elementos. (Ginocchio, 2000; Neaman *et al.*, 2009; Muenia *et al.*, 2010).

Como consecuencia del establecimiento de la Ley General de Bases del Medio Ambiente y de sus reglamentos asociados, a comienzos de la década de los noventa, las industrias del complejo industrial Ventanas debieron reducir sus emisiones de SO₂ y material particulado respirable o PM10 (tamaño menor a 10 micrones; Lagos e Ibáñez, 1993) a los valores establecidos por la nueva normativa ambiental chilena (Cárcamo, 2010). A pesar que las emisiones atmosféricas de contaminantes fueron efectivamente controladas, estudios de campo han demostrado que la acidificación de los suelos y sus contenidos elevados de metales y metaloides permanecen hasta hoy (González e Ite, 1992; Ginocchio *et al.*, 2004; Neaman *et al.*, 2009).

La acidificación del suelo y la contaminación por metales pueden inhibir el crecimiento de las plantas silvestres y los microorganismos y restringen las actividades agrícolas, sobre todo cuando las concentraciones de metales biodisponibles están por encima de los umbrales de tolerancia de los organismos (Adriano, 2001). Bajo condiciones ácidas, como las que presenta el valle de Puchuncaví (pH 4,6–5,5, Neaman *et al.*, 2009), los metales son más solubles y pueden inducir una alta fitotoxicidad (Adriano, 2001). De esta forma, la acidificación y contaminación del suelo implica un riesgo medioambiental en el valle de Puchuncaví. Por esto, es necesaria una rehabilitación a gran escala para detener y revertir la degradación de los suelos en torno al complejo industrial Ventanas y revertir la pérdida de la biodiversidad.

En este contexto, la inmovilización *in situ* (o fijación) ha sido sugerida como una alternativa costo – efectiva para suelos contaminados (Lasat, 2000). Esta alternativa puede ser definida como la reducción de la concentración de los metales/metaloides en la solución del suelo mediante la adición de una o varias enmiendas (Macnair *et al.*, 2000; Mench *et al.*, 2003; U.S. EPA, 2007). De esta forma, los metales o metaloides quedan inmovilizados dentro del sistema

suelo en una forma menos soluble, a través de mecanismos de adsorción, complejación o mecanismos de co-precipitación (Kumpiene *et al.*, 2008). Esta inmovilización *in situ* resulta en una menor biodisponibilidad y toxicidad de estos elementos para las plantas y los organismos del suelo, mejorando la calidad y los usos alternativos de los suelos (Adriano, 2001).

Numerosos materiales han sido probados como enmiendas para reducir la solubilidad y biodisponibilidad de metales en suelos contaminados. Los suelos ácidos son normalmente neutralizados a través de la aplicación enmiendas calcáreas (cal u otro), ya que la neutralización de la acidez permite reducir la solubilidad de los metales e inmovilizarlos (Macnair *et al.*, 2000; Mench *et al.*, 2003; Santibáñez *et al.*, 2009). El efecto se basa en la formación de nuevas partículas (precipitación o coprecipitación de metales) o en la unión a la superficie de partículas de suelo existentes (adsorción de metales; McBride, 1994; Ma *et al.*, 2006). En el caso de suelos degradados y contaminados con metales, la aplicación de enmiendas orgánicas como el compost, aumenta el contenido de materia orgánica (MO), la que actúa positivamente en procesos como formación y estabilización de agregados, adsorción e intercambio iónico, suministro de energía y nutrientes, aumento de la temperatura del suelo, capacidad de retención de agua, protección contra la degradación del suelo por erosión (Porta *et al.*, 1999). Adicionalmente, la liberación de ácidos orgánicos solubles así como de compuestos orgánicos de alto peso molecular presentes en la materia orgánica, forman complejos con el cobre en solución, provocando la disminución de la actividad del ion Cu^{+2} (Sauvé, 2003; Sauvé *et al.*, 1997). Sin embargo, la elección de las enmiendas depende de las condiciones específicas del suelo contaminado, su disponibilidad local y los costos comerciales, entre otros factores (USEPA, 2007).

Una evaluación preliminar de laboratorio fue realizada por (Goecke *et al.*, 2011), para identificar las enmiendas de suelo adecuadas para la inmovilización *in situ* de los metales en el valle de Puchuncaví. Este estudio, demostró la eficacia de una mezcla de cal y compost para mejorar las características fisicoquímicas y la reducir las fracciones solubles de cobre y otros metales en los suelos del valle altamente contaminados. Ulriksen *et al.*, (aceptado) y Córdova *et al.*, (2010), en investigaciones realizada en el sector de Los Maitenes, Valle de Puchuncaví, también concluyeron que la aplicación de cal y de cal más compost, disminuye la actividad del Cu^{+2} en la solución suelo, inmovilizando efectivamente este elemento en los suelos analizados.

Revegetación natural e importancia del banco de semillas

Como se mencionó anteriormente, la contaminación causada por el complejo industrial Ventanas generó graves daños en el suelo y en la vegetación de las áreas circundantes. Por esta razón se hace necesario el reestablecimiento de la vegetación ya ésta que proporciona una protección efectiva contra partículas contaminantes en suspensión, reduce el flujo superficial de agua y sedimentos, además de mejorar la cantidad de nutrientes en el suelo. En este contexto, la revegetación natural podría ser una alternativa costo-efectiva; sin embargo la efectividad de la revegetación dependerá de la abundancia y calidad de las semillas presentes en la capa superficial del suelo y la capacidad de las especies de plantas locales para tolerar las condiciones del sitio (Córdova *et al.*, 2010).

Diversos investigadores han reportado que los bancos de semillas locales contribuyen a la restauración de la vegetación en un amplio rango de ambientes (Diemont 1990; Putwain & Gillham 1990; Pywell *et al.*, 1997; Akinola *et al.*, 1998; Hyatt & Casper 2000, citados por Liu *et al.*, 2009). Smith *et al.*, (2002) señalan que el número de especies presentes en el banco de semillas aumenta en un período de restauración de 10 años en praderas templadas en el norte de Inglaterra. Greene y Tongway (1989) informan que la revegetación natural aumenta la estabilidad de la superficie del suelo y mejora de la productividad de pastizales en Australia. Liu *et al.*, (2009) observan una tendencia similar en su investigación, sugiriendo que el banco de semillas presente en un área dada puede restaurar un lugar sin necesidad de fuentes de semillas adicionales, siendo éstas completamente viables.

Córdova *et al.*, (2010) llegan a conclusiones similares en una investigación realizada en el valle de Puchuncaví en la cual comparan la cobertura y productividad vegetal bajo revegetación natural y revegetación asistida. Sus resultados indican que la revegetación natural, producto del banco de semillas presentes en el suelo, es suficiente para lograr una cobertura vegetal y producción de biomasa apropiada, similares a las obtenidas bajo revegetación asistida, sugiriendo que el cultivo de especies vegetales no sería necesario.

Por otro lado, en suelos acidificados y contaminados con metales, tales como los del valle de Puchuncaví, la aplicación de enmiendas al suelo podría ser necesaria, ya que las plantas representadas en el banco de semillas del suelo no son necesariamente tolerantes a las

condiciones del lugar deteriorado. En este caso, se trataría de una revegetación natural asistida (Adriano *et al.*, 2004), la cual además de mitigar los riesgos ambientales de los elementos trazas puede mejorar la actividad microbiana de las plantas, la colonización y el desarrollo y, por lo tanto, mejorar el ciclo de nutrientes de los suelos afectados (Madejón *et al.*, 2006). En este sentido, Córdova *et al.*, (2010) determinaron que la productividad de plantas medida como biomasa aérea y cobertura vegetal, incrementaban significativamente al incorporarse enmiendas al suelo en estudio en comparación al suelo control. Madejón *et al.*, (2006) observaron tendencias similares en estudios de rehabilitación de suelos contaminados por Cu.

Los ecólogos especialistas en restauración han reconocido que los factores antropogénicos promotores del cambio climático pueden llegar a desarrollar ecosistemas en los cuales la composición de especies y abundancia relativa no han estado presentes previamente dentro de un bioma dado (Seddon, 2010). Algunos métodos actuales de restauración pueden conducir al establecimiento de un número limitado de especies vegetales, lo que llevaría a tener ecosistemas de baja diversidad con un potencial acotado del uso de la tierra y un la valor de conservación limitado para la vida silvestre (Shu *et al.*, 2005). En este sentido, en lugar de intentar forzar llevar de vuelta algunos ecosistemas a un estado pasado, probablemente insostenible o inalcanzable, el desarrollo de ecosistemas nuevos puede promover que los ecosistemas sean viables y resistentes (Seastedt *et al.*, 2008).

De este modo, una integración de la restauración ecológica y conservación biológica a través del uso del banco de semillas y uso de enmiendas para mejorar las condiciones in situ de un suelo contaminado y de su vegetación asociada, pueden ser necesarias en ecosistemas terrestres impactados por complejos industriales. Sin embargo, todos estos estudios que involucran evolución de ecosistemas necesariamente debieran ser analizados desde un punto de vista de la variación temporal (mediano y largo plazo). Por ejemplo, estudios realizados por Warren *et al.*, (2003) y Mench *et al.*, (2006) enfocados en evaluar el éxito de inmovilización de metales en un suelo contaminado, fueron evaluados luego de tres y seis años, respectivamente.

Hipótesis

Luego de dos años desde la aplicación de cal y compost en un suelo ácido del Valle de Puchuncaví afectado por depositación atmosférica desde una fundición de cobre, se esperaría que la biodisponibilidad de cobre en el suelo se mantuviera en niveles tolerables para la vegetación del sitio, permitiendo la revegetación natural a partir del banco de semillas del suelo. Junto con esto, podría esperarse una mayor representatividad de especies introducidas producto de una mejora en las condiciones edáficas del sitio.

Objetivo General

Evaluar después de dos años, el efecto de la aplicación de cal y compost en suelos impactados por el complejo industrial Ventanas, valle de Puchuncaví, y su respuesta sobre la recolonización natural y la representatividad de especies vegetales a partir del banco de semillas del suelo.

Objetivos específicos

- i) Evaluar los efectos de la cal con y sin aplicación de compost sobre las características físico-químicas del suelo y en la productividad de la vegetación, y contrastar estos resultados con los obtenidos anteriormente.
- ii) Evaluar la recolonización natural de especies vegetales a partir del banco de semillas del suelo y contrastar estos resultados.
- iii) Determinar si la recolonización de especies vegetales a partir del banco de semillas del suelo favorece el establecimiento de especies introducidas o nativas, después de la aplicación de enmiendas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El estudio se llevará a cabo en Los Maitenes, Valle de Puchuncaví, a 1 km al sur-este del complejo industrial Ventanas (71 ° 28 '18" Longitud Oeste y 32 ° 46' 1" Latitud Sur), en la cual se han reportado las concentraciones del suelo más altas de elementos, en particular de Cu, Pb, Zn, Cd y As, y el pH del suelo más bajo (González y Bergqvist, 1986; González e Ite, 1992; Ginocchio *et al.*, 2004;. González *et al.*, 2008.). Los suelos en Los Maitenes también tienen bajo contenido de carbono orgánico y nitrógeno, en comparación con los suelos del valle más alejados del complejo industrial y menos impactados (Ginocchio, 2000).

2.2 Diseño experimental

El área experimental a ser utilizada en el presente estudio se estableció en Enero de 2009, en el marco del proyecto FONDECYT "In situ metal immobilization and phytostabilization of contaminated soils in the Puchuncaví valley" (Córdova *et al.*, 2010; Ulriksen *et al.*, aceptado). Corresponde a una parcela de 754 m² (29 m x 26 m) localizada en Los Maitenes (UTM 268.461 E and 6.371,841 N), con una pendiente del 10%. El área experimental se subdividió en 3 bloques, respecto a su posición topográfica (alta, media y baja); cada bloque contiene 3 cuadrantes de 24 m² (4 m x 6 m,) los cuales corresponden a la unidad experimental y se encuentran separados por pasillos de un metro (Córdova *et al.*, 2010). El perímetro de cada cuadrante se encuentra protegido con una malla de polietileno de 20 cm de altura para prevenir efectos cruzados. El área experimental se cercó con malla de alambre para prevenir la entrada de animales herbívoros (mayores y menores) presentes en el área de estudio.

Los tratamientos experimentales corresponden a (1) Control, sin aplicación de enmienda, (2) Cal (L) y (3) Cal + Compost (LC). Los tratamientos fueron dispuestos aleatoriamente en cuadrantes de cada bloque.

El agente utilizado para el encalado corresponde a Hidróxido de Calcio (Ca(OH)₂) (Neaman *et al.*, 2009; Stuckey *et al.*, 2009), el cual fue aplicado al momento del establecimiento del ensayo (Marzo 2009) en una dosis de 3 g kg⁻¹ de suelo (6,7 t ha⁻¹). Esta dosis fue determinada

mediante una prueba preliminar de laboratorio con el objetivo de ajustar el pH del extracto de pasta saturada del suelo hasta un valor aproximado de 7 posterior a la incubación del suelo por 48 h a 60°C (Sadzawka *et al.*, 2006).

El compost utilizado se obtuvo de un predio local. Su composición correspondió a 56% de materia orgánica (MO), 1,9% de nitrógeno total, una relación C / N de 16, un pH de 7,5 y una conductividad eléctrica (CE) de 10 dS m⁻¹, según lo determinado por métodos de rutina de acuerdo a Sadzawka *et al.*, (2006). La tasa de aplicación de compost (en base al peso seco) fue de 60 g kg⁻¹ de suelo (133 t ha⁻¹), la cual se encuentra dentro del rango recomendado por la EPA de los EE.UU. (2007) para la rehabilitación de suelos contaminados con metales. La incorporación de las enmiendas a todos los cuadrantes fue realizada mediante una pala.

2.3 Caracterización fisicoquímica del suelo

En Septiembre de 2011, dos años después de las mediciones realizadas por Córdova *et al.*, (2010), se muestreará la capa superficial (0 – 15 cm) de todos los cuadrantes experimentales, tomándose una muestra compuesta de 1 kg. Las muestras se llevarán al Laboratorio de Suelos y Análisis Foliar de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, para realizar las determinaciones analíticas según se detalla a continuación.

Las muestras de suelo serán secadas a 40° C, y tamizadas por una malla de 2 mm y digeridas en la ebullición con ácido nítrico y ácido perclórico (adaptado de Verlinden, 1982). Las concentraciones totales de Cu, Pb, Zn y As se determinarán por espectrofotometría de absorción atómica (AAS; GBC, modelo 902, Dandenong, Victoria, Australia). La calidad del resultado de los análisis se asegurará realizando el mismo protocolo en una muestra de suelo de referencia certificada (GRX-2) obtenida a partir de la United States Geological Survey.

El contenido de MO se determinará por combustión húmeda con dicromato de sodio y ácido sulfúrico, sin aplicación de calor (Sadzawka *et al.*, 2006). La textura se determinará usando un método del hidrómetro simplificado (Sheldrick y Wang, 1993). El contenido de agua en -0,33 bar se determinará de acuerdo a Richards (1965). La conductividad eléctrica (CE) se determinará en los extractos de pasta saturada en una proporción sólido:líquido 1:2,5 (Sadzawka *et al.*, 2006).

La disponibilidad de nutrientes en el suelo se determinará por los métodos rutinarios usados en Chile descritos por Rodríguez (1992) y Sadzawka *et al.*, (2006). Específicamente, el calcio y magnesio disponible serán extractados con $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 1 M a pH 7,0 y determinados por AAS, después de la adición de lantano. El potasio disponible será determinado por espectrofotometría de emisión atómica en el mismo extracto. El fósforo disponible será determinado por el método Olsen (extracción con 0,5 NaHCO_3 at pH 8,5) y colorimétricamente medido con azul de molibdeno. El nitrógeno disponible (la suma de N-NO_3^- and N-NH_4^+), será extraído con 2 M KCl y determinado por titulación seguido de la destilación de NH_3 .

El cobre intercambiable y el pH serán determinados en el extracto 0,1 M KNO_3 en una relación sólido:líquido 1:2,5 (Stuckey *et al.*, 2009) seguido de agitación por una hora, centrifugación a 9.000 rpm por 10 min y filtración a través de papel filtro de $8\mu\text{m}$. La actividad del cobre iónico será medida con un electrodo ion-selectivo para Cu^{2+} (Orion 96-29 ion plus) en el extracto 0,1 M KNO_3 . El electrodo será calibrado usando una solución buffer de ácido iminodiacético (Rachou *et al.*, 2007). El aluminio intercambiable se obtuvo mediante la extracción con una solución de nitrato de potasio 0,1 mol L^{-1} . En el extracto se midió aluminio por espectrofotometría de absorción atómica (AAS) con llama de óxido nitroso acetileno (Sadzawka *et al.*, 2006).

2.4 Variables respuesta en plantas

La cobertura de plantas, riqueza y abundancia específica de especies, biomasa aérea y contenido de metales en tejidos aéreos, se determinarán en Noviembre de 2011.

2.4.1 Cobertura de plantas

Para determinar la cobertura vegetal, se dispondrán al azar 4 cuadrantes de PVC de $0,44\text{ m}^2$ (0,66 m x 0,66 m) en cada uno de los cuadrantes experimentales; cada cuadrante estará subdividido en 25 puntos de intersección con cuerdas a 0,11 m x 0,11 m. Se registrará el porcentaje de puntos de intersección en los cuales el suelo se encuentre cubierto con vegetación. Este método fue adaptado de Goldsmith *et al.*, (1986).

2.4.2 Determinación de la Riqueza y Abundancia Específicas

La riqueza específica será determinada por inspección visual de todas las especies representadas al interior de cada uno de los cuadrantes experimentales, mientras que la

abundancia específica será determinada usando el método de los cuadrantes subdivididos descrito en el punto anterior, pero registrando la identidad de las especies presentes en los puntos de intersección Goldsmith *et al.*, (1986). Las especies que no sean identificables en terreno serán colectadas, herborizadas y determinadas taxonómicamente. Junto a lo anterior se determinarán los índices de diversidad de Simpson, para luego comparar entre tratamientos.

Índice de diversidad de Simpson

Este índice mide la probabilidad de que dos individuos cualesquiera extraídos al azar de una comunidad infinitamente grande perteneciesen a especies diferentes (McCunne and Grace, 2002).

$$1 - D_{SI} = 1 - \sum_i^S (p_i)^2$$

Donde:

p_i : proporción de individuos en la i -ésima especie; representa la probabilidad de que un individuo de la especie i esté presente en la muestra, siendo entonces la sumatoria de p_i igual a 1 (McCunne and Grace, 2002).

2.4.3. Biomasa aérea

En cada uno de los cuadrantes experimentales se muestrearán todas las plantas que se encuentren dentro de 2 cuadrantes de PVC de 0,44 m² (0,66 m x 0,66 m) que se dispondrán al azar; las plantas serán cortadas en sus bases, y cada especie será recogida por separado para los análisis de laboratorio. Una vez en el laboratorio, todas las plantas cosechadas serán secadas en un horno a 70° C durante 48 horas y pesadas, lo que proporcionará la biomasa en peso seco para cada especie, y la biomasa total por cuadrante. La biomasa aérea será expresada en kg de peso seco ha⁻¹. Se calculará el promedio y desviación estándar de la biomasa vegetal aérea total de las especies por tratamiento experimental.

2.4.4. Concentración de metales en vástagos

Las concentraciones de Cu, N, P, K, Ca, Mg, Zn, Mn y Fe serán determinadas en las especies dominantes presentes, por digestión ácida y determinación a través de AAS (Sadzawka *et al.*, 2007). Para corroborar la precisión de los métodos, se incluirá en el análisis una muestra de referencia certificada de hojas de tomate (1573a) del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología.

2.5 Análisis estadístico

Se utilizarán análisis de varianza (ANOVA) de una vía (factor tipo de enmienda) o de dos vías (factor tipo de enmienda y factor tiempo desde las primeras mediciones realizadas en 2009), para comparar los efectos de las enmiendas en las características fisicoquímicas del suelo y en las variables de respuesta de la planta (cobertura vegetal, la biomasa aérea, y concentración de Cu, N, P, K, Ca, Mg, Zn, Mn y Fe en los vástagos). Diferencias estadísticamente significativas se determinarán mediante la prueba de Tuckey, con un nivel de probabilidad $p < 0,05$. Se realizarán regresiones y correlaciones simples entre las variables de respuesta de las plantas y las características fisicoquímicas del suelo. Se verificarán la distribución normal y homogeneidad de varianza de los residuos. Todos los análisis se realizarán utilizando los programas Excel 2003 y Minitab 14.

3. PLAN DE TRABAJO

	sep-11	oct-11	nov-11	dic-11	ene-12	feb-12	mar-12	abr-12	may-12
Presentación Propuesta de Proyecto de Grado	X								
Entrega de Propuesta de Proyecto de Grado con modificaciones	X								
TOMA DE DATOS EN TERRENO	X	X	X						
Muestreo de suelo y determinación de solubilidad de metales	X								
Monitoreo del restablecimiento natural de plantas y crecimiento		X	X						
Muestreo y medición de variables en plantas			X	X					
ANÁLISIS DE DATOS			X	X					
ENTREGA PRIMER BORRADOR					X				
ENTREGA SEGUNDO BORRADOR						X			
ENTREGA DOCUMENTO FINAL							X		
EXÁMEN DE GRADO									X

4. FINANCIAMIENTO

El presente proyecto de grado es parte del proyecto FONDECYT N° 1085005, “In situ metal immobilization and phytostabilization of contaminated soils in the Puchuncaví valley”, siendo financiado por el mismo en su totalidad. Al mismo tiempo, esta propuesta fue apoyada por la Comisión Nacional de Investigación (CONICYT), en el concurso Formación de Capital Humano Avanzado, Magíster Nacional 2011, al ser presentado dentro de los antecedentes de postulación.

5. BIBLIOGRAFÍA

Adriano, D.C., Wenzel, W.W., Vangronsveld, J., and Bolan, N.S. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 122: 121-142.

Adriano, D.C. 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risk of Metals*, second ed. Springer-Verlag, New York.

Akinola, M.O., Thompson, K., and Hillier S.H. 1998. Development of soil seed banks beneath synthesized meadow communities after seven years of climate manipulations. *Seed Science Research* 8: 493–500.

Cárcamo, V. 2010. Evaluación de la eficacia de diferentes enmiendas en la rehabilitación de suelos ácidos y contaminados con metales y metaloides en el valle del Puchuncaví, Región de Valparaíso. Tesis de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 88 p.

Chiang, J.J., Cornejo, P., López, J., Romano, S., Pascual, J., y Cea M. 1985. Determinación de cadmio, cobre, manganeso, plomo, hierro, cinc y arsénico en sedimento atmosférico en la zona de Quintero, V Región, Valparaíso, Chile. *Journal of the Chilean Chemical Society* 30: 139- 158.

Córdova, S., Neaman, A., González, I., Ginocchio, R., and Fine, P. 2010. The effect of lime and compost on the revegetation ability of soils affected by atmospheric deposition from a copper smelter. *Geoderma* (aceptado).

Del Río M., Montes, F., Cañellas, I., y Montero, G. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistema de Recursos Forestales* 12: 159-176.

Diemont, W. H. 1990. Seedling emergence after sod cutting in grass heath. *Journal of Vegetation Science* 1:129–132.

Dobson, A P., Bradshaw, A., and D Baker, A. J. M. 1997. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science* 277: 515- 522.

Folchi, M.A. 2006. Historia ambiental de las labores de beneficio en la minería de cobre en Chile, siglos XIX y XX, Tesis de doctorado, Departamento de Economía y de Historia Económica, Universidad Autónoma de Barcelona, España. 727 p.

Galbraith, H., LeJeune, K., and Lipton J. 1995. Metal and arsenic impacts to soils, vegetation communities and wildlife habitat in southwest Montana uplands contaminated by smelter emissions: I. Field evaluation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1895-1903.

Ginocchio, R., Carvallo, G., Toro, I., Bustamante, E., Silva, Y., and Sepúlveda, N. 2004. Micro-spatial variation of soil metal pollution and plant recruitment near a copper smelter in Central Chile. *Environmental Pollution* 127: 343-352.

Ginocchio, R., 2000. Effects of a copper smelter on a grassland community in the Puchuncavi Valley, Chile. *Chemosphere* 41: 15-23.

Ginocchio, R., 1997. Aplicabilidad de los modelos de distribución espacio-temporales de la vegetación en ecosistemas sujetos a procesos de contaminación. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas, Mención Ecología, Departamento de Ecología, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. 216 p.

Goecke, P., Ginocchio R., Mench M., and Neaman, A. 2010. Amendments promote the development of *Lolium perenne* in soils affected by historical copper smelting operations. *International Journal of Phytoremediation* (in press).

Goldsmith, F.B., Harrison, C.M., Morton, A.J., 1986. Description and analysis of vegetation. In: Moore, P.D., Chapman, S.B. (Eds.), *Methods in plant ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 437–524

González, I., Muená, V., Cisternas, M., y Neaman, A. 2008. Acumulación de cobre en una comunidad vegetal afectada por contaminación minera en el valle de Puchuncaví, Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 279–291.

González, S., Ite, R. 1992. Acumulación metálica en suelos del área bajo influencia de las chimeneas industriales de Ventanas (Provincia de Valparaíso, V Región). *Agricultura Técnica* 50: 214–219.

González, S. and Bergqvist, E. 1986. Evidencias de contaminación con metales pesados en un sector del secano costero de la V Región. *Agricultura Técnica* 46: 299–306.

Greene, R. S. B., and D. J. Tongway. 1989. The significance of (surface) physical and chemical properties in determining soil surface condition of red earths in rangelands. *Australian Journal of Soil Research* 27: 213–225.

Hyatt, L.A., and Casper, B.B. 2000. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. *Journal of Ecology* 88:516–527.

Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C., 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments - A review. *Waste Management* 28: 215–225.

Lasat, M.M. 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/ soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research* 2: 1–25.

Liu, M., Gaoming, J., Shunli, Y., Yonggeng, L., and Gang, L. 2009. The Role of Soil Seed Banks in Natural Restoration of the Degraded Hunshandak Sandlands, Northern China. *Restoration Ecology* 17: 127–136.

Ma, Y., Lombi, E., Oliver, I., Nolan, A. and McLaughlin, M. 2006. Long-term aging of copper added to soils. *Environmental Science and Technology* 40: 6310–6317.

Macnair, M.R., Tilstone, G.H., Smith, S.E. 2000. The genetics of metal tolerance and accumulation in higher plants. In: Terry, N., Bañuelos, G. (Eds.), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, Bota Raton, FL, pp. 235–250.

Macnair M.R. & Baker A.J.M. 1994. Metal-tolerant plants: an evolutionary perspective. En: Farago M.E. (ed.). *Plants and the chemical elements*. VCH, Weinheim. Pp 67-85.

Madejón, E., Pérez de Mora, A., Felipe, E., Burgos, P., and Cabrera, F. 2006. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environmental Pollution* 139: 40-52.

Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. 200 p.

McBride, M.B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York. USA. 406 p.

McCune, B., Grace, J., and Urban, D. 2003. *Analysis of Ecological Communities*. MJ Software Design Press. Oregon. USA. 155 p.

Mench, M., Vangronsveld, J., Beckx, C. and Ruttens, A., 2006. Progress in assisted natural remediation of an arsenic contaminated agricultural soil. *Environmental Pollution* 144: 51-61.

Mench, M., Bussiere, S., Boisson, J., Castaing, E., Vangronsveld, J., Ruttens, A., De Koe., T., Bleeker, P., Assuncao, A., and Manceau, A. 2003. Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after in situ treatments. *Plant and Soil* 249: 187–202.

Muena, V., González, I., and Neaman, A. 2010. Efectos del encalado y la fertilización nitrogenada sobre el desarrollo de *Oenothera affinis* en un suelo afectado por la minería del cobre. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 10: 21–32.

Neaman, A., Reyes, L., Trolard, F., Bourrié, G., and Sauvé, S. 2009. Copper mobility in contaminated soils of the Puchuncavi valley, central Chile. *Geoderma*. 150: 359-366.

Noss, R. F., Beier, P., Covington, W.W., Grumbine, R.E., Lindenmayer, D. B., Prather J. W., Schmiegelow, F., Sisk, T.D., and Vosick, D.J. 2006. Recommendations for Integrating Restoration Ecology and Conservation Biology in Ponderosa Pine Forests of the Southwestern United States. *Restoration Ecology* 14: 4-10.

Porta, J., López-Acevedo, M. y Roquero De Laburu, C. 1999. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 2ª ed. Mundi-Prensa. Madrid, España. 849 p.

Putwain, P. D., and Gillham, D. A. 1990. The significance of the dormant viable seed bank in the restoration of heathlands. *Biological Conservation* 51:1–16.

Pywell, R. F., Putwain, P. D., and Webb, N. R. 1997. The decline of heathland seed populations following the conversion to agriculture. *Journal of Applied Ecology* 34: 949–960.

Rachou, J., Gagnon, C., Sauvé, S., 2007. Use of an ion-selective electrode for free copper measurements in low salinity and low ionic strength matrices. *Environmental Chemistry* 4: 90-97.

Richards, L.A., 1965. Physical conditions of water in soil. In: Black, C.A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling*. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 128–152.

Rodríguez, J., 1992. *Manual de fertilización*. Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago.

Sadzawka, A., Carrasco, M.A., Grez, R., Mora, G., Flores H., y Neaman, A. 2006. *Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago. Chile.

Sadzawka, A., Carrasco, M.A., Demanet, R., Flores, H., Grez, R., Mora, M.L., y Neaman, A. 2007. *Métodos de Análisis de Tejidos Vegetales*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago. Chile.

Santibáñez, C., Verdugo, C., Ginocchio, R. 2008. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: implication for metal uptake and productivity of *Lolium perenne*. *The Science of the Total Environment* 395: 1–10.

Sauvé, S., McBride, M., Norvell, W., Hendershot, W. 1997. Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils: effects of copper level, pH and organic matter. *Water, Air, and Soil Pollution* 100: 133–149.

Sauvé, S. 2003. The role of chemical speciation in bioavailability. In: Naidu, R., Gupta, V.V.S.R., Kookana, R.S., Rogers, S., Adriano, D. (Eds.), *Bioavailability, Toxicity and Risk Relationships in Ecosystems*. Science Publishers Inc., Enfield, NH, USA, pp. 49–82.

Seastedt T.R., Hobbs, R.J., and Suding, K.N. 2008. Management of novel ecosystems: are novel approaches required?. *Frontiers in Ecology and the Environment* .The Ecological Society of America. 8p.

Seddon, P.J. 2010. From Reintroduction to Assisted Colonization: Moving along the Conservation Translocation Spectrum. *Restoration Ecology* 18: 796–802.

Sheldrick, B.H. and Wang, C. 1993. Particle size distribution. In: Carter, M. (Editor), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, pp. 499–511.

Shu, W. S., Ye, Z. H., Zhang, Z. Q., Lan, C. Y., and Wong, M. H. 2005. Natural Colonization of Plants on Five Lead/Zinc Mine Tailings in Southern China. *Restoration Ecology* 13: 49–60.

Smith, R. S., Shiel, R. S., Ward, D. M., Corkhill, P., and Sanderson, R. A. 2002. Soil seed banks and the effects of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trial. *Journal of Applied Ecology* 39: 279–293.

Stuckey, J., Neaman, A., Ravella, R., Komarneni, S., Martínez, C. 2009. Highly charged swelling mica reduces Cu bioavailability in Cu-contaminated soils. *Environmental Pollution* 157: 12–16.

Ulriksen, C., Ginocchio, R., Mench, M., and Neaman, A. 2011. Lime and compost promote re-colonization of metal-polluted acid soils. *Chemosphere* (enviado).

U.S. EPA, 2007. The use of soil amendments for remediation, revitalization and reuse. Environmental Protection Agency/National Service Center for Environmental Publications, Cincinnati.

Warren, G.P., Alloway, B.J., Lepp, N.W. 2003. Field trials to assess the uptake of arsenic by vegetables from contaminated soils and soil remediation with iron oxides. *Science of the Total Environment* 311: 19-33.

Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92:73–83.