

# ENSAYO FITOESTABILIZACIÓN TRANQUE QUILLAYES - MLP

## INFORME FINAL

■ N° SKM                      ■ YE01430-0000-X-EM-RP-016  
■ Revisión                    ■ 0

CUADRO DE EMISION DEL DOCUMENTO			
DESCRIPCION	NOMBRE	CARGO	FIRMA
ORIGINADOR - OR	DG/CO/DM	Coordinación y apoyo técnico	
REVISOR - RW	Rodrigo Alemany	Administrador de contrato	
APROBADOR - APR	Rodrigo Alemany	Administrador de contrato	

0	13/01/14	Para Información	DG	RA	RA
C	06/01/14	Para revisión y comentarios	DG	RA	RA
B	14/11/13	Para revisión y comentarios	DG	RA	RA
A	16/09/13	Para revisión interna	DG	CB/KA	RA
REV	FECHA	DESCRIPCION	OR	RW	APR

**DERECHOS DE PROPIEDAD INTELECTUAL:** Los conceptos e información contenida en este documento son propiedad de SKM, filial de Sinclair Knight Merz. La copia total o parcial sin el permiso de SKM, filial de Sinclair Knight Merz constituye una infracción de los derechos de propiedad intelectual.

**RESTRICCIÓN:** Este informe ha sido preparado por y para el uso exclusivo del Cliente de SKM, filial de Sinclair Knight Merz, y está sujeto y emitido según las cláusulas de acuerdo entre SKM, filial de Sinclair Knight Merz y el Cliente. SKM, filial de Sinclair Knight Merz acepta que no tiene responsabilidad u obligación para o con lo referente a cualquier uso sobre este informe por cualquier otro tercero.

## INDICE

1.	RESUMEN EJECUTIVO.....	4
2.	INTRODUCCION.....	18
3.	OBJETIVOS DEL ENSAYO.....	22
4.	METODOLOGIA.....	23
4.1	Definición de tratamientos.....	23
4.1.1	<b>Inoculación de plantas con micorrizas.....</b>	<b>24</b>
4.2	Diseño experimental.....	25
4.3	Variables de medición y seguimiento.....	28
4.4	Mediciones y análisis de Línea Base.....	28
4.4.1	<b>Línea base de sustrato relave.....</b>	<b>28</b>
4.4.2	<b>Línea base de tejido vegetal.....</b>	<b>32</b>
4.4.2.1	<b>Plantas del entorno.....</b>	<b>32</b>
4.4.2.2	<b>Plantas de vivero.....</b>	<b>38</b>
4.4.3	<b>Línea base de sobrevivencia y desarrollo.....</b>	<b>40</b>
4.4.3.1	<b>Tamaño muestral.....</b>	<b>41</b>
4.4.3.2	<b>Metodología de muestreo.....</b>	<b>42</b>
4.4.3.3	<b>Variables monitoreadas.....</b>	<b>47</b>
4.5	Seguimiento de los ensayos.....	51
4.5.1	<b>Seguimiento del sustrato relave.....</b>	<b>51</b>
4.5.2	<b>Seguimiento de tejido vegetal.....</b>	<b>54</b>
4.5.3	<b>Seguimiento de sobrevivencia y desarrollo.....</b>	<b>60</b>
4.6	Confiability del laboratorio.....	60
4.6.1	<b>Alcance.....</b>	<b>61</b>
4.6.2	<b>Control de muestras de tejido vegetal de plantas del entorno.....</b>	<b>61</b>
4.6.3	<b>Control de muestras de tejido vegetal de plantas del vivero.....</b>	<b>61</b>
4.6.4	<b>Control de muestras de tejido vegetal de plantas del ensayo.....</b>	<b>62</b>
4.6.5	<b>Control de muestras de sustrato relave.....</b>	<b>62</b>
4.7	Procesamiento estadístico de datos.....	63
4.7.1	<b>Variables cualitativas.....</b>	<b>63</b>
4.7.2	<b>Variables cuantitativas.....</b>	<b>65</b>
4.7.3	<b>Programas estadísticos utilizados.....</b>	<b>68</b>
5.	<b>PRESENTACION Y DISCUSION DE RESULTADOS.....</b>	<b>71</b>
5.1	ESTUDIO DE LÍNEA BASE.....	71
5.1.1	<b>Línea Base de sustrato.....</b>	<b>71</b>
5.1.2	<b>Línea Base de tejido vegetal.....</b>	<b>78</b>
5.1.2.1	Referencias bibliográficas de concentración de elementos en follaje.....	79
5.1.2.2	Plantas del entorno.....	80
5.1.2.3	Plantas del vivero.....	90
5.1.3	<b>Línea base de sobrevivencia y desarrollo.....</b>	<b>97</b>
5.1.3.1	Variables cualitativas.....	97
5.1.3.2	Variables cuantitativas.....	99
5.2	SEGUIMIENTO DE LOS ENSAYOS.....	104
5.2.1	<b>Seguimiento de sustrato relave.....</b>	<b>104</b>
5.2.2	<b>Seguimiento de tejido foliar.....</b>	<b>125</b>
5.2.2.1	Monitoreo de invierno.....	125
5.2.2.2	Monitoreo de primavera (noviembre de 2012).....	130

5.2.2.3	Monitoreo de verano (enero 2013) .....	131
5.2.2.4	Monitoreo de otoño (abril y junio de 2013) .....	131
5.2.2.5	Discusión del conjunto de monitoreos .....	141
5.3	SEGUIMIENTO DE TEJIDO RADICULAR DE PLANTAS DEL ENSAYO .....	191
5.4	SEGUIMIENTO DE SOBREVIVENCIA Y DESARROLLO .....	234
5.4.1	Variables cualitativas .....	234
5.4.2	Variables cuantitativas .....	250
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>280</b>
6.1	CONCLUSIONES GENERALES .....	280
6.2	CONCLUSIONES ESPECIFICAS .....	281
6.2.1	Sobrevivencia y desarrollo .....	281
6.2.2	Concentración de elementos en tejido vegetal .....	283
6.2.3	Caracterización del sustrato (relave) .....	286
6.2.4	Selección de especies .....	286
6.2.5	Recomendaciones de estudios futuros .....	291
<b>7.</b>	<b>LITERATURA CITADA .....</b>	<b>292</b>

## ANEXOS

- Anexo 1. Metodologías analíticas de los laboratorios.
- Anexo 2. Acreditaciones de los laboratorios
- Anexo 3. Registros originales de los análisis de laboratorio.
- Anexo 4. Caracterización inicial de los sustratos compost y material granular.
- Anexo 5. Confiabilidad de los Resultados de Laboratorio
- Anexo 6. Registro de datos depurados de análisis de tejido vegetal en los monitoreos.
- Anexo 7. Resultados depurados de análisis de sustrato relave.
- Anexo 8. Estado fitosanitario de la plantación
- Anexo 9. Informes estadísticos
- Anexo 10. Base de datos ejecutable

## 1. RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento corresponde al informe final del ensayo de fitoestabilización realizado en el tranque de relaves Quillayes, perteneciente a Minera Los Pelambres (en adelante MLP), ubicado en la Región de Coquimbo, Provincia del Choapa, Comuna de Salamanca, a una altitud de 1.330 m.s.n.m. aproximadamente. El ensayo, comprendió la plantación 11 especies vegetales (arbóreas y arbustivas) sobre una superficie de 30 hectáreas, con diferentes acondicionadores o enmiendas, sistema de riego tecnificado y fertilización base.

El diseño del ensayo fue elaborado en conjunto entre MLP, ATM (Consultora a cargo de la inspección técnica (ITO)) y la Cooperativa de Desarrollo Sustentable (en adelante CDS), organización comunitaria local, que también participó en la implementación y operación del ensayo. SKM se adjudicó la licitación para la implementación, operación, mantenimiento y seguimiento experimental del ensayo. La consultora Meristema ha brindado el soporte técnico en materia operacional y de seguimiento, mientras que la empresa Teknoriego fue la encargada del diseño y construcción del sistema de riego.

El seguimiento o monitoreo abarcó un período de 1,5 años, entre enero de 2012 y julio de 2013. Hasta la fecha de término de éste, el ensayo de fitoestabilización ha sido exitoso en cuanto a establecer una cubierta vegetal de especies diversas sobre el relave cubierto con material granular; ha brindado información valiosa sobre el comportamiento químico del relave en este período de evaluación y sobre la influencia de las enmiendas en la sobrevivencia, crecimiento y características químicas de los tejidos vegetales.

Si bien el tiempo transcurrido desde la plantación (febrero a marzo de 2012) hasta el término del ensayo (últimos muestreos en julio de 2013) es muy breve para que las plantas hayan "capturado" completamente el aporte del relave, la mayoría de las plantas están con su sistema radicular parcial o totalmente en contacto con el relave que rodea a la casilla de plantación, lo que se pudo constatar al momento de realizar el muestreo de raíces. Sin embargo, hay que precisar que algunas plantas sujetas a monitoreo todavía tienen gran parte de sus sistema radicular confinado dentro de ésta, por lo tanto, lo que absorban podría no ser plenamente representativo del efecto del sustrato relave sobre la planta.

Si bien la dinámica de bioacumulación de la mayoría de las especies no es estable aún y los elementos presentan comportamientos diferentes según la especie y el tiempo transcurrido, se aprecian ciertas tendencias que permiten identificar los elementos en que hay que poner énfasis en el seguimiento (fundamentalmente Mn y Mo) y las variables del relave que conviene monitorear por su relación con la nutrición de las plantas y con la disponibilidad de elementos para las plantas (pH, fertilidad de macronutrientes P y K, cationes solubles, materia orgánica).



Con todos estos antecedentes, la experiencia de este ensayo puede contribuir al diseño de las próximas etapas de ampliación de la fitoestabilización, especialmente en la selección de especies y de enmiendas o acondicionadores.

### **Actividades desarrolladas**

Durante el período del ensayo se han realizado las siguientes actividades en el ámbito experimental:

#### **a) Línea base y muestreos de referencia**

- Muestreo de relave
- Muestreo de tejido vegetal
  - Tejido foliar de plantas del entorno del tranque Quillayes en dos estaciones del año, primavera y verano (valores de referencia)
  - Tejido foliar y radicular de plantas de vivero (valores de referencia)
- Medición inicial de variables de tamaño y estado de las plantas después de plantadas
- Muestreo de raíces de plantas del entorno (junio de 2013)

#### **b) Seguimiento**

- Muestreo de tejido vegetal (follaje y raíces) de plantas del ensayo sobre el tranque
  - Follaje muestreado estacionalmente: en temporada invernal (julio de 2012), primaveral (noviembre de 2012), estival (enero de 2013) y otoño (abril de 2013).
  - Raíces de plantas del ensayo sobre el tranque (mayo de 2013)
- Seguimiento de variables de tamaño y estado en plantas del ensayo (noviembre de 2012 y abril de 2013)
- Muestreo anual de sustrato relave en agosto de 2012 y en junio de 2013.

#### **c) Otros temas sujetos a evaluación o seguimiento (que brindan contexto al ensayo y aportan en la interpretación y discusión de resultados)<sup>1</sup>**

- Muestreo y caracterización de la enmienda compost
- Muestreo y caracterización química del material granular
- Determinación de espesor de material granular y relación con los bosquetes de plantación
- Registro de temperaturas en el área del ensayo (22 de mayo de 2012 en adelante)
- Registro y análisis de precipitaciones en la zona de Chacay (años 2012 y 2013)

---

<sup>1</sup> Adicionalmente durante algunos meses se midió la temperatura del suelo y la temperatura del agua de riego, así como el avance del frente húmedo en el perfil de suelo, para optimizar el riego.

- Registro temporal de humedad del suelo, temperatura del agua de riego y del suelo, para optimizar oportunidades de riego y horarios de riego.

## Diseño del ensayo

El diseño del ensayo contempló probar once especies arbóreas y arbustivas, mayoritariamente nativas, establecidas en cuatro tratamientos, que se detallan a continuación, además del seguimiento de la evolución del sustrato en estas situaciones:

- T0: Testigo sin plantación ni enmienda
- T1: Plantación sin acondicionamiento o enmienda
- T2: Plantación con compost como enmienda orgánica en la casilla
- T3: Plantación con plantas inoculadas con micorrizas (*Glomus intraradices*)

En cada tratamiento hubo seis repeticiones, distribuidas en tres bloques de 10 hectáreas cada uno (dos repeticiones por bloque). Las once especies probadas por este ensayo son: huingán, quillay, litre, maitén, talhuén, *Acacia saligna*, espino, algarrobo, pimienta, quilo y romerillo. Todas las plantas fueron producidas por un vivero de la CDS ubicado en Cuncumén, a aproximadamente 10 km del sitio de destino.

Las muestras de línea base de carácter referencial en tejido foliar se obtuvieron en dos estaciones del año: primavera y verano; y de dos fuentes: por un lado, plantas adultas del entorno, desde Chacay hasta Llimpo, en el valle de Cuncumén, y excepcionalmente hasta Los Vilos en el caso de *Acacia saligna*, dado que se trata de una especie exótica que no es abundante en la parte alta del valle. Por otro lado, se obtuvieron plantas juveniles del vivero de la CDS, con las que se pudo complementar el muestreo foliar con muestreo radicular.

El monitoreo de plantas del ensayo consideró muestreo foliar en cuatro estaciones del año y muestreo de sobrevivencia y desarrollo dos veces en el período del presente estudio: ocho y trece meses después de terminada la plantación, respectivamente. Por limitaciones en la disponibilidad de biomasa y escasez de ejemplares en la plantación, hubo tres especies (maitén, litre y quilo) que sólo pudieron ser muestreadas en el último monitoreo efectuado en el mes de abril de 2013 (estación otoño).

La línea base de sustrato relave se conformó por muestras compuestas obtenidas en tres sectores fuera del polígono del ensayo. El seguimiento de la condición testigo (relave con material granular, pero sin plantación), se realizó en tres sectores que rodean al polígono del ensayo.

A continuación se presentan los resultados más relevantes en los distintos componentes evaluados y al final del capítulo, se presenta una síntesis de resultados y evaluación global de la experiencia, con recomendaciones para futuras iniciativas.

### **Sustrato relave**

En su caracterización general base, el relave es de pH ligeramente ácido (6,1 en promedio) y no salino, de regular fertilidad, que en algunos casos incluso supera a la del material granular esparcido sobre el tranque, (como en los casos de Ca, Mg y K en sus formas solubles, S extractable, así como en P, K y B disponibles), con contenidos "normales" o suficientes de N disponible, P, K, Mg y Ca, y elevados de S. Con respecto a los micronutrientes, destacan los altos contenidos de Fe y Cu. Mo se encuentra en niveles relativamente altos en comparación con un suelo de tipo agrícola, pero en niveles usuales para un tranque de relave de cobre. Salvo el pH que resultó más ácido que lo esperado, el resto de la caracterización es coincidente con las descripciones disponibles en estudios previos hechos en el tranque de similares condiciones (El Chinche).

Destaca la variabilidad entre muestras de línea base con coeficientes de variaciones superiores al 50 % en muchas variables analizadas (materia orgánica, S extractable, Ca total, As total, Cd total, Fe disponible, Mn disponible, Zn disponible, B disponible, bicarbonato y las formas solubles de Fe, Mn, Cu, Zn, Mo, Ni, As, Hg, Pb y Se), lo que revela que si bien, en términos globales, el relave es un material relativamente homogéneo por su origen masivo y un proceso industrial constante, existen diferencias relevantes, a lo menos a nivel superficial (primeros 50 cm de profundidad).

Referente a los metales pesados, As y Cd se encuentran bajo el límite de detección y no representan inquietud alguna desde el punto de vista de contaminación de suelos. Los elementos Pb y Cr son detectados en los análisis, pero con valores despreciables. Hg se encuentra por debajo del umbral de riesgo de fitotoxicidad para plantas y por las condiciones aeróbicas del sustrato y de la rizósfera, por lo que las probabilidades de absorción por parte de las plantas son prácticamente nulas.

En el primer monitoreo, efectuado en agosto de 2012, al aplicar comparaciones estadísticas entre los distintos tratamientos, con un nivel de confianza del 95 %, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas para ninguna de las variables analizadas. En el segundo monitoreo, efectuado en junio de 2013, se detectaron diferencias en dos variables: materia orgánica y arsénico. La materia orgánica tiende a ser mayor en los tratamientos con plantación, por efecto del desarrollo de raíces que avanzan fuera de la casilla original; sin embargo, los contenidos encontrados son todavía muy bajos (0,3 a 0,6 %) en relación con los estándares de suelos productivos forestales o agrícolas (2 a 5 %). Respecto del resto de los elementos y en

particular de los metales pesados no esenciales, de acuerdo a la información disponible, los tratamientos, incluido el testigo, no inciden en el relave circundante.

El principal hallazgo hasta ahora es la rápida disminución de pH a través del tiempo en todos los tratamientos (T0, T1, T2 y T3). En el muestreo de línea base (febrero/octubre de 2012) el pH promedio fue 6,1; mientras que en el muestreo de agosto de 2012 el promedio disminuyó a 5,4 y descendió a 4,5 en junio de 2013. En otras palabras, en un período de aproximadamente un año y medio, el pH bajó poco más de un punto. Esta variable es relevante desde el punto de vista agronómico, pues determina la solubilidad de la mayoría de los metales, especialmente de los cationes.

Dados los contenidos altos de Fe, Cu y S en el relave (pirita y calcopirita), es de esperar que esta acidificación ocurra, pero al parecer está ocurriendo más rápido de lo esperado y no tiene relación con los tratamientos, ya que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre ellos en esta variable en ninguno de los monitoreos. En otras palabras, la inercia de acidificación del relave avanza independientemente de las enmiendas o del efecto de la plantación o el riego.

Respecto a la fertilidad, la caracterización del relave refleja que, en su condición actual, no es un mal sustrato para recibir plantas; sin embargo, los dos macronutrientes principales, N y P, tienden a disminuir en el tiempo.

#### **Datos de referencia de contenidos foliares en plantas del entorno**

No se encontraron grandes diferencias entre las concentraciones de verano respecto de primavera; algunas especies acumulan más un elemento en primavera que en verano, pero con otros elementos se observó lo inverso. No hay una constante que permita establecer que en alguna de estas estaciones del año se produce una mayor concentración genérica de elementos en el follaje. Destaca la acumulación de Mo en las tres leguminosas algarrobo, espino y acacia saligna, y de Cu en espino, respecto del resto de las especies.

#### **Datos de referencia de contenidos en follaje y raíces de plantas de vivero**

Los macronutrientes y en cierta medida Mn, tienden a presentar concentraciones más elevadas en el follaje que en las raíces. Los micronutrientes y en particular el Cu y el As, tienden a estar en mayor concentración en las raíces que en el follaje de plantas de vivero o de plantas adultas del entorno, en todas las especies evaluadas. Las concentraciones de todos los elementos en follaje, salvo Mn, no difieren mayormente entre plantas de vivero y plantas del entorno.

## Monitoreo de concentración de elementos en follaje de plantas del ensayo

En general, luego de analizar los monitoreos de cuatro estaciones del año (invierno, primavera, verano y otoño), y habiéndose cumplido casi un año y medio desde que las plantas fueron plantadas en el relave, no se verifica influencia de los tratamientos en la composición foliar de las especies evaluadas.

Disponiendo ya de cuatro muestreos en un período de seguimiento de nueve meses (julio de 2012 a abril de 2013), se constata la influencia del factor "tiempo" en la bioacumulación de determinados elementos, en algunas o todas las especies. El factor tiempo está intrínsecamente ligado al concepto de bioacumulación, no sólo por la acumulación progresiva en los órganos perennes de la planta, sino por la expansión del sistema radicular de manera proporcional a la edad de la planta, lo que determina que las raíces se desarrollan cada vez más directamente en el relave.

Cada especie demostró tener un comportamiento diferente frente a determinados elementos y no existe un comportamiento común de todas las especies frente a un elemento; en otras palabras, no existe una "especie excluyente ideal" con bajas concentraciones frente a todos los elementos o una especie que tienda a absorber todos los metales tanto esenciales como no esenciales y que pueda ser inmediatamente descartada por ello.

Hasta la fecha del último monitoreo, los elementos no esenciales para las plantas, que son los más críticos desde el punto de vista de las aprensiones ambientales y de salud pública, no se bioacumularon en ninguna de las especies ensayadas, y las concentraciones más altas que se encontraron en alguno de los monitoreos (plomo en espino y algarrobo), estuvieron dentro de los rangos normales y muy por debajo de los umbrales de riesgo para las plantas.

Los tratamientos afectan muy poco las diferencias de absorción y concentración de los distintos elementos analizados en las especies evaluadas. Comparado con el factor "especie", en que se presentan diferencias notables de concentración entre especies, el factor "enmienda" es irrelevante. Sin embargo, la influencia de los tratamientos en una mayor absorción de algún elemento, cuando se produce, está asociada con las enmiendas o acondicionadores (T2 y T3) y se produce en especies leguminosas en todos los casos. En el muestreo de invierno no hubo diferencias estadísticamente significativas para ninguna variable entre los distintos tratamientos y especies, salvo en el caso de Zn y K en follaje de acacia saligna en que el tratamiento compost supera al testigo en ambos casos. En el monitoreo de primavera ocurrió algo similar, en que los tratamientos no influyeron en la absorción de ninguno de los elementos, con la excepción de Cu en la especie espino, en que el tratamiento de enmienda con micorrizas superó al testigo y al tratamiento con compost. En el monitoreo de verano, sólo la especie algarrobo expresó diferencias entre tratamientos ( $T2 > T1$  y  $T3$ ), para la variable Zn, mientras que en el monitoreo de otoño tanto algarrobo como acacia saligna expresaron mayor

concentración de Zn en el tratamiento 2, mientras que T2 superó al resto de los tratamientos en la concentración de Mo en litre y T3 superó a los otros tratamientos en la concentración de Cr en acacia saligna.

En general, las especies leguminosas de más rápido crecimiento y desarrollo radicular, acacia saligna y algarrobo, así como el tratamiento 2, son los que más se relacionan con las diferencias detectadas entre tratamientos.

La siguiente tabla resume las concentraciones específicas que se han registrado para los metales evaluados en follaje. En rojo se destacan las especies que sobresalen respecto del resto en cuanto a concentración, y en amarillo las que le siguen o que han presentado alguna diferencia sobre el resto, pero muy menor o poco sostenida en el tiempo.

**Tabla 1.1. Resumen gráfico de tendencia en concentraciones de metales según especie**

METAL	ESPECIE							
	Acacia saligna	Algarrobo	Espino	Maitén	Quilo	Romerillo	Pimiento	Huingán
Manganeso	AM						R	AM
Zinc	AM	AM	AM	R	R			
Cobre	AM	R						
Molibdeno	R	AM						
Arsénico								
Plomo		AM	R					
Cromo			R					
Cadmio				AM		R		
Mercurio								

Se aprecia en la tabla anterior que no hay una única especie que concentre la acumulación de todos los elementos. Sin embargo, destacan las tres leguminosas (acacia saligna, algarrobo y espino) que de alguna manera están más presentes en los primeros o segundos lugares de concentración de tres o cuatro elementos. A pesar de lo anterior, hay que considerar que, salvo molibdeno, siempre se está frente a valores de concentración bajo umbrales de riesgo de toxicidad para las plantas.

Lo anterior complejiza la selección de especies ya que algunas con muy buenos atributos de crecimiento y desarrollo, como acacia saligna y algarrobo son también muy dinámicas en cuanto a absorción de algunos elementos.

De entre todos los elementos evaluados, Mo y Mn son los que están mostrando una tendencia de bioacumulación más marcada, creciente en el tiempo, con valores que superan los umbrales referenciales de riesgo de fitotoxicidad en el caso de Mo. Destacan las especies *Acacia saligna* y algarrobo, que en el último monitoreo (abril de 2013) alcanzaron concentraciones de 240 mg/kg y 93 mg/kg, respectivamente. Como referencia, los niveles considerados de riesgo varían ampliamente según la especie o tipo de plantas (cereales, leguminosas, hortalizas), pero se sitúan entre 100 y 200 mg/kg. Las concentraciones en follaje de plantas del ensayo superan a las concentraciones en las mismas especies en vivero o en el entorno, revelando la vinculación entre el sustrato relave y la absorción de este elemento, ya que la concentración de Mo en el relave es superior a la encontrada en el material granular depositado sobre el tranque y a los contenidos usuales en suelos agrícolas.

En el caso del Mn, para una misma especie, presenta variaciones entre plantas de vivero, del entorno y del ensayo, siendo las concentraciones siempre superiores en las plantas que crecen en el tranque respecto del vivero y del entorno (salvo una excepción en talhuén en el primer monitoreo). Esta diferencia se acentúa muestreo tras muestreo, incrementándose la concentración en las plantas que crecen en el tranque de relave en más del doble entre el monitoreo de invierno y el de verano, llegando seis especies a superar los 100 mg/kg y tres de ellas (acacia saligna, huingán y pimienta) a superar en todos los tratamientos los 150 mg/kg, mientras que en el último monitoreo (otoño de 2013), se alcanzaron concentraciones superiores a 250 mg/kg en tres especies (acacia saligna, pimienta y quilo). Estos valores, a pesar de su incremento sostenido, aún se encuentran dentro de rangos normales (hasta 500 mg/kg) y por debajo de los umbrales de toxicidad (1000 a 3000 mg/kg).

### **Monitoreo de concentración de elementos en raíces**

El N es más abundante en follaje que en raíces, para todas las especies y todos los tratamientos. Lo mismo ocurre con Mn entre los micronutrientes. Los otros dos macronutrientes principales analizados, P y K, están relativamente balanceados en su concentración en follaje respecto de raíces. Lo mismo ocurre en cierta medida con Zn. Con excepción de Mo en acacia saligna y algarrobo, todos los demás elementos analizados en este ensayo (Mo, Cu, Pb, Cd, Cr, As y Hg) presentan mayor concentración en raíces que en follaje, lo cual demuestra que en todas las especies evaluadas, las raíces actúan en cierta medida como barreras o filtros retenedores de estos elementos.

Referente al efecto de los tratamientos, el tratamiento 2 (compost en la casilla) está determinando una mayor acumulación en raíces para la mayoría de las especies de los siguientes elementos: P, K, Zn, Cr y Pb. Esto se debería a la incidencia que tiene en la reducción de pH en la rizósfera (concentrada en la casilla) el proceso de descomposición y mineralización de la materia orgánica y al aporte de estos elementos por parte del compost.

En todas las especies y todas las instancias de muestreo (plantas de vivero, plantas adultas del entorno y plantas del ensayo), hay una marcada tendencia a retener Cu en las raíces. Las concentraciones más altas se han encontrado en raíces de plantas adultas del entorno, respecto de las mismas especies en el ensayo y en el vivero (salvo algarrobo y T3 en quilo), lo que podría deberse al mayor tiempo (edad) de vida de las raíces en suelos que además se estima serían ricos en cobre (por la proximidad a la zona mineralógica de Los Pelambres). Las especies que fijan más cobre en sus raíces son huingán y maitén (promedio de los tres tratamientos). En quillay no se alcanzan concentraciones tan elevadas, pero las raíces actúan como una barrera muy efectiva, reduciendo notablemente la concentración en follaje.

En relación al Zn, en todas las especies la acumulación es mayor en el T2 respecto a los otros tratamientos, aunque en algunas especies estos valores son inferiores a los alcanzados en plantas de vivero y del entorno.

Respecto a Mn, lo más destacable es que las mayores concentraciones se registran en plantas del entorno y que es un elemento que en todas las especies presentan mayor concentración en follaje que en raíces.

En el caso de Mo hay una concentración en raíces muy superior en las plantas del ensayo respecto a las mismas especies en el entorno y en el vivero. Entre tratamientos no hay diferencias significativas. Las especies que más acumulan en raíces son acacia saligna, maitén, huingán, espino, quilo y quillay. De estas, a excepción de acacia saligna y algarrobo, todas presentan concentraciones más altas en raíz respecto a follaje (tendencia a la fijación radicular), destacando maitén con la mayor concentración relativa en raíz respecto a follaje.

Maitén es la especie con más alta concentración de Zn, Pb, Cr, Cd, As y Hg en raíz, respecto de las otras especies y no hay ningún tratamiento que esté incidiendo en una mayor acumulación. Todas las especies acumulan más Cd en raíces que en follaje.

En el caso de Cr, en todas las especies el tratamiento T2 produce las concentraciones más altas en raíz, que superan en todos los casos a las concentraciones en raíces de plantas del



entorno y al resto de los tratamientos. En todas las especies, este elemento es fijado en mayor concentración en raíces que en follaje.

En el caso del As, las concentraciones en raíces de plantas del vivero superan largamente a las concentraciones encontradas en plantas del entorno y del ensayo. En las plantas del ensayo no hay acumulación de este elemento en el follaje y las concentraciones en raíz son muy bajas.

La concentración de Hg en las raíces de plantas del ensayo es más alta que la concentración en plantas del entorno, aunque siempre bajas respecto a rangos normales o umbrales de riesgo. Entre las especies estudiadas destaca el maitén con la más alta concentración relativa en raíces. Hay que señalar que en follaje, salvo quilo, no se registraron acumulaciones de este elemento.

### **Sobrevivencia y desarrollo**

Se monitoreó la sobrevivencia y mortalidad por especie y por tratamiento, el crecimiento en altura, el diámetro de tallo en la base (DAC), el estado general de la planta, la arquitectura o forma de desarrollo y el estado fenológico. La sobrevivencia global (todas las especies) fue medida a través de censos mensuales y de inventarios anuales, con resultados coincidentes. Al término del ensayo, la sobrevivencia fue de 99,2 %, en otras palabras, una mortalidad menor al 1%, lo que se considera como despreciable. De acuerdo a la experiencia del equipo consultor, en general las forestaciones con especies nativas en la zona central de Chile suelen tener mortalidades de entre 20 y 25 %, por lo que un 99 % de sobrevivencia global es muy positivo y destacable.

Si bien todas las especies han dado resultados satisfactorios en términos de la sobrevivencia, se destaca que quilo, maitén, litre y talhuén son las que presentan menor sobrevivencia, pero siempre sobre 90 % (salvo maitén con 87 %). (Tabla 1.2). Estadísticamente, sólo maitén y talhuén difieren del resto de las especies en cuanto a mortalidad/sobrevivencia. Los valores más altos de sobrevivencia se obtuvieron en algarrobo, espino y romerillo, todas especies rústicas y muy tolerantes a la sequía.

**Tabla 1.2. Porcentajes de sobrevivencia por especie**

ESPECIE	SOBREVIVENCIA (%)
Acacia saligna	99,8
Algarrobo	100,0
Espino	99,9
Huingán	99,5
Litre	97,5
Maitén	87,0
Pimiento	99,8
Quillay	99,2
Quilo	97,5
Romerillo	99,9
Talhuén	97,1

Al evaluar el efecto de los tratamientos sobre la variable mortalidad para todas las especies involucradas en el ensayo, se comprobó que no hubo influencia estadísticamente significativa. Respecto de la influencia de los tratamientos sobre el crecimiento de las plantas, se observó que la aplicación de compost influye positivamente en el incremento de la altura, DAC y el estado de vigor, mientras que la inoculación con micorrizas sólo influye positivamente en estas dos últimas variables.

La especie que mostró el mayor crecimiento en altura fue acacia saligna, y en segundo lugar las especies algarrobo, quilo y romerillo. Por su parte, espino fue la especie que registró el menor crecimiento en altura. El mayor desarrollo de copa entre las especies del ensayo fue registrado para quilo y en segundo lugar para huingán. Las especies que mostraron el mayor crecimiento en DAC fueron acacia saligna y romerillo y en segundo lugar las especies pimiento y huingán. Por su parte, espino fue la especie que registró el menor incremento en DAC.

El crecimiento ha sido satisfactorio, presentando sólo algunos inconvenientes de marchitez y aumento de mortalidad durante los meses de febrero y marzo del presente año, período que coincide con el final del verano, así como en julio de 2012 durante un episodio de ausencia de precipitaciones y elevadas temperaturas. En un período de ocho meses posterior a la plantación (mayo a diciembre de 2012), la mortalidad promedio mensual fue de 6 ind/mes, mientras que en los tres meses siguientes, coincidentes con el verano precordillerano (enero a marzo de 2013), este valor ascendió a 37 ind/mes. Sobre la base de las correlaciones efectuadas entre mortalidad y factores ambientales (temperatura y precipitaciones), se concluye que el verano es la estación más adversa para la sobrevivencia de las plantas, superando hasta ahora en

influencia desfavorable al período invernal, que podría ser crítico por las bajas temperaturas y heladas. Esto es un indicador o señal a tener en consideración, respecto de la incidencia en la mortalidad que podría tener la falta de agua en el verano en caso de abandono de la plantación.

En el presente ensayo, los daños mecánicos por nieve han sido acotados y no constituiría un factor adverso en términos de sobrevivencia o estado general de las plantas, siendo acacia saligna la especie más afectada por desganches ocasionados por la nieve.

En términos del estado fenológico de las plantas, la especie más precoz (floración, fructificación, semillación) según los registros fue romerillo y en segundo lugar quilo y maitén. La precocidad es un atributo positivo para especies empleadas en fitoestabilización, pues demuestra que pueden completar sus ciclos vitales con normalidad y tienen mayor probabilidad de generar descendencia y auto regeneración una vez abandonado el mantenimiento artificial. Esta precocidad aumenta con el aporte de compost en pimiento y huingán, mientras que la inoculación con micorrizas sólo afecta la precocidad de este último.

Respecto del estado fitosanitario y fisiológico, cerca de un tercio de las plantas monitoreadas presentaron algún “defecto” o situación anómala. El estado general de la plantación ha tendido a descender levemente en el último monitoreo, respecto de noviembre del año pasado, aumentando la proporción de individuos catalogados como de “regular estado” y disminuyendo los de estados “bueno” y “muy bueno”. Las especies que al final del ensayo presentaban la mejor condición general fueron espino, algarrobo y talhuén, mientras que quillay y pimiento eran las con mayor proporción de individuos en categoría “regular”.

### **Selección de especies**

De acuerdo a un análisis integrado de todos los atributos deseables para las especies evaluadas en el ensayo y considerando las concentraciones en follaje hasta ahora encontradas en las distintas especies, se elaboró una matriz de atributos con puntajes para facilitar la selección. Los atributos incluidos fueron los siguientes:

- Origen autóctono o local
- Tolerancia a la sequía
- Tolerancia a las heladas
- Rapidez de crecimiento
- Arquitectura rastrera o postrada
- Autofertilización (relaciones simbióticas)
- Autopropagación
- Facilidad de viverización

- Presencia/exclusión de metales en el follaje
- Retención en raíz de elementos no esenciales

Si bien este análisis no asigna coeficientes que ponderen de diferente manera cada atributo, es una manera de aproximarse a una evaluación más sistemática y de reducir los sesgos subjetivos en la selección. De acuerdo a esto, las especies que podrían permanecer en futuras plantaciones de fitoestabilización serían las siguientes (en orden de preferencia):

- Quilo
- Romerillo
- Espino
- Quillay
- Huingán
- Algarrobo
- *Acacia saligna*

Las especies que habría que descartar son litre, pimienta, talhuén y maitén.

Es importante señalar que el orden de las especies seleccionadas puede variar en el tiempo, en la medida que éstas modifican su dinámica de crecimiento y desarrollan más profundamente su sistema radicular, así como en la medida que transcurre el tiempo y se generan relaciones de simbiosis más desarrolladas y estables con microorganismos del sustrato. Además, cabe destacar que se debe tener especial cuidado en el seguimiento de las leguminosas, por la afinidad que han mostrado con la absorción de ciertos elementos.

También hay que considerar que *acacia saligna* tiene un mal desempeño frente a las heladas intensas y frente a la nieve cuando ésta es copiosa, por lo que no es sustentable en el tiempo, pero sí constituye una fuente de producción natural de biomasa que puede aportar mucho en fases iniciales de la fitoestabilización, para luego ser reemplazada por otras especies más longevas y estables en el tiempo.

## Recomendaciones

Dada la estrecha correlación entre la bioacumulación y el factor tiempo (o edad de las plantas y su exploración radicular creciente en el relave), es aconsejable continuar con el seguimiento para disponer de antecedentes de concentración en un escenario en que las plantas estén plenamente establecidas y con sus raíces mayoritariamente fuera de la casilla original de plantación.

En relación con las micorrizas, dado que se trata de un factor difícil de diagnosticar visualmente y debido a la escasa investigación disponible en Chile con especies nativas, se recomienda profundizar en el estudio de las cepas más idóneas de estos hongos y realizar un análisis microbiológico para verificar que haya ocurrido efectivamente la inoculación en las especies del tratamiento 3.

La materia orgánica es fundamental para la recuperación de terrenos degradados en general y particularmente para la fitoestabilización de un tranque de relave, no sólo por su aporte a la fijación de cationes metálicos, sino por el aporte a la sustentabilidad como reserva nutricional y biológica para la conformación de un suelo funcional. Los resultados del ensayo demuestran que su aplicación no incide adversamente en la evolución química del relave ni en la bioacumulación de metales en las plantas. Por ende, podría probarse tanto una mayor cantidad como una manera diferente de aplicarla sobre el tranque de relave, tendiente a que quedara uniformemente distribuida sobre toda la superficie e incorporada mediante alguna rastra superficial. Esto favorecería su acción en una extensión mayor y no sólo en los puntos discontinuos que representan las casillas.

El pH del relave es una variable muy relevante en el comportamiento de las plantas en la fitoestabilización. Es necesario mantener un monitoreo a lo menos semestral de esta variable y eventualmente considerar alguna enmienda calcárea para atenuar la oxidación del sustrato, en las siguientes fases de expansión de la fitoestabilización (enmiendas de carácter preventivo).

La plantación asociada al ensayo no ha sido fertilizada hasta la fecha y tanto en los análisis de suelo como de follaje más recientes, ha comenzado a evidenciarse un descenso en los contenidos de N y P, en este sentido se recomienda fertilizar a partir de septiembre con fuentes que aporten estos elementos, vía riego, a lo menos dos veces en la temporada de crecimiento.

Relacionado con lo anterior, sería conveniente mantener el seguimiento de estos dos elementos, tanto en suelo como en follaje, con una frecuencia a lo menos semestral.

Finalmente, se recomienda incorporar al ensayo algunas de las especies que han colonizado espontáneamente la superficie del tranque, de modo de contar con información de su composición química (follaje y raíces) y comportamiento bajo condiciones de manejo.

## 2. INTRODUCCION

Los alcances del presente estudio se enmarcan dentro de los compromisos ambientales asumidos por Minera Los Pelambres (MLP), en lo referente al cierre del Tranque Quillayes mediante fitoestabilización. Este tranque se ubica en la parte alta del valle del río Choapa, dentro del recinto industrial de MLP, cerca de la localidad de Cuncumén, comuna de Salamanca, Provincia del Choapa, Región de Coquimbo (Figuras 2.2 y 2.3).

De acuerdo a la experiencia del consultor, así como las definiciones descritas en la literatura nacional y mundial, la fitoestabilización es un concepto que abarca una serie de intervenciones sobre un pasivo ambiental, que conllevan a impedir o mitigar la migración de elementos o contaminantes fuera de los límites del pasivo, de manera sustentable en el tiempo. Es una técnica biológica para reducir las externalidades negativas de un pasivo ambiental, como la erosión eólica (dispersión de material particulado), hídrica (arrastre de sedimentos mediante la escorrentía superficial), la dispersión química (migración de elementos hacia cuerpos de agua superficiales o subterráneos, ingreso de éstos a la cadena trófica), inestabilidad mecánica superficial (movimientos en masa, deslizamientos), impacto paisajístico y pérdida de recursos ecosistémicos (Figura 2.1). Las variables ecológicas y paisajísticas (entendidas como el arreglo ecosistémico sobre el territorio), son importantes porque se relacionan con la sustentabilidad del sistema, lo cual es un requisito de primera importancia para que esta solución sea autorizada como parte de un cierre sustentable de largo plazo del pasivo minero y es una condición elemental de un cierre sustentable (Dietz y Schnoor, 2001; Mendez y Maier, 2008; Nichols y Latham, 2007; SKM Minmetal, 2007; Berti y Cunningham, 2000; Ginocchio y León-Lobos, 2007; Martin y Ruby, 2004; Zhou et al. 1999, Petrisor et al. 2004; Piha et al. 1995..

**Figura 2.1. Esquema de la reducción de externalidades negativas y funciones ecológicas mejoradas a consecuencia de la fitoestabilización**

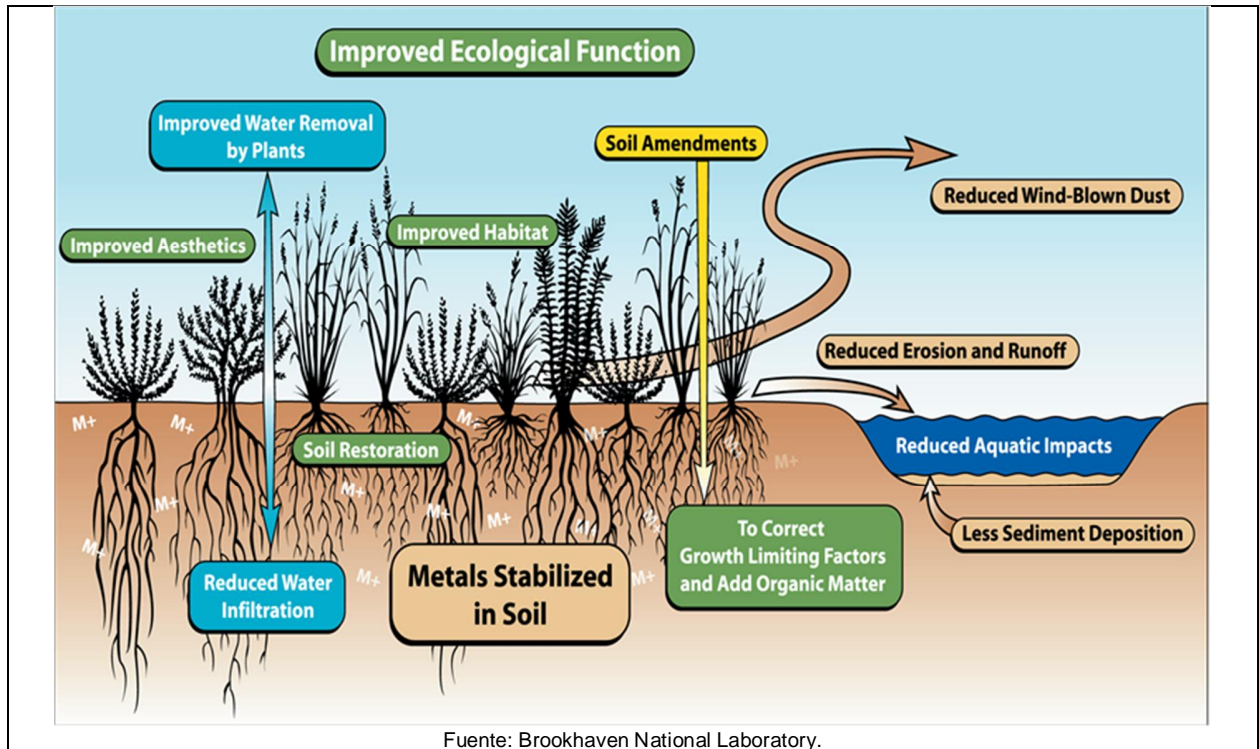
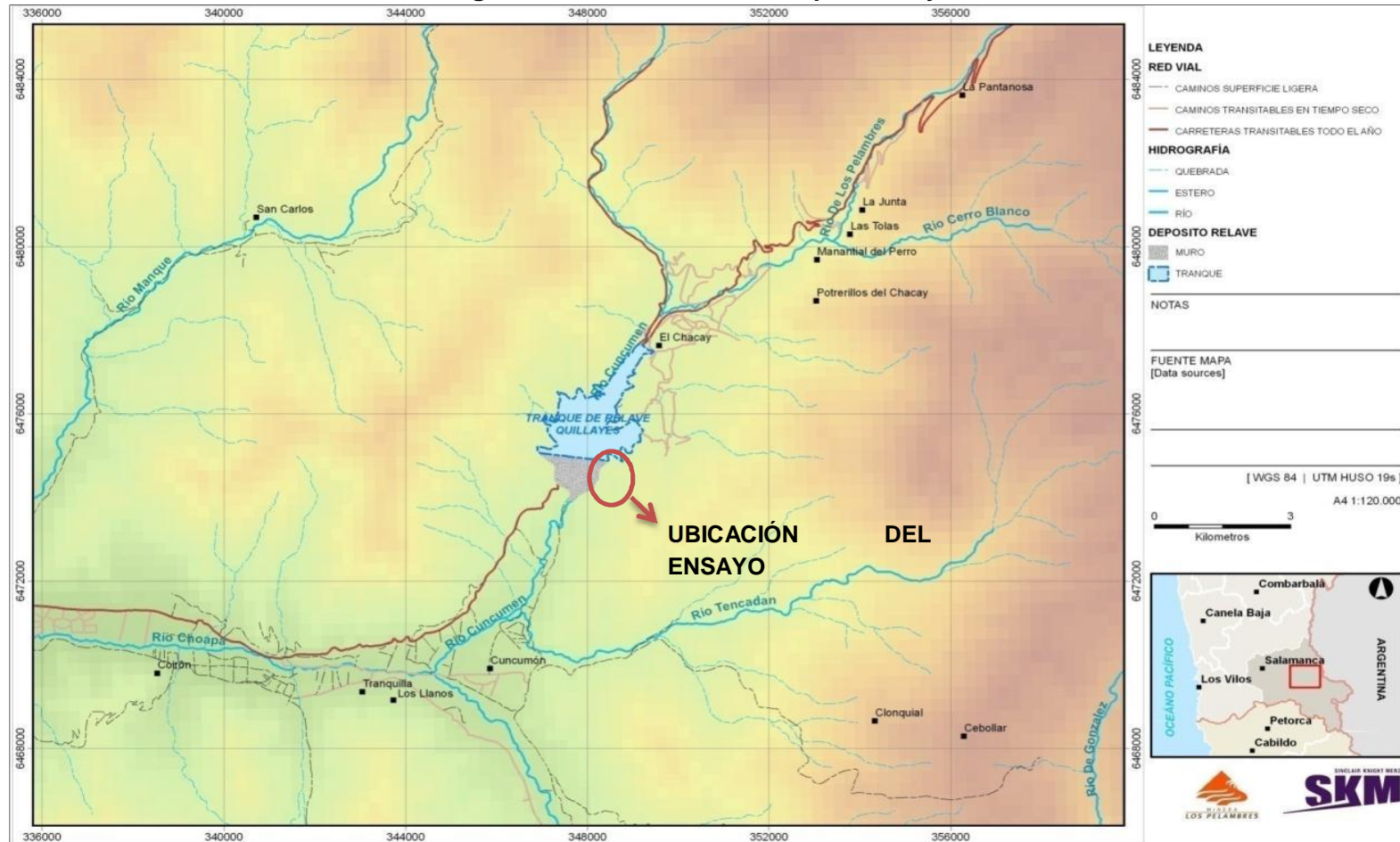


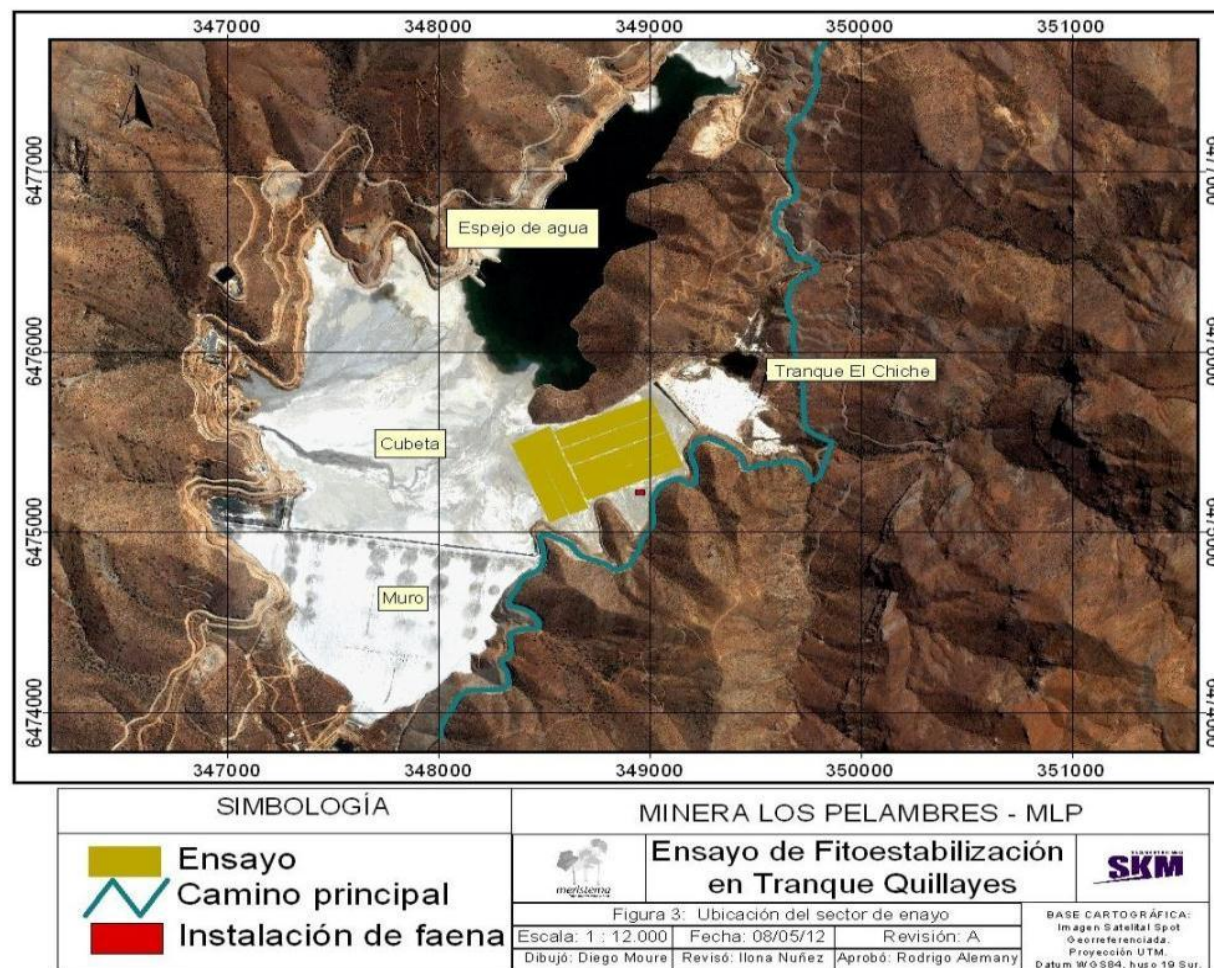


Figura 2.2. Ubicación del tranque Quillayes





**Figura 2.3: Ubicación del lugar de emplazamiento del ensayo sobre el tranque Quillayes**



### **3. OBJETIVOS DEL ENSAYO**

#### **I. Objetivo general**

Evaluar a escala piloto distintas especies vegetales y enmiendas o acondicionadores de plantación en un esquema de fitoestabilización que luego pueda ser aplicado al resto de la superficie del tranque Quillayes, de manera segura y sustentable en el tiempo.

#### **II. Objetivos específicos**

- Probar distintas especies vegetales (once) que puedan utilizarse en la fitoestabilización masiva o ampliada del tranque Quillayes.
- Probar el efecto de dos enmiendas o acondicionadores de plantación (compost y micorrizas) en el desarrollo de las plantas.
- Evaluar el efecto del establecimiento de la vegetación sobre la composición química del relave (fertilidad y disponibilidad de elementos químicos).
- Probar un esquema de establecimiento y manejo de plantación que sirva para evaluar y proyectar la ampliación de la fitoestabilización a mayor escala sobre el tranque.

## 4. METODOLOGIA

### 1.1 DEFINICIÓN DE TRATAMIENTOS

La condición considerada "base" en el presente ensayo corresponde al relave cubierto por una capa de material granular de un espesor variable entre 15 y 30 cm aproximadamente, obtenido de los cerros que circundan al tranque. Desde el punto de vista de la intervención de esta condición base, los tratamientos corresponden a la plantación de once especies vegetales diferentes, regadas por goteo y plantadas en casillas con tres opciones de acondicionamiento, entendido éste como la adición de una enmienda (compost) o la inoculación de la planta con micorrizas. Los tratamientos que componen el ensayo se definen a continuación:

- **T0:** Testigo, correspondiente al relave sin plantación ni influencia cercana de plantas o de riego.
- **T1:** Plantación sin acondicionamiento o enmienda. Es lo que suele denominarse tratamiento "control".
- **T2:** Plantación con enmienda orgánica, consistente en 14 L de compost dispuesto en la casilla al momento de plantar.
- **T3:** Plantación con plantas inoculadas en el vivero con micorrizas de la especie *Glomus intraradices*.

Cada tratamiento está repetido seis veces en el área de ensayo, según se aprecia en la Figura 4.1. Las especies que componen la plantación se presentan en la Tabla 4.1. A modo de referencia para el presente estudio, la caracterización física y química del material granular y del compost se presentan en el Anexo 4.

**Tabla 4.1. Cantidad de plantas por especie en el ensayo de fitoestabilización**

Especie		Cantidad
Nombre común	Nombre científico	
Acacia saligna	<i>Acacia saligna</i>	544
Algarrobo	<i>Prosopis chilensis</i>	2.517
Espino	<i>Acacia caven</i>	1.879
Huingán	<i>Schinus polygamus</i>	7.403
Litre	<i>Lithrea caustica</i>	36
Maitén	<i>Maytenus boaria</i>	306
Pimiento	<i>Schinus molle</i>	1.852
Quillay	<i>Quillaja saponaria</i>	2.090
Quilo	<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	36
Romerillo	<i>Baccharis linearis</i>	6.182
Talhuén	<i>Talguenea quinquinervia</i>	2.835
<b>Total</b>		<b>25.680</b>

De esta lista anterior, cabe mencionar que la especie *Acacia saligna* es la única exótica (origen australiano), mientras que *Schinus molle* es considerada nativa de Chile, pero no autóctona o natural de la IV Región.

Por otro lado, se realizó un proceso de inoculación con micorrizas, cuya descripción metodológica se presenta a continuación.

#### 4.1.1 Inoculación de plantas con micorrizas

La inoculación con micorrizas se realizó en el vivero mediante aspersión planta a planta en la base del tallo y tierra superficial de la bolsa y no a las plantas una vez plantadas en el tranque de relave, por la mayor eficiencia y grado de control sobre la aplicación, y por encontrarse las plantas concentradas en un pequeño espacio. Las plantas inoculadas fueron demarcadas para que no se confundieran con el resto y al momento de despacharlas a terreno, iban nuevamente marcadas las jabas de transporte, para asegurar que su destino fuese el tratamiento asociado a micorrizas (T3). La eficiencia estimada de inoculación también aumenta ya que las condiciones del vivero resultan más favorables para la penetración de la micorriza en profundidad. La solución acuosa que porta los inóculos se aplica cerca del tallo y raíces de las plantas y el ambiente del vivero, en que se riega con frecuencia y no hay viento ni insolación directa, favorece la sobrevivencia inicial de los inóculos fúngicos. La aplicación de fungicidas en el vivero se encontraba suspendida y no se volvieron a aplicar tras la inoculación.

Las micorrizas empleadas en este ensayo corresponden a la cepa *Glomus intraradices*, proveniente de bosques nativos chilenos, propagada en los laboratorios de la empresa de biotecnología Mikro-Tek en Canadá, y luego importada a Chile nuevamente. Esta cepa se está utilizando exitosamente en plantaciones de quillay (*Quillaja saponaria*), eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y pino insigne (*Pinus radiata*) (Chakravarty et al, 2001; Kean et al, 2006). La cepa seleccionada fue obtenida de bosques nativos mixtos, del tipo esclerófilo, en que están representadas varias familias y géneros.

Las micorrizas fueron importadas desde Canadá (en caja térmica fría) y se mantuvieron almacenadas en refrigerador a una temperatura de aproximadamente 4° C hasta su transporte y aplicación en el vivero de la CDS en Cuncumén. El contenido de micorriza en el envase permitía inocular 8500 plantas, por lo que lo primero fue dividir el volumen por esta cantidad y así conocer la dosis unitaria. Posteriormente, se realizó una prueba de vaciado de volumen adecuado por bolsa (o planta) y se relacionó con el volumen de la bomba espalda. Estas fueron lavadas antes de usarse y se les removieron las boquillas y filtros, para no obstaculizar el flujo con las micorrizas.



Fotos 1 a 3: A la izquierda, envase contenedor de las micorrizas disueltas en agua destilada; al centro, en el vivero de la CDS con el contenedor frío empleado para su transporte a Cuncumén y jeringa grande para dosificar a la bomba espalda; a la derecha, personal de SKM y del vivero aplicando en cada tramo de platabanda destinado a tratamiento con micorrizas.

## 1.2 DISEÑO EXPERIMENTAL

El área de emplazamiento del ensayo se ubica en una sección seca del tranque de relave, adyacente al tranque El Chinche (ver Figura 2.3), que permite operar con maquinaria pesada y con buena accesibilidad para el montaje y seguimiento posterior.

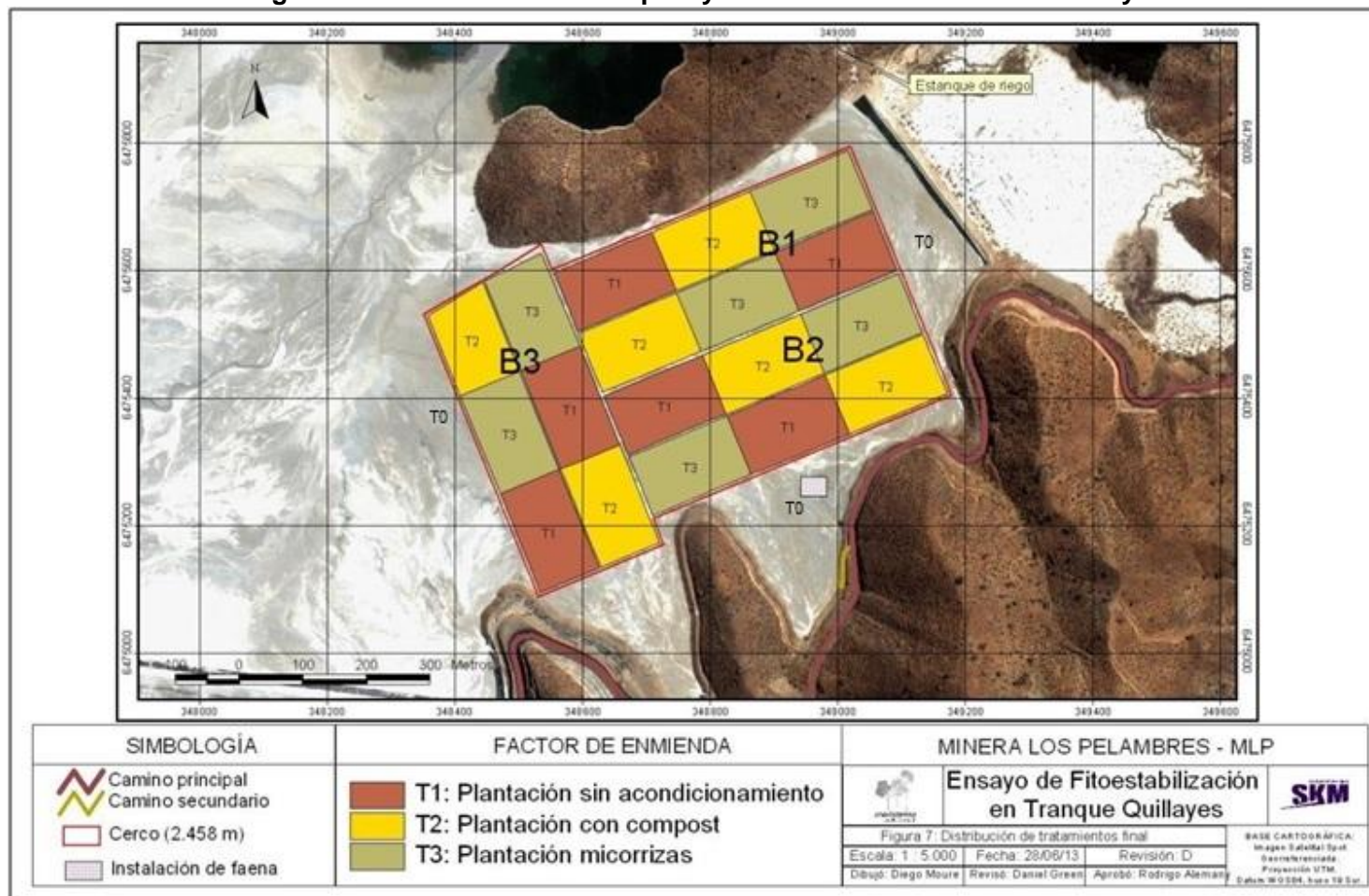
Las condiciones del área de ensayo se consideran heterogéneas, tanto en lo relacionado con el viento (que se concentra de manera variable según esté más cerca o lejos del muro) como en lo relacionado con el material granular depositado sobre el relave, con texturas edáficas variables (desde la arcilla a la arena), dadas las variadas profundidades de las que se fue extrayendo el material de los cerros aledaños. La superficie que recibió la primera capa de suelo más desarrollado, con más materia orgánica y textura más franca, difiere de la superficie que recibió la roca molida de los horizontes más profundos de excavación. Esto se aprecia empíricamente en la diferencia de colores del material y en la variedad y cantidad de plantas que germinan en los distintos sectores del área de ensayo. Para contrarrestar este hecho, se dividió el área del ensayo en tres bloques de aproximadamente 10 ha cada uno (Figura 4.1), y se distribuyeron los tratamientos de manera repartida en toda la superficie del ensayo, de modo de abarcar las variaciones existentes en las características del material granular.





Fotos 4 y 5: Panorámica en que se aprecia la ubicación del área de emplazamiento del ensayo, colindante con el tranque El Chinche (izquierda) y que revela las variaciones del material granular dispuesto sobre el tranque.

**Figura 4.1. Distribución de bloques y tratamientos en el área de ensayo**



### 1.3 VARIABLES DE MEDICIÓN Y SEGUIMIENTO

El ensayo contempla mediciones de línea base y otras de carácter referencial, con el objetivo de disponer de referencias para comparar la evolución de los tratamientos, así como seguimientos o monitoreos con una periodicidad que varía en función de los parámetros de que se trate, según se aprecia en la Tabla 4.2.

**Tabla 4.2. Variables y periodicidad de los monitoreos a los distintos componentes del estudio de línea base y seguimiento del ensayo**

TIPO	COMPONENTE		VARIABLES	PERIODICIDAD
<b>Línea base</b>	Sustrato (relave)		Macro y micronutrientes, materia orgánica, contenido de metales, salinidad y alcalinidad	Una vez
	Tejido vegetal	Vivero	Macronutrientes y contenido de metales seleccionados	Una vez
		Plantas del entorno		Primavera y verano
	Sobrevivencia y desarrollo de plantas		Diámetro de cuello (DAC), altura, estado general de vigor y sanidad, arquitectura, estado fenológico	Una vez post plantación
<b>Seguimiento del ensayo</b>	Sustrato (relave)		Macronutrientes, materia orgánica, contenido de metales, salinidad y alcalinidad	Anual
	Tejido vegetal		Macronutrientes y contenido de metales seleccionados	Estacional (invierno, primavera, verano y otoño)
	Sobrevivencia y desarrollo		Sobrevivencia, diámetro de cuello (DAC), altura, diámetro de copa, estado general, arquitectura y estado fenológico	Semestral, de preferencia post invierno y post verano (períodos críticos para las plantas)

### 1.4 MEDICIONES Y ANÁLISIS DE LÍNEA BASE

#### 3.1.1 Línea base de sustrato relave

La condición “base” u original del tranque de relave Quillayes corresponde al relave puro. Esa puede considerarse la condición de partida o “situación sin proyecto”, medido o analizado antes de plantar o en un sector cubierto con material granular sin influencia de las plantas (plantadas o de regeneración natural) o del sistema de riego. Desde el punto de vista del ensayo, la



condición base corresponde al relave cubierto con una capa de material granular, pero sin plantación.

Las muestras de línea base de relave fueron obtenidas fuera del polígono del ensayo. Se analizaron tres muestras compuestas por ocho sub muestras. Cada muestra compuesta equivale a una repetición. La ubicación de los muestreos se aprecia en la Figura 4.2. Las muestras fueron obtenidas en dos oportunidades, primero en febrero del 2012 y luego en octubre del mismo año, para completar tres repeticiones.

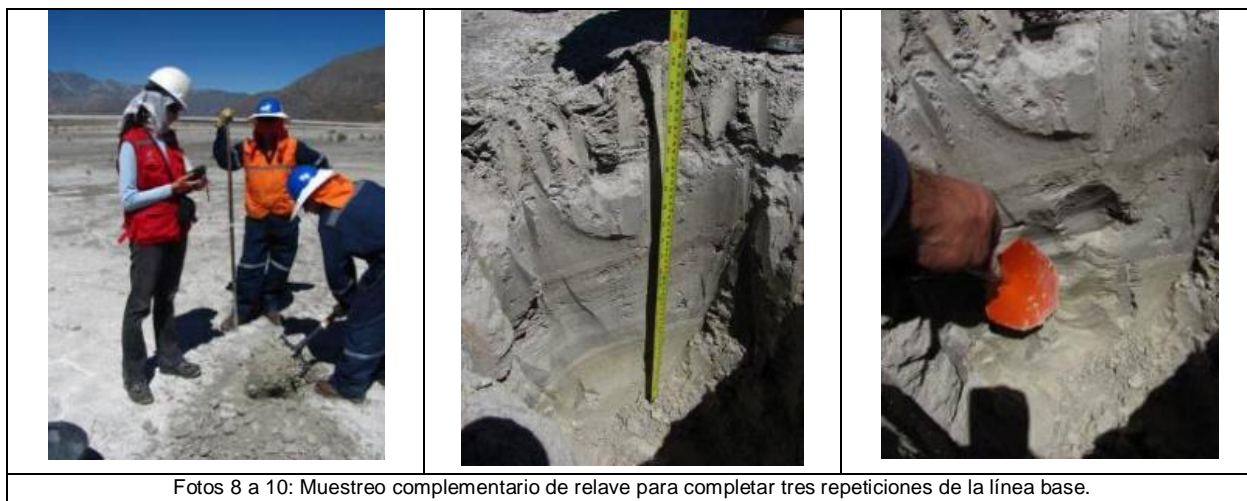
Para obtener la sub-muestra se realizó una casilla de aproximadamente 60 cm de profundidad y se extrajo el material desde un corte vertical limpio en un costado de la casilla, a una profundidad comprendida entre los 30 y 50 cm. Esta profundidad responde a representar la zona en la que se espera que se desarrollen las raíces (rizósfera) de la mayoría de las especies vegetales que componen el ensayo, y es representativo del relave superficial en general, debido a la uniformidad geoquímica superficial de éste. La muestra se obtuvo con una pala “jardinera” cuidando extraer igual cantidad desde las distintas profundidades en el perfil. Con las ocho sub-muestras de cada sector se conformó una muestra compuesta, la que fue mezclada hasta lograr la máxima homogeneidad.

Una de las muestras compuestas fue dividida en dos luego de ser homogeneizada, para obtener una contramuestra teóricamente idéntica a la muestra, e ingresar ambas al laboratorio de análisis. Las muestras fueron envasadas en bolsas plásticas, rotuladas y guardadas en una caja térmica para su transporte a Santiago e ingreso al Laboratorio Agrolab. La contramuestra se analizó en el mismo laboratorio para evitar posibles diferencias entre laboratorios (metodologías y calibración de instrumentos). Las variables medidas se muestran en la Tabla 4.3 y las metodologías analíticas se encuentran en el Anexo 1 del presente informe.

Los resultados obtenidos fueron comparados con referencias de otros tranques de relave y con rangos edáficos y recomendaciones agronómicas en general.



Fotos 6 y 7: Confección de casilla para la extracción de la submuestra de relave.



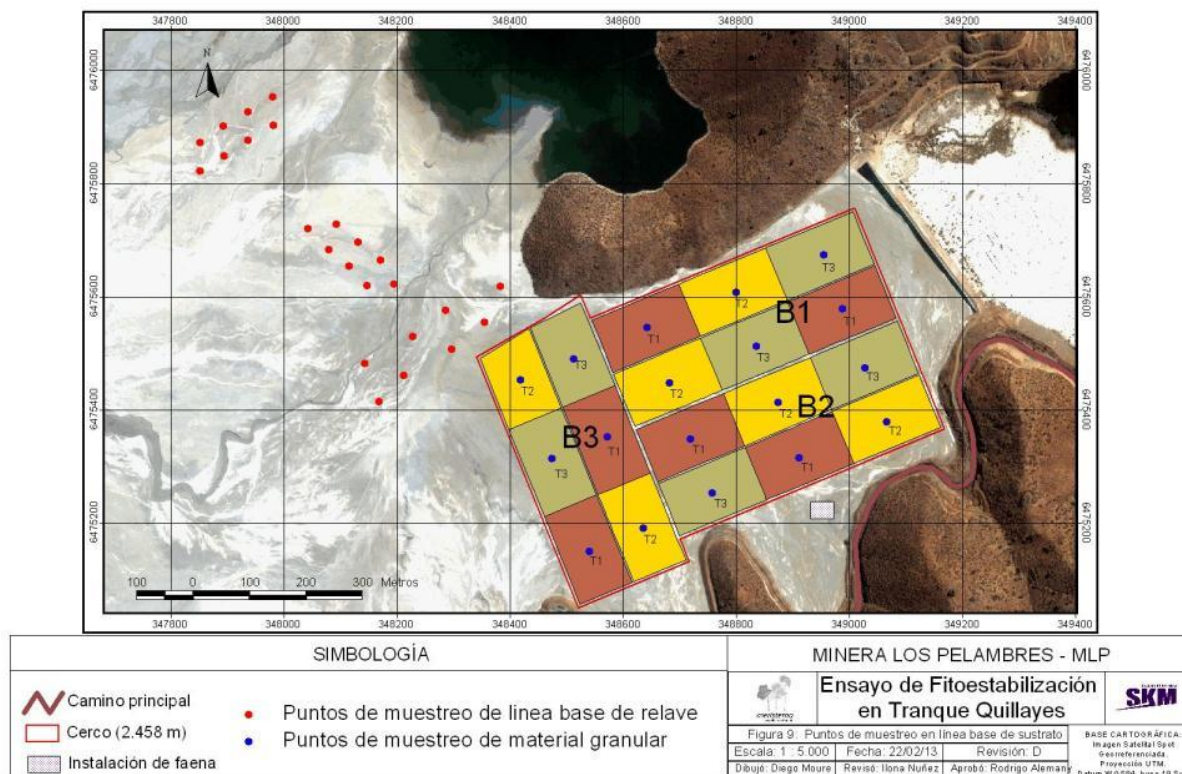
Fotos 8 a 10: Muestreo complementario de relave para completar tres repeticiones de la línea base.

**Tabla 4.3. Variables físicas y químicas analizadas en sustrato (línea base)**

COMPONENTE	VARIABLE	UNIDAD
SALINIDAD	pH (en extracto)	
	C. eléctrica (en extracto)	dS/m
	RAS	
CATIONES Y ANIONES SOLUBLES	Calcio	mg/l
	Magnesio	mg/l
	Potasio	mg/l
	Sodio	mg/l
	Cloruro	mg/l
	Sulfato	mg/l
	Bicarbonato	mg/l
OTROS ELEMENTOS SOLUBLES	Arsénico	mg/l
	Boro	mg/l
	Cadmio	mg/l
	Cromo	mg/l
	Cobre	mg/l
	Hierro	mg/l
	Manganeso	mg/l
	Mercurio	mg/l
	Molibdeno	mg/l
	Niquel	mg/l
	Plomo	mg/l
	Selenio	mg/l

COMPONENTE	VARIABLE	UNIDAD
	Zinc	mg/l
OTRAS DETERMINACIONES	% Saturación	%
	Carbonato total	%
FERTILIDAD	pH (agua, relación 1:2,5)	-
	C.eléctrica (en extracto)	dS/m
	Materia orgánica	%
	Nitrógeno disponible	mg/kg
	Fósforo disponible	mg/kg
	Potasio disponible	mg/kg
	Azufre extractable	mg/kg
MICROELEMENTOS DISPONIBLES	Hierro	mg/kg
	Manganeso	mg/kg
	Zinc	mg/kg
	Cobre	mg/kg
	Boro	mg/kg
ELEMENTOS TOTALES	Nitrógeno	mg/kg
	Fósforo	mg/kg
	Potasio	mg/kg
	Azufre	%
	Calcio	mg/kg
	Magnesio	mg/kg
	Fierro	mg/kg
	Manganeso	mg/kg
	Cobre	mg/kg
	Zinc	mg/kg
	Arsénico	mg/kg
	Cadmio	mg/kg
	Cromo	mg/kg
	Molibdeno	mg/kg
	Plomo	mg/kg
	Mercurio	mg/kg
	Níquel	mg/kg
	Selenio	mg/kg

**Figura 4.2. Ubicación de los puntos de muestreo de sustrato relave**



## 4.1.2 Línea base de tejido vegetal

### 4.1.2.1 PLANTAS DEL ENTORNO

Si bien en estricto rigor los antecedentes obtenidos para plantas del entorno o del vivero, no constituyen una línea base propiamente tal, sino referencias de contexto o comparativas, se incluyen en este capítulo para simplificar la estructura y presentación del documento.

Se extrajeron muestras de tejido vegetal de plantas adultas creciendo en el entorno natural del tranque Quillayes, de las mismas especies que componen el ensayo (ver lista en Tabla 4.1), pero sin influencia directa del relave. El muestreo de tejido vegetal consideró tanto follaje como raíces.

### Follaje

El muestreo de follaje fue realizado en tres etapas: un primer muestreo realizado en marzo del 2012 (fines de verano), que abarcó seis especies del total de once. Posteriormente, en el mes de octubre de ese mismo año (primavera) se hizo el muestreo completo para las once especies.

Finalmente, en enero de 2013 se obtuvieron muestras de cuatro de las cinco especies faltantes del muestreo de verano, quedando excluida la especie tralhuén por su caducidad de verano. Así, se dispuso de dos muestreos de las especies del ensayo, uno para la estación primavera y otro para la estación verano. Lo anterior es relevante, puesto que en general se reconoce que las máximas concentraciones de elementos en las hojas de las plantas se producen en primavera y verano, que es cuando el follaje se encuentra en máxima actividad y demanda de agua y nutrientes. De esta forma, los muestreos realizados pretenden ser representativos de las máximas concentración de elementos en las partes foliares de las especies ensayadas.

Se obtuvieron tres repeticiones por especie, de manera de representar la variabilidad natural del contenido de elementos en las hojas. Cada repetición estuvo conformada de hojas de 50 ejemplares, obteniendo una muestra no menor a 20 g de materia seca (~200 g de hojas frescas). Se extrajeron hojas enteras con pecíolo, nuevas y maduras, excluyendo hojas secas o marchitas. En el caso de las especies con hojas muy pequeñas (por ejemplo, espino y romerillo), éstas se extrajeron con parte de la ramilla verde. Las hojas o ramillas tiernas apicales fueron extraídas desde la periferia del tercio medio de la copa; ni de los ápices tiernos ni de la base más madura, considerando hojas sanas lo más representativas posible.

Los sitios de muestreo se distribuyeron en el entorno del tranque, en el sector de El Chacay, hasta Los Vilos; es decir, en prácticamente todo el valle del río Choapa, concentrándose entre Cuncumén y Coirón (Figura 4.3). La selección de sitios se realizó considerando que éstos se ubicaran lo suficientemente alejados del tranque o a sotavento de éste, para descartar posible contaminación con material particulado de relave sobre el tejido foliar.

Las muestras fueron almacenadas en bolsas de papel rotuladas y luego guardadas en cajas térmicas para su transporte a Santiago e ingreso al laboratorio de análisis (antes de 48 horas de extraídas las muestras), manteniendo una temperatura baja estable que no afectara el estado de las hojas. Las muestras fueron ingresadas al *Laboratorio de servicios* de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile, donde se analizaron los contenidos foliares de nitrógeno, fósforo y potasio, cobre, cadmio, zinc, plomo, mercurio, manganeso, molibdeno y arsénico.

Se evaluaron los resultados del análisis comparándolos con parámetros de otras especies nativas chilenas esclerófilas y de referencia general en tejido foliar, con el objeto de interpretar los resultados en un contexto genérico para las plantas. Esto debido a que no existen antecedentes publicados de contenidos nutricionales foliares de las especies del ensayo, con excepción de *Quillaja saponaria*.





Fotos 11 a 13: A la izquierda y centro, aspecto de un matorral de talhuén en período estival (enero-marzo); al centro y derecha, detalle de estado del follaje en verano y primavera, respectivamente



Fotos 14 a 18: Extracción de muestras foliares de ejemplares de espino y algarrobo, en el entorno de la cubeta del tranque Quillayes; extracción de muestras foliares de pimiento y algarrobo, en sector de Batuco; vista del contexto paisajístico del sector de Batuco y almacenamiento de muestras en bolsas de papel y neveras portátiles; de izquierda a derecha y de arriba abajo, respectivamente.

## Raíces

Las raíces fueron muestreadas en junio de 2013 (fines de otoño), para disponer de una referencia comparativa respecto del muestreo de raíces efectuado a plantas del ensayo. Solo fueron muestreadas al final del ensayo porque originalmente las bases técnicas no tenían

contemplado su muestreo, pero luego se consideró conveniente conocer la relación entre concentración aérea y subterránea, Dado el carácter destructivo de este muestreo, por tener que sacar la planta y cortarle sus raíces, solo se realizó al final del periodo del ensayo para no perder demasiados individuos a lo largo del estudio.

Previo al proceso de muestreo, fueron prospectadas varias áreas potenciales para el desarrollo de esta actividad, tanto dentro como fuera de la propiedad de MLP. Una vez identificados los sitios de muestreo, se registraron las coordenadas de ubicación mediante un equipo GPS y se solicitaron los permisos necesarios respectivos para el desarrollo de dicha campaña.

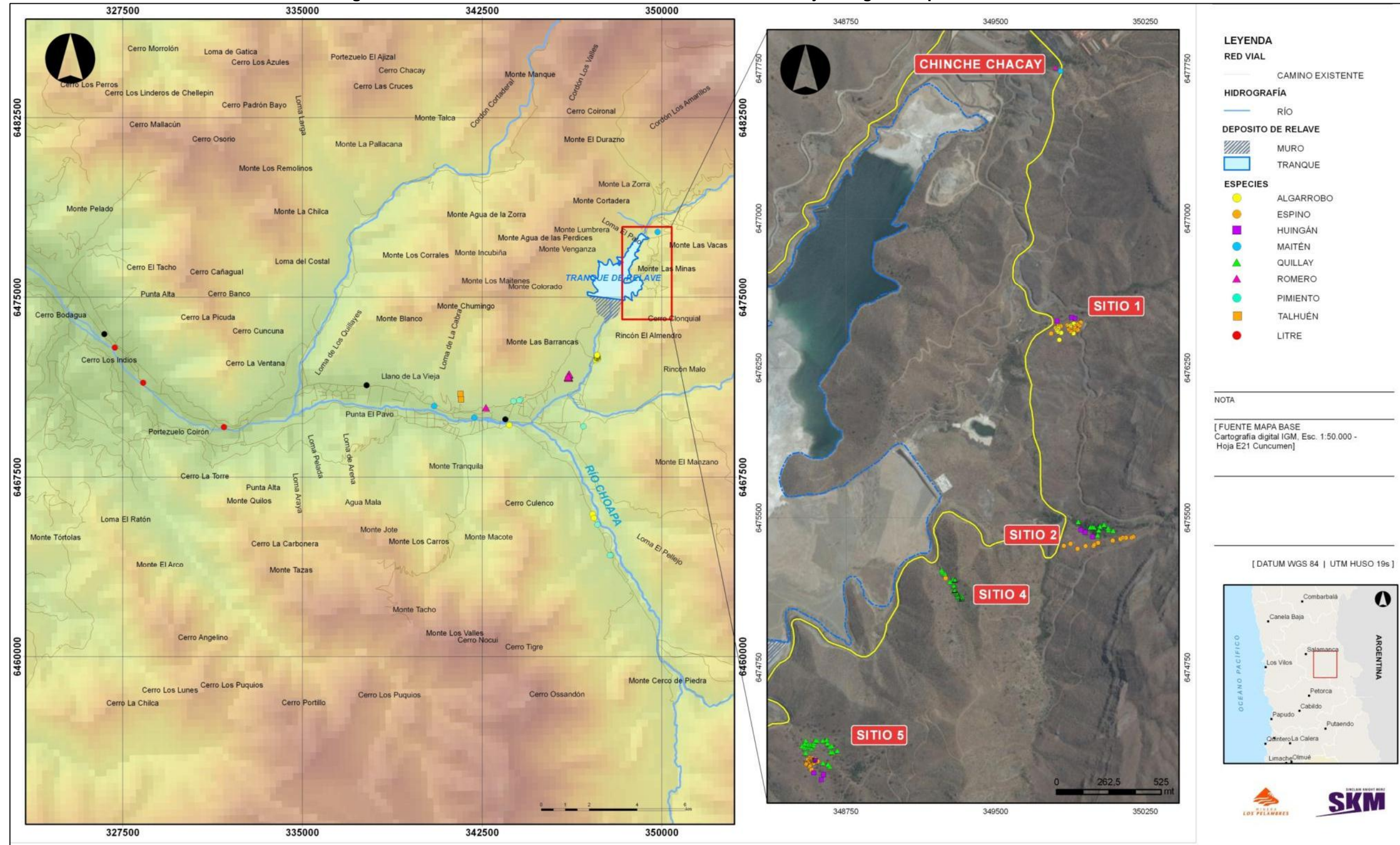
En estos sitios se seleccionaron aquellas plantas cuya ubicación facilitase la extracción de raíces, privilegiando individuos aislados o alejados de otras especies para evitar entrecruzamiento de raíces bajo tierra, que pudiese confundir el muestreo; por otro lado, se privilegiaron individuos cuyo entorno cercano permitiese un proceso factible de muestreo, de tal manera de no trabajar en zonas con alta pendiente, evitar suelos muy compactados, priorizar aquellas plantas ubicadas a una distancia prudente del camino de acceso al sitio y que no estuviese creciendo en sitios urbanizados o antropizados como rellenos en terraplenes o terrenos compactados o asfaltados, entre otros. Los sitios de muestreo de raíces de plantas de entorno se muestran en la Figura 4.4.

La metodología de obtención de la muestra consistió en excavar una calicata situada a una distancia variable del tallo de la planta (según la especie y tamaño del ejemplar), a una profundidad que varió entre 20 a 50 cm, dependiendo de la superficialidad de las raíces finas. Una vez expuestas las raíces en la calicata, mediante un rastrillo de mano y tijeras de podar se extrajeron las raíces finas y de tamaño medio ( $< 3$  mm de diámetro). Cada muestra tuvo un peso de entre 200 y 300 g.

Para cada especie considerada en el presente estudio (Tabla 4.1) se tomaron tres muestras o repeticiones, procurando que los ejemplares muestreados se encontrasen distantes o en lugares diferentes, de manera de abarcar la posible variabilidad de sitio. Luego de obtener la muestra, las calicatas fueron tapadas de forma inmediata y se registró la localización del sitio con un equipo GPS. Las muestras fueron dispuestas en bolsas de papel convenientemente rotuladas y luego almacenadas en cajas térmicas a baja temperatura y posteriormente en refrigerador, hasta ser despachadas al *Laboratorio de servicios* de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile.

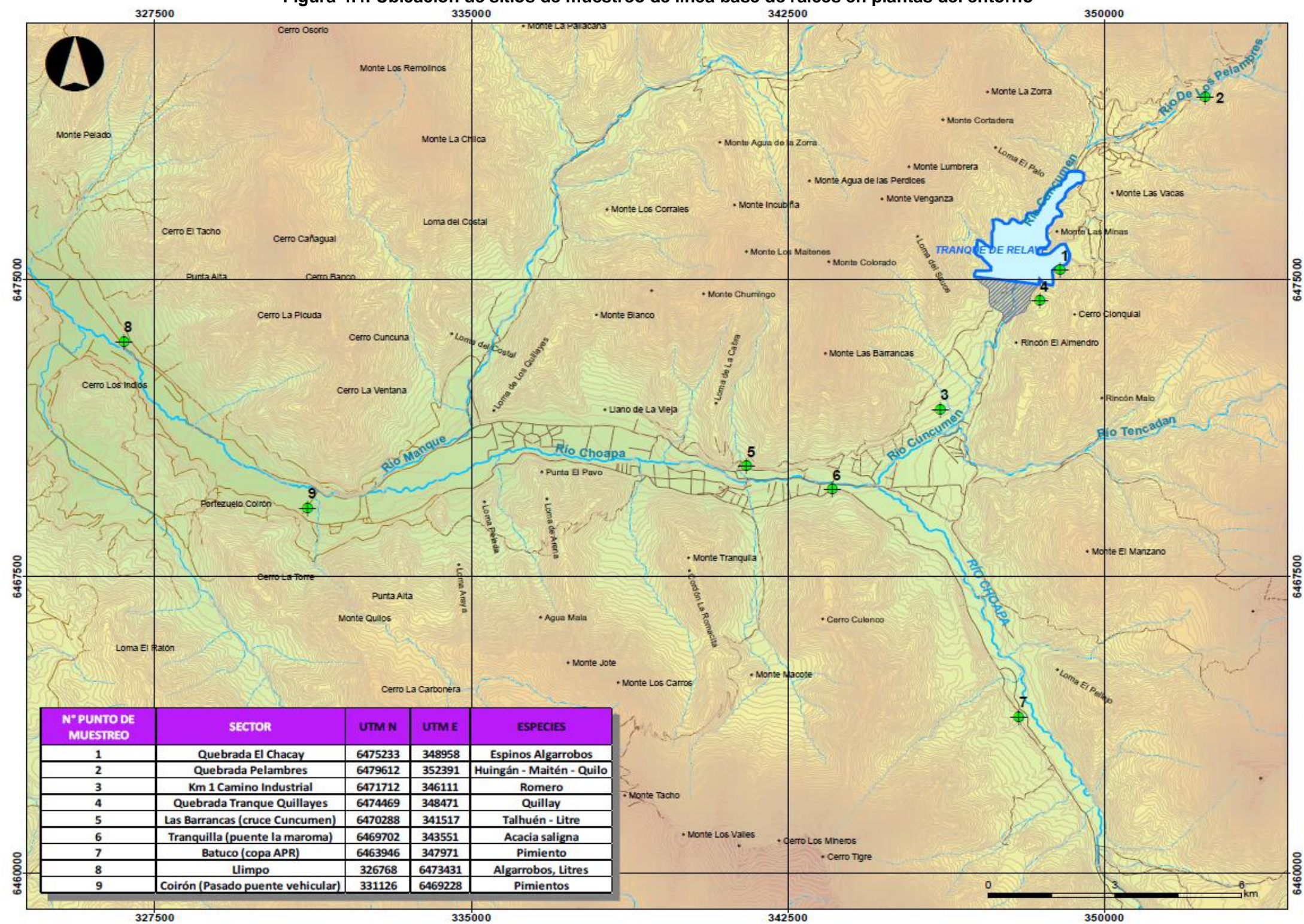


Figura 4.3. Ubicación de sitios de muestreo de línea base de tejido vegetal en plantas del entorno





**Figura 4.4. Ubicación de sitios de muestreo de línea base de raíces en plantas del entorno**







#### 4.1.2.2 PLANTAS DE VIVERO

Se obtuvieron muestras de tejido foliar y radicular en plantas del vivero, con el objetivo de contar con una referencia de la concentración con las que plantas comenzaron su desarrollo sobre el tranque Quillayes. Se tomaron muestras de 10 de las 11 especies que forman parte del ensayo en el vivero, exceptuando el quilo, debido a limitaciones en el número de individuos en el vivero. La toma de muestras se realizó en mayo del 2012, en la estación otoñal.

Se consideraron tres repeticiones por especie tanto para tejido foliar como para radicular. Cada repetición se conformó de ejemplares de una misma platabanda o una sección de ésta, según la especie. La muestra foliar se compuso de brotes, ápices, ramillas y hojas (desde la mitad superior de la altura de la planta) de al menos 20 ejemplares, mientras que en el caso de la muestra radicular, el muestreo se compuso de la raíz completa (raíces gruesas, medias y finas) de al menos 10 ejemplares. Para conformar la contramuestra se seleccionó una repetición de

romerillo, una de quillay y una de talhuén, de las que se extrajo el doble de material para luego dividir la muestra en dos.

Para la extracción de las muestras foliares se utilizaron tijeras corta papel y/o tijeras de podar, dependiendo del nivel de lignificación del tallo. Para la obtención de las muestras radiculares se extrajo la bolsa de la planta y se golpeó suavemente el “pan de tierra” para soltar el sustrato y así separarlo de las raíces. En el caso de las especies de raíces quebradizas (como el caso del pimiento), se tuvo especial cuidado de, dentro de lo posible, extraer la mayor parte de las raíces contenidas en el “pan de tierra”, para lo cual en algunos casos se retiró la tierra sumergiendo el “pan” en un balde con agua, separando cuidadosamente las raíces de la tierra. Además, en el caso de haber raíces de malezas, éstas fueron separadas de las raíces de interés. Una vez extraída la raíz de interés ésta se lavó con abundante agua, se dejó secar y finalmente se cortó en pequeños segmentos para homogeneizar la muestra compuesta.

Las muestras fueron almacenadas en bolsas de papel rotuladas y fueron guardadas en una caja térmica con unidades de enfriamiento para su transporte a Santiago e ingreso al *Laboratorio de servicios* de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile, manteniendo una temperatura baja estable que no afectara el estado de las muestras. Se analizaron los contenidos de nitrógeno, fósforo, potasio, cobre, zinc, manganeso, molibdeno y arsénico de las muestras. Las metodologías analíticas se encuentran en el Anexo 1 del presente informe.







Fotos 23 a 26: Selección de plantas desde platabanda para muestreo y manipulación de plantas para extracción de muestra foliar a ser almacenada en bolsas rotuladas de papel.



Fotos 27 y 28: Extracción de raíces mediante golpes suaves del "pan de tierra" (izquierda) y mediante sumersión en balde con agua (derecha).



Fotos 29 y 30: Lavado de raíces en agua (izquierda) y secado de raíces en bandejas (derecha).



### 4.1.3 Línea base de sobrevivencia y desarrollo

Luego de terminada la plantación, en mayo de 2012 (otoño), se efectuó la primera medición de variables dimensionales y estado aparente de las plantas, considerada "de partida o estado inicial" de las plantas. Si bien no es una medición efectuada de manera instantánea al día siguiente de plantadas las plantas (debido a que transcurrió mucho tiempo entre la primera planta puesta y la última), se le puede considerar *línea base* ya que, este dato se utiliza como referencia para los seguimientos posteriores.

#### 4.1.3.1 TAMAÑO MUESTRAL

El Ensayo se compone de 25.680 plantas distribuidas en 1.712 bosquetes de 15 plantas cada uno. El monitoreo y seguimiento de las diferentes variables fue efectuado sobre una muestra conformada por 3.645 plantas en total, lo que equivale a 243 bosquetes. Esta muestra está balanceada desde el punto de vista de la representatividad de los diferentes tratamientos del factor de acondicionamiento, lo que significa que en cada uno de estos tratamientos están representados por 1.215 plantas cada uno, cifra equivalente a 81 bosquetes. Entonces la intensidad de muestreo o fracción muestral corresponde a un 14,2 %.

La selección de plantas que fueron sujetas a medición se realizó mediante un muestreo sistemático dentro de cada sector del ensayo, tomando como unidad mínima de selección (unidad muestral) un bosquete, de tal manera que no pueden ser seleccionadas fracciones de

plantas dentro de un bosque, sino que el bosque completo. Estas muestras fueron distribuidas sistemáticamente por dos razones:

- La distribución sistemática abarca de mejor manera la variabilidad del material de escarpe que la distribución aleatoria, tanto en su composición como en su espesor.
- En terreno, tanto la marcación como las labores de seguimiento se efectúan con mayor facilidad, ya que la ubicación de bosques bajo seguimiento se distribuyen con un patrón conocido.

#### 4.1.3.2 METODOLOGÍA DE MUESTREO

En cuanto a la distribución de puntos de muestreo para el componente de sobrevivencia y desarrollo, la metodología diseñada tuvo como objetivo principal que el ensayo esté balanceado desde el punto de vista de la representación de bloques y tratamientos; esto significa que una cantidad equivalente de unidades experimentales (plantas) fue seleccionada en cada bloque y cada tratamiento, respectivamente. En este sentido, y considerando que en el proceso de selección se consideraron como unidad muestral al “bosque” o “módulo”. La tabla 6 muestra la cantidad de bosques seleccionados en cada bloque, tratamiento y repetición de tratamiento (coincidente con los sectores de riego).

En la tabla 6 se verifica que la distribución de bosques sujetos a monitoreo es balanceada en términos de representatividad de bloques y de tratamientos, ya que en el tratamiento 1, 2 y 3 fueron monitoreados 81 bosques en cada uno; hecho que también se verifica para los bloques 1, 2 y 3. Para lograr dicho balanceo, fue necesario establecer que en ciertos sectores la cantidad de bosques a muestrear fuese 13 y en otros 14, ya que la cantidad total de bosques a muestrear (243) no es múltiplo del total de sectores (18), pero sí del total de tratamientos (3).

**Tabla 6. Cantidad de bosquetes a muestrear por bloque, tratamiento y repetición de tratamiento**

BLOQUE	REPETICIÓN	TRATAMIENTO			TOTAL
		T1	T2	T3	
1	1	14	14	14	81
	2	13	13	13	
	Subtotal	27	27	27	
2	1	14	14	14	81
	2	13	13	13	
	Subtotal	27	27	27	
3	1	14	14	14	81
	2	13	13	13	
	Subtotal	27	27	27	
<b>TOTAL</b>		<b>81</b>	<b>81</b>	<b>81</b>	<b>243</b>

Además de esperar que el ensayo esté balanceado para el factor enmienda, se desea que lo esté para el factor “especie”. Dado que la cantidad de especies (11) es menor que el número de plantas del módulo (15) y que el vivero no abasteció igual cantidad de plantas de cada especie, fue necesario establecer 5 configuraciones diferentes de módulos, correspondientes a cinco patrones de combinación de especies.

Si se considera además que la especie acacia saligna fue establecida solamente en dos tipos de módulos y maitén, quilo y litre sólo en uno; entonces, para obtener cierto nivel de “balanceo” en este factor, el muestreo debió necesariamente ser dirigido, ya que de lo contrario se corre el riesgo de tener una baja o nula representación de alguna o la totalidad de estas cuatro especies.

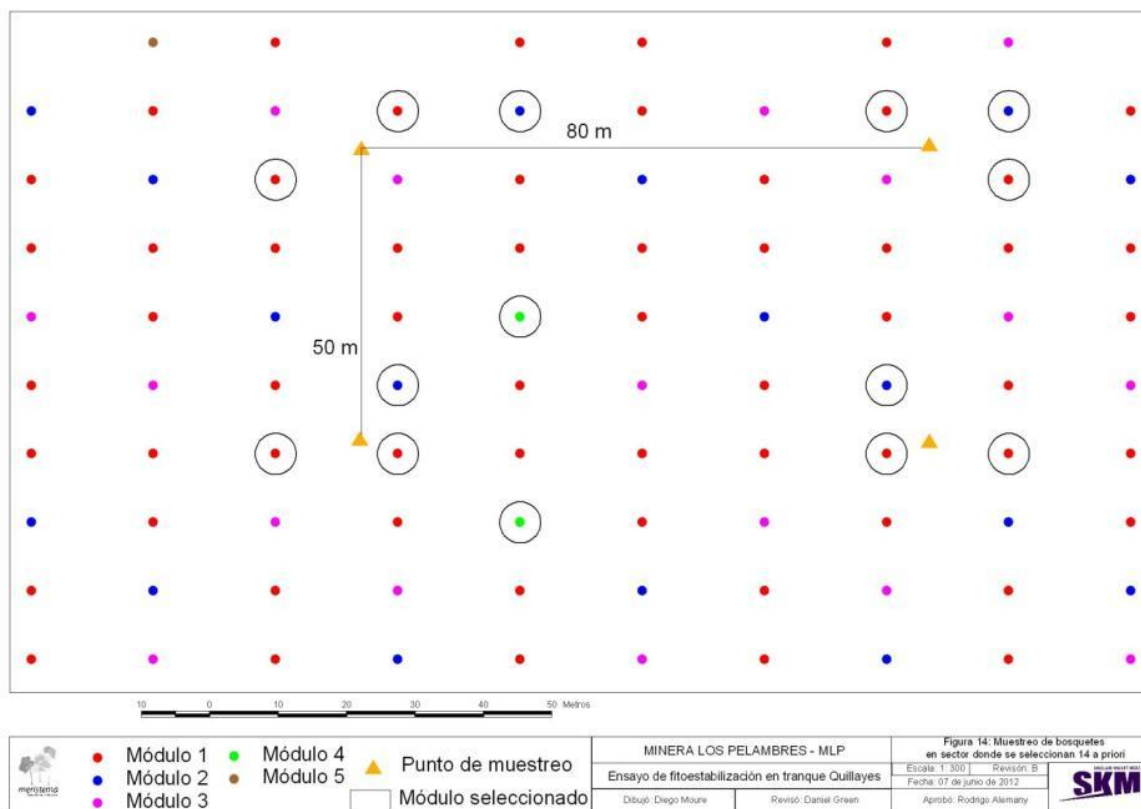


Con el fin de obtener el mayor “balanceo” desde el punto de vista del factor “especie”, la metodología de muestreo guiado se efectuará en cada sector (repetición de tratamiento), de la siguiente manera:

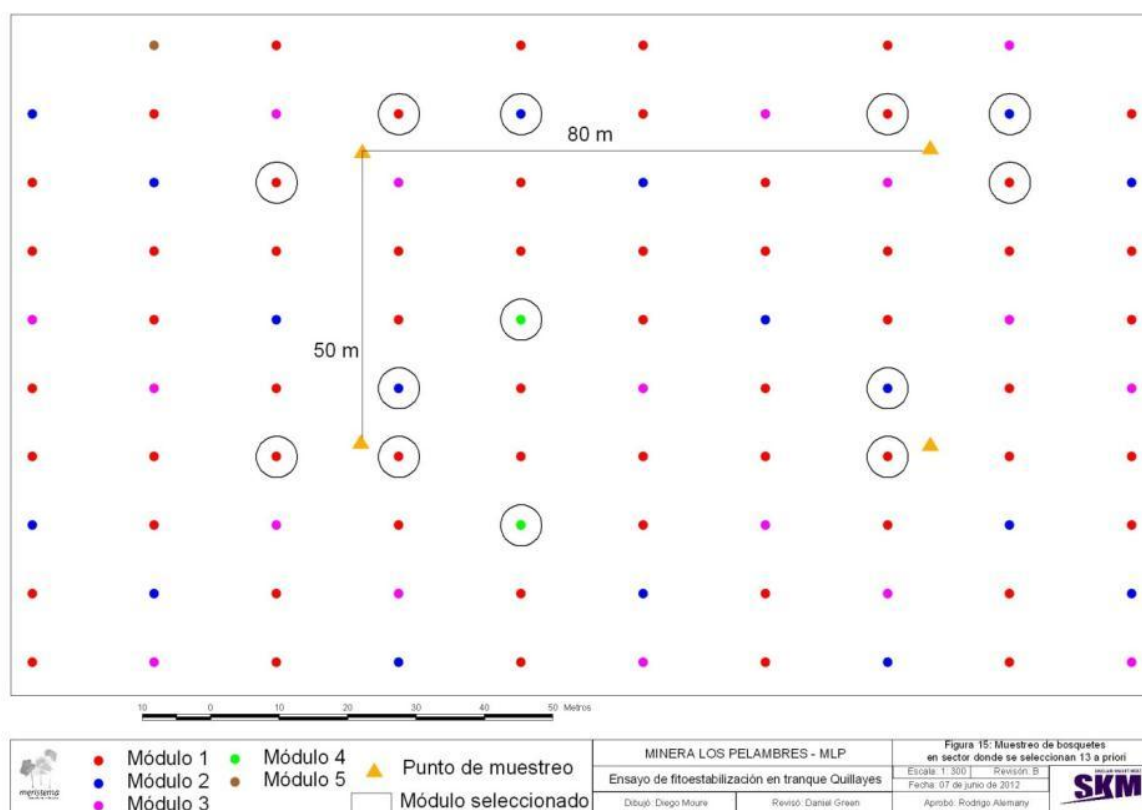
- Los dos módulos (o bosquetes) que contienen ejemplares de quilo y litre (módulo tipo 4) en el sector fueron seleccionados a priori, con el fin de asegurar la selección de ambas especies.
- Para la selección de los 12 o 11 bosquetes restantes, dependiendo de si en el sector se deben seleccionar 14 o 13 bosquetes, respectivamente; se distribuyeron cuatro puntos de muestreo. Desde cada punto de muestreo, se seleccionaron los dos módulos de configuración más frecuente (módulo tipo 1) y el módulo más cercano que contenga un individuo de acacia saligna y de maitén (módulo tipo 2). En aquellos sectores en que se seleccionan 13 bosquetes en total, desde uno de estos puntos de muestreo fueron seleccionados un módulo “tipo 2” y uno “tipo 1”, para cuadrar con el total definido.
- La distribución de los cuatro puntos de muestreo en cada sector fue sistemática, lo que significa que una distancia equivalente los separa.
- Considerando que las dimensiones de cada sector son de 167 x 100 m (área = 1,67 ha) y que se deben distribuir cuatro puntos de muestreo de manera sistemática, entonces la distancia de separación entre los puntos de muestreo fue de aproximadamente 80 m en el largo y 50 m en el ancho.
- El proceso de muestreo evitó el “efecto borde”, es decir, si se selecciona algún bosquete en el borde del sector, el proceso de muestreo fue efectuado nuevamente.
- El proceso de muestreo evitó que se seleccionasen bosquetes establecidos sobre una capa de escarpe de espesor mayor a 30 cm, ya que las raíces de estas plantas no habrían estado en contacto directo con sustrato de relave en una primera etapa; hecho que podría generar variaciones en los resultados, no atribuibles a los factores de enmienda y/o especie (ruido).

Para un mayor entendimiento, las figuras 14 y 15 muestran esquemáticamente la metodología de muestreo descrita para sectores en que a priori se ha establecido una cantidad de 14 y 13 bosquetes a ser seleccionados, respectivamente.

**Figura 14. Metodología de muestreo para seguimiento del componente sobrevivencia y desarrollo, en sectores cuya cantidad de bosquetes seleccionada a priori es 14.**



**Figura 15. Metodología de muestreo para seguimiento del componente sobrevivencia y desarrollo, en sectores cuya cantidad de bosquetes seleccionada a priori es 13.**



La tabla 7 muestra la cantidad de plantas seleccionadas para el monitoreo de sobrevivencia y desarrollo a nivel de cada especie, así como la fracción muestral que está representada. Es posible verificar que, con excepción de las especies quilo, litre y maitén; la proporción del total de ejemplares seleccionados en el proceso de muestreo es relativamente similar a la proporción del total de ejemplares plantados en el ensayo (frecuencia relativa). Por otro lado, se aprecia que la fracción muestral es mayor al 10% para todas las especies.

**Tabla 7. Cantidad de plantas por especie a muestrear en relación al total disponible en el ensayo**

ESPECIE	SELECCIÓN (MUESTREO)		TOTAL ENSAYO		FRACCIÓN MUESTRAL (%)
	TOTAL	%	TOTAL	%	
Acacia saligna	65	1,8	544	2,1	11,9
Algarrobo	280	7,7	2.517	9,8	11,1
Espino	317	8,7	1.879	7,3	16,9
Huingán	978	26,8	7.403	28,8	13,2
Litre	36	1,0	36	0,1	100,0
Maitén	73	2,0	306	1,2	23,9
Pimiento	289	7,9	1.852	7,2	15,6
Quillay	352	9,7	2.090	8,1	16,8
Quilo	36	1,0	36	0,1	100,0
Romerillo	862	23,6	6.182	24,1	13,9
Talhuén	357	9,8	2.835	11,0	12,6
<b>TOTAL</b>	<b>3.645</b>	<b>100,0</b>	<b>25.680</b>	<b>100,0</b>	<b>14,2</b>

#### 4.1.3.3 VARIABLES MONITOREADAS

Las variables evaluadas se muestran en la Tabla 4.4.

**Tabla 4.4. Variables de línea base de sobrevivencia y desarrollo**

TIPO	MEDICIÓN
Cualitativas	Estado o condición general de la planta Arquitectura o forma de la planta Estado fenológico
Cuantitativas	Altura Diámetro de tallo a la altura del piso (DAC) Diámetro de copa

La descripción metodológica de las variables evaluadas se detalla a continuación. La metodología aquí descrita es válida también para la instancia de seguimiento.

### **Estado o condición general**

El estado general de la planta es una evaluación entrenada de una serie de variables combinadas, que incluyen el color, la turgencia, la cantidad de biomasa, el estado fitosanitario y el aspecto en relación a lo que se suele observar en plantas sanas y normales de la especie. El personal que hace la evaluación fue entrenado en cada ocasión de muestreo, para reforzar los criterios de calificación y las variables de referencia. Los ejemplares se calificaron en una escala de 1 a 5, según se describe a continuación:

- Planta muy mala (1): en muy mal estado, con tendencia a morir, prácticamente seca, buena parte del follaje seco o marchito, necrótica, clorótica, desfoliada.
- Planta mala (2): en mal estado, planta con amarillez o marchitez parcial, con partes de copa seca, de follaje ralo, ápice muerto, escaso vigor aparente.
- Planta regular (3): estable, vigor medio, follaje con algunas deficiencias, hojas secas ocasionales, pero tendencia favorable.
- Planta buena (4): en general follaje de color verde sano o normal para la especie, con evidencias de estar en crecimiento normal. Se encuentra en buen estado aunque podría estar aún mejor, comparada con otros ejemplares de la especie en el ensayo.
- Planta muy buena (5): sobresaliente por su vigor, color, follaje, forma, tamaño, abundancia de biomasa.

Las plantas muertas se identificaron y separaron del resto. Complementariamente, se realizaron censos de mortalidad de frecuencia mensual, en que se identificaron todas las plantas muertas en el ensayo, por bloque, por tratamiento y por especie.

### **Arquitectura**

Esta variable está orientada a medir la forma en que se desarrolla la planta, independiente del número de tallos; está enfocada a verificar si la planta crece erecta o achaparrada; si tiene amplia o escasa cobertura sobre la superficie, lo cual podría generar un efecto nodriza, de incidencia en el control de erosión, por ejemplo. El personal fue entrenado para diferenciar entre las posibles formas de las plantas (o su arquitectura), diferenciando en hábitos erectos o achaparrados.

### **Estado fenológico inicial**

Se evaluó el estado fenológico de las plantas, es decir, si éstas se encontraban en floración, fructificación, semillación o si se presentaba regeneración natural en el entorno. La madurez sexual es una variable muy importante como indicadora del éxito de una fitoestabilización, pues demuestra que los ejemplares pueden completar sus ciclos vitales con normalidad,

representando la posibilidad de auto propagación y continuidad en el tiempo de la comunidad vegetal establecida, una vez abandonado el mantenimiento artificial.

### **Altura**

La altura de las plantas se midió con huincha metálica retráctil desde la base de la planta, hasta la punta de la rama más alta. Se tuvo particular cuidado de no enterrar la huincha en el sustrato, ya que esto incidiría en un registro sesgado. En el caso de ejemplares de hábito de crecimiento postrado o achaparrado o rastrero, como el caso del quilo, la altura se midió desde el suelo a la parte más alta de la masa aérea. La altura fue registrada en centímetros con aproximación a 0,5 cm.

### **Diámetro de cuello (DAC)**

El Diámetro de Cuello (DAC) de las plantas es relevante para una eventual defensa o resistencia ante los conejos y roedores que suelen morder los tallos en su base y, por tanto, incidir en una mayor mortalidad de las plantas cuando sus tallos son muy delgados. Muchas veces el DAC es mejor indicador que la altura para pronosticar la sustentabilidad de las plantas.

El DAC de las plantas se midió con un pie de metro, en la base del tallo o en el tallo de mayor grosor en el caso de los ejemplares multifustales. El DAC fue registrado en milímetros con aproximación a un decimal.

### **Diámetro de copa**

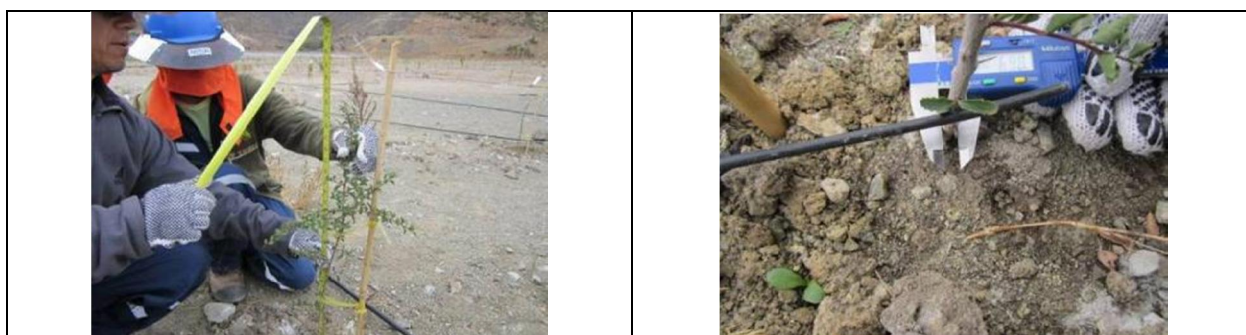
La extensión de la copa es una variable relevante, puesto que las plantas de copas globosas aportan a la retención de material particulado (intercepción de la erosión eólica) y porque brindan nichos para albergar fauna, tanto avifauna como micromamíferos y reptiles, todo lo cual forma parte de la restauración de funciones ecológicas que se espera de un buen proyecto de fitoestabilización. Esta variable cobra mayor relevancia en los casos en que la variable altura no es un buen indicador del crecimiento de algunas especies de hábito achaparrado o arbustivo en etapa juvenil, como son el quilo, huingán y el romerillo.

Esta medición se realiza sobre la proyección en el suelo de la copa, mediante la utilización de una huincha metálica retráctil, graduada en centímetros (aproximación a medio cm), con dos mediciones en direcciones ortogonales entre sí. El promedio de ambas es el dato que posteriormente se procesa.





Fotos 34 a 36: Entrenamiento del personal en el monitoreo de plantas (variables dendrométricas, sobrevivencia y desarrollo).

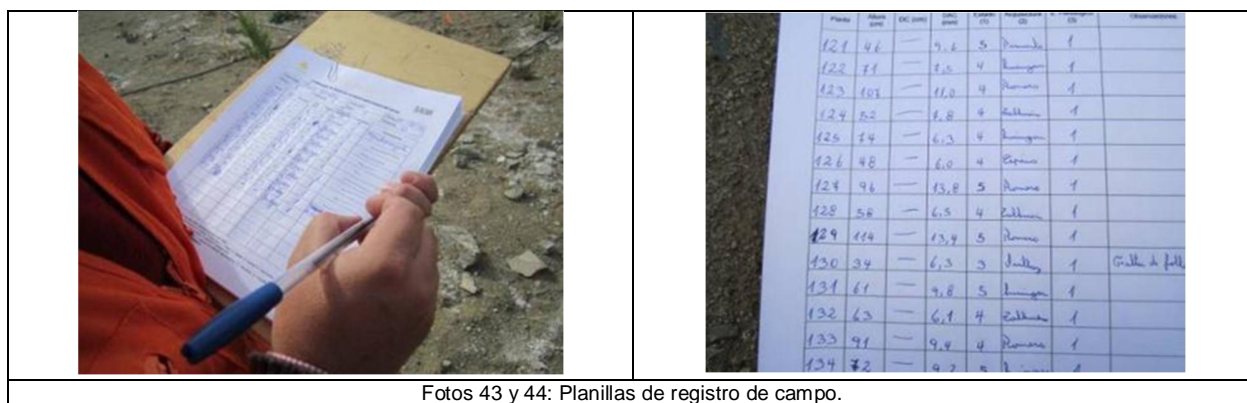


Fotos 37 y 38: Actividad de monitoreo: a la izquierda medición de altura; a la derecha, medición de diámetro de cuello



Fotos 39 a 42: Monitoreo: De izquierda a derecha, medición de diámetro de cuello, medición de altura, talhuén en condición "regular" y quillay en condición "regular".





Fotos 43 y 44: Planillas de registro de campo.

## 1.5 SEGUIMIENTO DE LOS ENSAYOS

### 4.1.4 Seguimiento del sustrato relave

Durante el período de estudio, se monitoreó en dos oportunidades la evolución del relave en tres sectores fuera del polígono ensayo (T0) y en cada bloque dentro del polígono de plantación, para representar a los tratamientos T1, T2 y T3. Para cada tratamiento se obtuvieron tres muestras compuestas (una por bloque en el caso de T1 a T3) de ocho submuestras cada una. La ubicación de los puntos de muestreo siguió siempre el mismo patrón: desde el punto central de los sectores de plantación (6 por bloque), se ubicaron las cuatro diagonales y se seleccionó la planta más cercana distante a 30 m del punto central, junto a la cual se confecciona la casilla de muestreo de relave. No hay sesgo entre la muestra de suelo y alguna especie en particular. La distribución espacial de los puntos de muestreo se visualiza en la Figura 4.4.

Este monitoreo buscó aproximarse a la zona de influencia de las raíces y de la localización de las enmiendas, para maximizar la probabilidad de encontrar influencia de estos factores sobre la composición química del relave. La muestra se obtuvo a lo largo de un perfil expuesto en una calicata situada cerca de una casilla de plantación, específicamente junto al bulbo húmedo y rizósfera, pero sin contaminarse directamente con el compost o con raíces de la casilla original de plantación, hasta una profundidad de 50 cm por debajo de la capa granular.

No obstante lo anterior, en el primer monitoreo de suelos (agosto de 2012, invierno), se hicieron varios cortes previos al muestreo para apreciar esta "zona de influencia", determinándose que no existía en dicha oportunidad influencia horizontal aparente, desde la zona señalada hacia el relave circundante. Por la naturaleza soluble de muchos de los elementos comprendidos en el listado de variables a monitorear, en el primer monitoreo se consideró prudente y conveniente

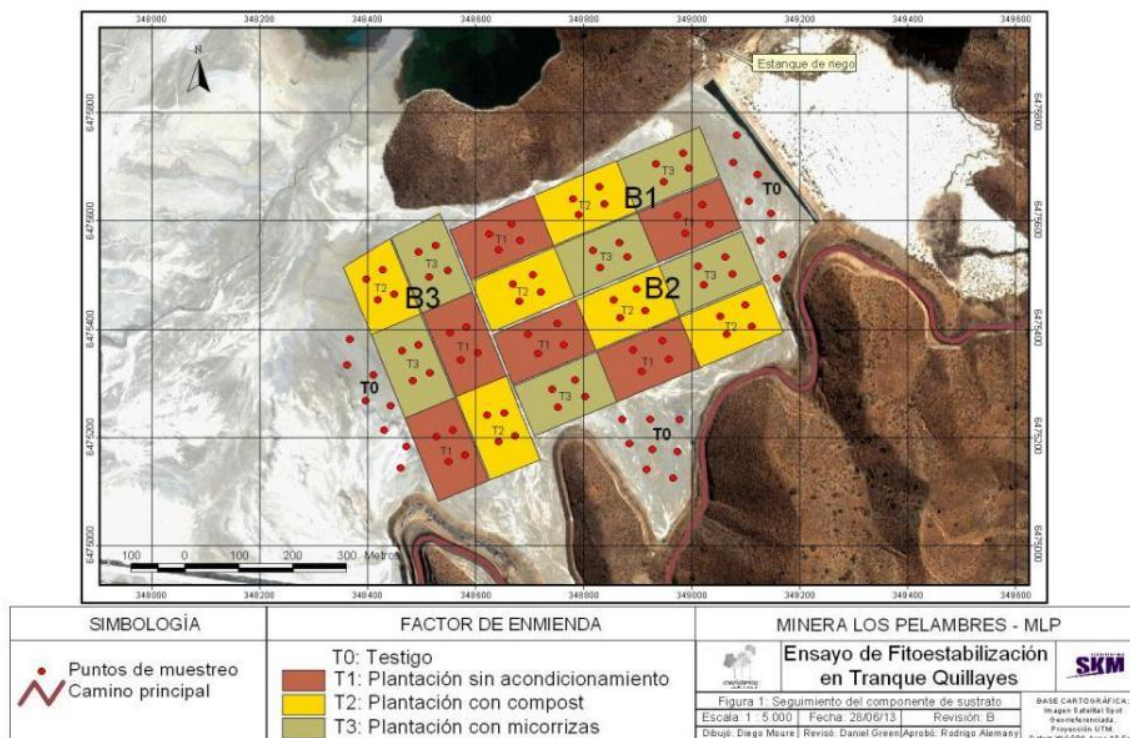
desplazar la "zona de influencia" hacia abajo de la casilla de plantación, donde la rizósfera y bulbo húmedo presentan mayor incidencia sobre el relave circundante. De hecho, se pudo apreciar en estos cortes la penetración vertical de algunas raíces directamente en el relave subyacente, lo que no se observó hacia los costados de la casilla. En síntesis, la muestra se obtuvo adyacente al bulbo, pero desplazada hacia la parte baja de la casilla y hasta 40 cm por debajo de ésta.

Por su parte, el segundo monitoreo anual del sustrato relave en el ensayo efectuado en junio de 2013, se ajustó el procedimiento de extracción de la muestra, obteniendo una lonja de relave del perfil subyacente al material granular hasta 50 cm por debajo de esta capa, adyacente a la casilla de plantación.

En ambas oportunidades, la muestra del testigo fuera del polígono se obtuvo a la misma profundidad que las muestras dentro del ensayo.

Las muestras fueron envasadas en bolsas plásticas, rotuladas y guardadas en una caja térmica para mantenerlas a temperatura baja y constante hasta su transporte a Santiago e ingreso al laboratorio Agrolab.

**Figura 4.4. Ubicación de sitios de muestreo para seguimiento de sustrato**







Fotos 45 a 48: Aspecto de las calicatas confeccionadas junto a las casillas de plantación; se aprecia la labor de extracción de la muestra subyacente a la zona de influencia de la casilla (tercera foto de izquierda a derecha), en la que se aprecian raíces superficiales (cuarta foto).



Fotos 49 a 51: En estas casillas es posible apreciar la zona de contacto entre el fondo de la casilla y el relave subyacente, apreciándose situaciones variables, desde una clara discontinuidad (foto izquierda) hasta una zona difusa, favorecida por el avance vertical de raíces.



Fotos 52 a 54: Situaciones en que las raíces penetran en el relave, en la parte por debajo de la casilla, lo que dio pie para orientar la localización de la muestra.



#### 4.1.5 Seguimiento de tejido vegetal

Se realizaron mediciones de seguimiento en el follaje de las plantas del ensayo, así como en raíces. A continuación se explican las metodologías para cada tipo de muestreo.

##### Follaje

Se realizó un monitoreo del tejido vegetal (follaje), en las cuatro estaciones climáticas del año, con el fin de abarcar la variabilidad entre estaciones propia de especies de clima mediterráneo. De este modo, las campañas se realizaron en las siguientes épocas:

- Primera campaña (invierno): julio 2012
- Segunda campaña (primavera): noviembre de 2012
- Tercera campaña (verano): enero de 2013
- Cuarta campaña (otoño): abril de 2013

No todas las especies pudieron muestrearse en todos los monitoreos, debido al poco tiempo transcurrido desde que se plantaron los ejemplares hasta la fecha de los muestreos, la escasez

de algunas de ellas en el ensayo y la caducidad invernal de espino y algarrobo, y estival en el caso de talhuén (manifestado en el otoño y no en verano por influencia del riego).

Por otro lado, a partir del monitoreo de primavera se añadieron elementos adicionales al muestreo para reforzar la disponibilidad de información sobre metales pesados no esenciales. La Tabla 4.5 resume las especies muestreadas y los elementos contemplados en el análisis en las distintas campañas de monitoreo de follaje de plantas del ensayo.

**Tabla 4.5. Resumen de especies muestreadas y elementos analizados en las distintas campañas de monitoreo de follaje de plantas del ensayo**

Campaña	Especies muestreadas	Especies excluidas			Elementos analizados
		Por caducidad o por ausencia de follaje	Por tamaño insuficiente	Por escasez en el ensayo	
INVIERNO	Acacia saligna, pimienta, talhuén, romerillo, huingán y quillay	Espino y algarrobo	Maitén y litre	Litre y quilo	N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo y As
PRIMAVERA	Acacia saligna, pimienta, talhuén, romerillo, huingán, quillay, espino y algarrobo	-	Maitén y litre	Litre y quilo	N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg
VERANO	Acacia saligna, pimienta, talhuén, romerillo, huingán, quillay, espino y algarrobo	-	Maitén y litre	Litre y quilo	N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg
OTOÑO	Acacia saligna, pimienta, romerillo, huingán, quillay, espino, maitén, litre y quilo	Talhuén	-	-	N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg

Al momento de muestrear, debieron excluirse las plantas sujetas a seguimiento de sobrevivencia y desarrollo, ya que la extracción de masa foliar genera disminución del crecimiento, remueve los ápices y limita el desarrollo en altura de las plantas, lo que se traduce en una disminución de la representatividad de futuras mediciones de tamaño de estas plantas.



Considerando que el ensayo se subdividió en tres bloques y que en cada bloque los tratamientos están repetidos dos veces, la muestra compuesta de cada bloque, equivalente a una repetición, se conformaron de una sub muestra de cada repetición del tratamiento. Esta submuestra corresponde a 5 g de hojas frescas, que se obtuvieron de 25 ejemplares distribuidos de acuerdo a un patrón preestablecido (Figura 4.6), que asegura que no se repitieran los ejemplares en cada monitoreo (para evitar su defoliación completa en el caso de plantas de lento crecimiento o poca biomasa aérea). En definitiva, la muestra compuesta o repetición, representativa de un bloque, estuvo conformada por 50 submuestras de hojas obtenidas de 50 ejemplares y pesó cerca de 250 g, lo que fue verificado en terreno con una balanza digital portátil.

Debido a las características de emplazamiento del ensayo y la distribución de bosquetes, no existió efecto borde. Es decir, las plantas que crecen hoy junto a los caminos interiores o perimetrales no difieren de las que están en otra posición. Esto porque el distanciamiento entre plantas es tan amplio que el efecto borde está repartido por toda la plantación. Puede que en el futuro, pero no en un plazo menor a 5 años, se produzca este efecto borde, en la medida que se cierre el dosel a nivel de bosque, y se produzca una condición protegida al interior del bosque. En consecuencia, en estos dos primeros años del ensayo, puede ser seleccionado cualquier ejemplar cercano al punto de distribución del muestreo, sin importar que se encuentre cercano o adyacente a los caminos.

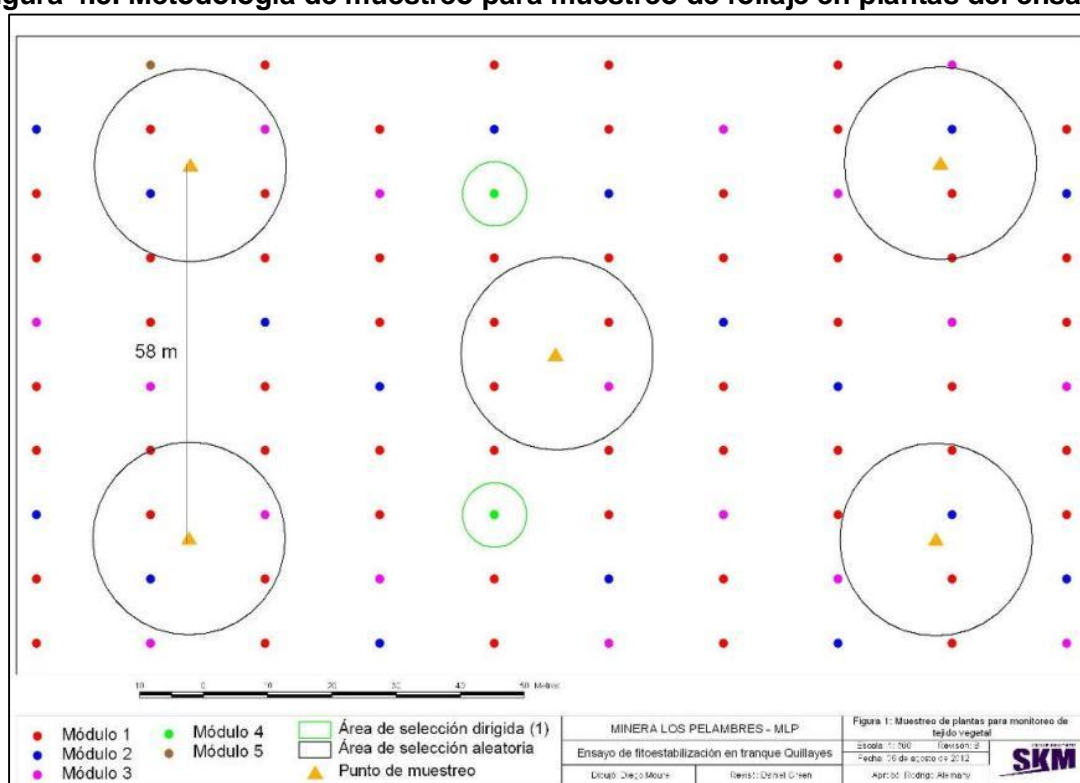
Adicionalmente, cabe mencionar que se descartaron ejemplares de los bosquetes establecidos sobre una capa de material granular de espesor mayor a 30 cm, ya que las raíces de estas plantas no estarían en contacto directo con sustrato de relave, lo que podría sesgar los resultados de crecimiento y de nutrición vegetal. El espesor de escarpe fue modelado y es conocido mediante un estudio de profundidad, descrito en el Anexo 4 del presente informe.

También fueron descartados los bosquetes plantados durante la jornada de entrenamiento, los que en total fueron tres, ya que tendrían una antigüedad superior al resto. También se descarta sacar muestras de follaje de plantas sujetas a mediciones de sobrevivencia y desarrollo, para no afectar su forma y altura por la extracción de biomasa, hasta el último muestreo y final, en que se debe recurrir a ejemplares de quilo y litro sujetos a seguimiento para poder representarlos en el estudio foliar.

La Figura 4.5 muestra esquemáticamente la distribución de muestreo descrita para tejido vegetal, dentro de cada sector o "área de repetición de cada tratamiento". El área de selección dibujada es sólo una referencia, ya que no fue aplicado un radio en torno al punto de muestreo, sino que una cantidad fija de plantas por especie (5 ejemplares en torno a cada punto de muestreo). Las hojas fueron guardadas en bolsas de papel (tipo Kraft) inmediatamente después

de cortadas. Las bolsas fueron rotuladas con la especie, tratamiento y bloque al que pertenecen. Una misma bolsa sirvió para dos sectores dentro de un mismo bloque, correspondientes a las dos repeticiones del tratamiento en el bloque. Luego de cerradas, las bolsas se almacenaron en cajas térmicas con unidades de enfriamiento ("ice packs") en su interior, para mantenerlas frías hasta su traslado a laboratorio, antes de 48 horas desde su obtención. Esta plazo puede extenderse hasta tres días en el monitoreo de invierno, ya que no se produce calentamiento ambiental que degrade el material.

**Figura 4.5. Metodología de muestreo para muestreo de follaje en plantas del ensayo\***



\* Las áreas de selección o muestreo dirigido se aprecian como un círculo verde en la figura. Corresponden a la ubicación de los bosquetes que contienen ejemplares de litre y quilo. Estos ejemplares son muestreados independientemente de su ubicación, ya que sólo hay 36 ejemplares de cada especie en todo el ensayo.



## Raíces

Las raíces de plantas del ensayo fueron muestreadas en mayo del 2013 (otoño), es decir, una vez que las plantas desarrollaron suficiente biomasa radicular como para sostener el muestreo y luego que concluyeron los muestreos foliares y de crecimiento y desarrollo. Esto debido a que la extracción de raíces se trata de un muestreo destructivo que elimina o altera severamente al ejemplar plantado.

La metodología de obtención de la muestra consistió en remover completamente el ejemplar fuera de la casilla, cuidando de soltar progresivamente la tierra en su entorno, para que todas o la mayoría de las raíces salgan junto con el resto de la planta. Una vez en superficie, se podaron las raíces finas y medianas, dependiendo de la anatomía de cada especie y la abundancia relativa de biomasa radicular, asegurando obtener una cantidad de muestra de un volumen de entre uno o dos litros, que pesa entre 200 y 300 g. Para conformar la muestra de cada tratamiento, se removi6 entre cuatro y cinco plantas de cada especie por bloque (dos a

tres por repetición del tratamiento). Considerando este volumen de muestra, en el caso de las especies escasamente representadas, como litre y maitén, deberían haberse muestreado prácticamente todos los ejemplares existentes en la plantación, por lo que se obtuvo una muestra menor para no alterar el ensayo y sus objetivos.

Luego de obtenida la muestra, se podó la parte aérea y se volvió a plantar el ejemplar. En algunos casos, cuando la remoción de raíces fue total para poder configurar la muestra compuesta, el ejemplar fue eliminado. Junto a cada planta que fue muestreada se colocó una estaca con una placa metálica indicando el muestreo, para descartar el ejemplar en el caso de futuros muestreos y para determinar si la mortalidad detectada posteriormente se debe a esta fuerte intervención sobre el sistema radicular.

Las muestras fueron dispuestas en bolsas de papel convenientemente rotuladas y luego almacenadas en cajas térmicas a baja temperatura y posteriormente en refrigerador, hasta ser despachadas al *Laboratorio de servicios* de la Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal de la Pontificia Universidad Católica de Chile.







#### 4.1.6 Seguimiento de sobrevivencia y desarrollo

El ensayo de fitoestabilización se compone de 25.680 plantas; sin embargo, de este total sólo 3.645 son sometidas a seguimiento de variables dendrométricas, lo que significa que para este conjunto de variables la intensidad de muestreo es de un 14,2 % respecto de la totalidad del ensayo. Por su parte, la variable sobrevivencia, fue censada mensualmente, complementando el monitoreo que abarca solamente una muestra.

Respecto del registro de las variables de desarrollo de los ejemplares del ensayo, éstas se realizaron en dos oportunidades: noviembre del 2012 y mayo del 2013. Las épocas de monitoreo son a continuación del invierno y del verano para reflejar el "peor escenario" que puede presentar la plantación en términos de sobrevivencia y estado de desarrollo. Lo anterior con un fin utilitario para el manejo de ésta, ya que orienta las labores de replante, control fitosanitario y selección de especies.

La metodología empleada es la misma utilizada en la línea base, ya descrita en el punto 4.4.3.



## 1.6 CONFIABILIDAD DEL LABORATORIO

### 4.1.7 Alcance

De manera de evaluar la precisión del análisis del laboratorio se dividieron algunas muestras en dos para contar con una contra-muestra, las que fueron analizadas en el mismo laboratorio para evitar sesgar los resultados. Esto debido a que las diferencias entre dos laboratorios pueden producirse por disimilitudes sutiles en la metodología y/o calibración de los instrumentos utilizados en cada laboratorio (si bien todos los laboratorios certificados aplican los mismos estándares, en la práctica ocurren ligeros cambios).

Inicialmente se obtenía una contra-muestra por cada muestra, pero luego de verificar la uniformidad y confiabilidad general del proceso analítico, además del elevado esfuerzo de replicar todas y cada una de las muestras, se redujo la replicación de contra muestras a una cantidad que sirviese de control referencial (dos a tres contra muestras en total por cada campaña).

La contra muestra se obtuvo de una muestra más abundante, ya sea en volumen de hojas o de sustrato. La muestra se mezcló exhaustivamente para homogeneizarla y luego se dividió en dos, rotulando una como muestra y la otra como contra muestra, en codificación interna para no revelar la identidad al laboratorio.

### 4.1.8 Control de muestras de tejido vegetal de plantas del entorno

En el muestreo de verano del 2012, que incluía solamente seis especies (romerillo, espino, algarrobo, huingán, quillay y pimienta), todas las muestras se ingresaron con su correspondiente contra muestra (6 x 3 repeticiones = 18 muestras = 18 contra muestras). En el muestreo de primavera de plantas del entorno no se obtuvieron contra muestras.

### 4.1.9 Control de muestras de tejido vegetal de plantas del vivero

Tres especies fueron seleccionadas para obtener contra muestras de follaje y de raíz del vivero, de una de las repeticiones: romerillo, quillay y talhuén (3 contra muestras de raíz y 3 contra muestras de follaje).

#### **4.1.10 Control de muestras de tejido vegetal de plantas del ensayo**

A continuación se detallan las contra muestras obtenidas y analizadas en cada monitoreo (con códigos T4, T5 y T6 se identifican las contra muestras, ya que los códigos T1 a T3 representan a los tratamientos). A la izquierda se señala la muestra y a la derecha su contra muestra.

##### Monitoreo de invierno 2012

Romerillo B2-T1    B2-T6  
Romerillo B2-T2    B2-T5  
Romerillo B2-T3    B2-T4

##### Monitoreo de primavera 2012

Huingán B2-T2    B2-T4  
Huingán B1-T3    B1-T4

##### Monitoreo de verano 2013

Acacia B1-T1    B1-T4  
Acacia B1-T3    B1-T5

##### Monitoreo de otoño 2013

Quillay B1-T1    B4-T1  
Acacia B2-T2    B4-T2

Se aclara que los códigos B4 o T4, por ejemplo, que no existen en el ensayo, se emplean para identificar las contra muestras y que no se confundan al ingresarlas en el laboratorio.

#### **4.1.11 Control de muestras de sustrato relave**

En el primer monitoreo se obtuvieron contra muestras de los tres tratamientos provenientes del bloque 1 así como del testigo colindante al bloque 3. En el segundo monitoreo, se obtuvieron dos contra muestras, ambas del bloque 1 (T1 y T3).

## 1.7 PROCESAMIENTO ESTADÍSTICO DE DATOS

En consideración del tipo de variable dependiente, los análisis estadísticos realizados se efectuaron en dos líneas de inferencia, una para las variables cualitativas y otra para variables cuantitativas. El primer grupo engloba las variables de estado de vigor, estado fenológico y arquitectura de plantas; mientras que dentro del segundo grupo se encuentran todas las variables de composición química de sustratos y tejido vegetal, diámetro de copa, altura, DAC y sobrevivencia de plantas. Esta última variable puede ser considerada como cualitativa en términos de los valores posibles que puede tomar una planta, ya que sólo están las opciones de "viva" o "muerta"; sin embargo, para efectos del procesamiento estadístico de los datos fue considerada como cuantitativa, ya que se trabajó con los porcentajes de sobrevivencia para cada factor evaluado. De esta manera, en sentido estricto, la sobrevivencia cae en la categoría de una variable cuantitativa de razón, ya que sus valores pueden catalogarse como una proporción (Morales, 2005).

### 4.1.12 Variables cualitativas

Una variable cualitativa es aquella para la cual no es posible hacer mediciones numéricas, siendo la observación el medio por el cual es asignado algún valor o categoría. Dependiendo de la escala, la variable puede ser nominal u ordinal. La diferencia entre ambas radica en que los valores de la primera no pueden ser asociados naturalmente a un número, mientras que los valores posibles del segundo grupo son numéricos del tipo discreto (Morales, 2005).

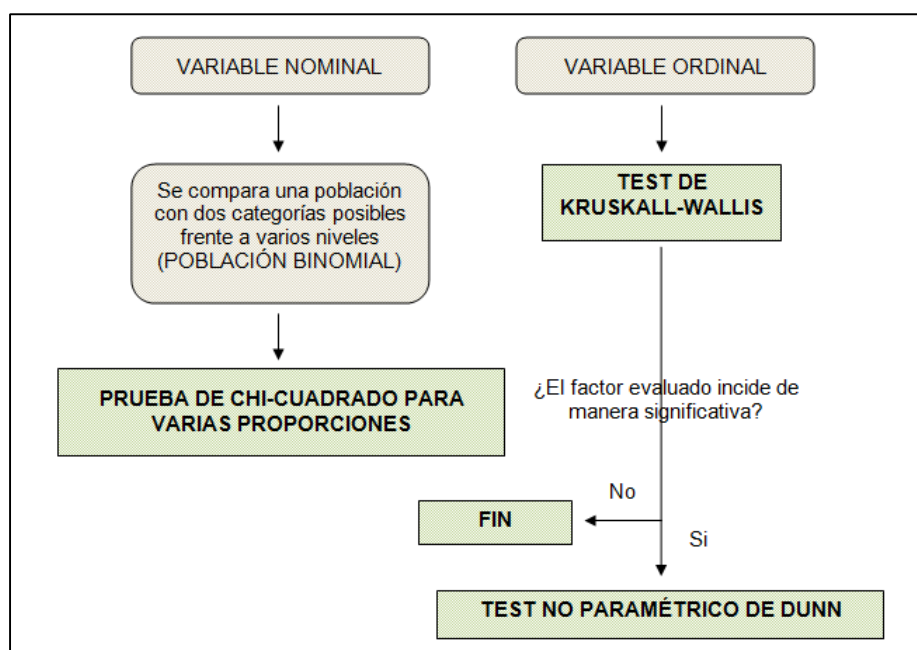
Para el caso de las variables de estado general y estado fenológico, si bien no hay un proceso de cuantificación directa, como sería el caso de un conteo, es posible tratar estas variables como ordinales. La variable "estado de vigor" es asociada a números del 1 al 5, de tal manera que un estado de vigor 5 es superior a un estado de vigor 4, un estado de vigor 4 es superior a uno de 3 y así sucesivamente. Por su parte, la variable "estado fenológico" tuvo un proceso de valorización similar, ya que una planta que está en semillación se encuentra en un estado reproductivo superior a una que está en floración, una planta que está en floración tiene un estado reproductivo superior a una que está en estado vegetativo y así sucesivamente. De esta manera, es posible ordenar de menor a mayor estos datos y calcular sus rangos promedios a nivel de tratamiento y especie, permitiéndose el uso del test de Kruskal Wallis y el posterior test de comparaciones múltiples de Dunn (Figura 4.7).

Si bien el estado fenológico de las plantas es un dato que se registra en el momento de cada campaña de monitoreo, para el procesamiento de esta variable se trabajó con el máximo valor obtenido durante las tres campañas, ya que el objetivo de este registro es saber qué proporción de plantas han llegado en algún momento a la maduración sexual, independiente de si durante la última campaña de monitoreo se verifica o no la presencia de órganos reproductivos.

En cuanto a la variable de arquitectura de plantas, al categorizar una planta como "erecta" o "achaparrada" no existe un procedimiento natural que permita asociar ambos estados a un número, ya que el hecho de considerar a una planta achaparrada como un estado superior a una planta erecta carecería de sentido. El achaparramiento de una planta tiene un fuerte componente genético que es propio de la especie y en parte es debido a condiciones climáticas, como la acción del viento. De esta manera, esta variable es considerada como nominal.

En cuanto a la metodología de análisis estadístico efectuado, por la naturaleza de los datos, la variable de arquitectura debe ser sometida a una prueba de Chi-cuadrado para varias proporciones, ya que al evaluar la incidencia del tratamiento y/o la especie con la arquitectura, se tienen sólo dos estados posibles (erecta o achaparrada), de tal manera que se trata de una población binomial.

**Figura 4.7. Esquema metodológico de análisis inferencial sobre variables cualitativas**



Fuente: Elaboración propia.

En el caso de las variables cualitativas de estado general y estado fenológico, al ser tratadas como variables ordinales, la influencia de los tratamientos así como las diferencias detectadas entre especies fueron evaluadas mediante el test no paramétrico de Kruskal Wallis. Cuando dicho test mostró que existen diferencias significativas entre tratamientos o especies, se procedió con un test de comparaciones múltiples no paramétrico, llamado test de Dunn.

#### 4.1.13 Variables cuantitativas

Las variables cuantitativas son aquellas en que las observaciones resultantes pueden medirse, ya que poseen un orden o rango natural, o bien pueden ser procesadas como una variable de proporciones. Este es el caso de la variable sobrevivencia, altura, DAC, diámetro de copa y todas aquellas que hacen referencia a contenidos de elementos químicos, ya sea en algún órgano vegetal o en los sustratos analizados.

En el caso particular de la variable sobrevivencia, dado su carácter dicotómico (muerto o vivo), para tratarla como una variable cuantitativa ésta fue transformada a porcentaje (proporción de plantas vivas en los 18 sectores que conforman el ensayo (3 bloques x 6 sectores cada uno, donde se distribuyen tres tratamientos y sus seis repeticiones). De esta manera, para cada tratamiento se dispuso de seis valores (repeticiones) de sobrevivencia que fueron sometidos al procesamiento estadístico porcentualmente.

Para lograr identificar posibles diferencias significativas en cada una de las variables analizadas entre los diferentes niveles de los factores en estudio (acondicionamiento y especie), se llevaron a cabo análisis de varianza. Para obtener resultados confiables mediante esta herramienta, previamente es necesario ejecutar varios análisis consecutivos y discriminatorios, los cuales ayudan a determinar el método más idóneo. En este sentido, antes de realizar un análisis de varianza, es necesario evaluar si los datos se distribuyen normalmente dentro de cada tratamiento, cada especie y dentro de cada combinación de ambos factores (3 tratamientos x 11 especies) y si las varianzas de cada uno de éstos pueden considerarse iguales entre sí (principio de homocedasticidad).

En este sentido, la primera etapa del análisis de los datos fueron los test de homocedasticidad y luego los de normalidad dentro de cada una de las 33 poblaciones que se obtienen de la combinatoria entre los 3 tratamientos de acondicionamiento con las 11 especies que componen el ensayo. Con estos análisis se evaluó la factibilidad de utilizar un modelo bifactorial en bloques. De no cumplirse uno o ambos supuestos para alguna de las 33 poblaciones, se descarta la posibilidad de utilizar dicho modelo paramétrico, y los análisis de normalidad y homocedasticidad se realizan de forma independiente para los factores especie y tratamiento, de tal manera de analizar si es posible utilizar un modelo unifactorial en bloques para ambos factores por separado (Figura 4.8). Para el caso específico de la variable de sobrevivencia, al evaluar la factibilidad de usar un modelo paramétrico bifactorial y un modelo unifactorial para el factor especie, los datos de las especies quilo y litre fueron descartados en el análisis, ya que al haber sólo dos plantas en cada sector del ensayo, la variable de sobrevivencia puede tomar sólo tres valores (100 %, 50% o 0 %) y por ende pierde potencia su representatividad a la hora de procesar los datos de manera conjunta.



En cuanto a los test de homocedasticidad utilizados, el test de Bartlett es la prueba más confiable cuando se trabaja con una cantidad de muestras mayor a 10 por tratamiento y con un diseño experimental desbalanceado, es decir, que existe una cantidad de muestras diferente en los niveles de un factor (o tratamiento); mientras que si el diseño es balanceado, el test de homocedasticidad recomendado es el de Cochran (Morales, 2005). De esta manera, al trabajar con los datos de todas las muestras que se obtienen de la combinatoria entre los factores tratamiento y especie (33 combinaciones), así como al analizar sólo el factor especie de forma independiente (11 niveles), la prueba de homocedasticidad utilizada corresponde al test de Bartlett, ya que al existir una cantidad diferente de plantas por especie, el diseño experimental se define como "desbalanceado". Sólo al evaluar la igualdad de varianzas entre tratamientos omitiendo el factor especie se trabajó con el test de Cochran, ya que cada tratamiento está representado por una cantidad equivalente de plantas (diseño balanceado). Para el caso específico del análisis de la variable de sobrevivencia en función del factor de acondicionamiento y de ambos factores conjuntos (especie y acondicionamiento), al trabajar con seis datos por cada tratamiento se utilizó el test de homocedasticidad de Levene, ya que éste es apropiado cuando se trabaja con muestras menores a 10.

Respecto de los test de normalidad, cuando se trabaja con muestras mayores a 30 a nivel de cada tratamiento, el más adecuado es el test Chi-cuadrado de Pearson, mientras que con muestras menores es recomendable utilizar la prueba de Shapiro Wilk (Morales, 2005). En este sentido, para muestras pequeñas, como es el caso del análisis de la variable de sobrevivencia, se utilizó este último, mientras que para los análisis de normalidad de muestras grandes, tales como en las variables de incremento en altura y DAC se trabajó con el test Chi-cuadrado de Pearson.

Cuando los análisis de normalidad y/o homocedasticidad indican que no se cumple alguno de los supuestos, se analizan las poblaciones con datos transformados para cada una de las 33 combinaciones de ambos factores y, en caso de ser necesario, para los factores tratamiento y especie por separado. Las funciones de transformación de datos utilizadas para evaluar si se cumple con los supuestos de normalidad y homocedasticidad para la variable diámetro de copa fueron:  $\ln(x)$ ,  $\sqrt{x}$  y  $1/x$ . Para el caso de incrementos en altura, al haber algunos valores negativos producto de muerte apical o de ramas altas, las transformaciones utilizadas fueron:  $\ln(x+90)$ ,  $\sqrt{x+90}$  y  $1/(x+90)$ ; mientras que para el caso del incremento en DAC, al haber algunos valores igual a cero, se utilizaron las transformaciones  $\ln(x+1)$ ,  $\sqrt{x}$  y  $1/(x+1)$ . Por su parte, para el caso específico de la variable de sobrevivencia, sólo se utilizó la función de transformación  $\arcsen(\sqrt{x/100})$ , ya que ésta es apropiada cuando se trabaja con porcentajes.

En el caso particular de los incrementos en DAC, debido a la alta precisión (0,01 mm) y sensibilidad del pie de metro utilizado en terreno y al hecho que los tallos de las plantas no son

perfectamente cilíndricos, en el monitoreo se obtuvieron algunos valores inferiores a los de la línea base (incremento negativo), los cuales fueron verificados en terreno mediante una muestra, para comprobar la validez del dato. Para corregir esta inconsistencia, a nivel de planilla electrónica, la rectificación consistió en igualar el DAC medido en el monitoreo con el medido en la etapa inicial.

Como se aprecia en la Figura 4.8, si luego de las transformaciones descritas no se cumple el supuesto de normalidad y/o el de homocedasticidad para cada tratamiento de él o los factor(es) evaluado(s), se recurre a un modelo no paramétrico, en este caso Kruskal Wallis, para determinar si el factor tratamiento y el factor especie por separado influyen de manera significativa sobre la variable sometida a análisis. Cuando el resultado de este test arroja un valor P menor al 5 % (es decir, detecta diferencias), se procede a hacer un test de comparaciones múltiples de Dunn, con el objetivo de determinar entre qué pares de tratamientos o especies se producen estas diferencias significativas entre las medianas para un nivel de confianza del 95 %.

Por su parte, cuando los supuestos de normalidad y homocedasticidad se cumplen para un factor determinado (tratamiento o especie), se utiliza un modelo paramétrico unifactorial en bloques al azar. Cuando el resultado de este test arroja un valor P menor al 5 %, se procede a hacer un test de comparaciones múltiples de Duncan, con el objetivo de determinar entre qué pares de tratamientos o especies existen diferencias significativas entre las medias para un nivel de confianza del 95 %.

Posteriormente a estos análisis, se realizó un análisis de varianza de manera independiente para cada especie, de manera de evaluar si los tratamientos de acondicionamiento influyen de manera significativa en cada una de las variables cuantitativas para cada especie en particular. La Figura 4.7 muestra el esquema de pasos consecutivos efectuados antes de realizar cada uno de los análisis de varianza.

Los resultados de los test de comparaciones múltiples, ya sean paramétricos o no paramétricos, se presentan a lo largo del documento como letras sobre las barras de los gráficos, de tal manera que al haber dos o más barras con igual letra, significa que ambos tratamientos o especies no difieren significativamente para un nivel de confianza del 95 %.

Respecto de las variables químicas en tejido vegetal y sustratos, como sólo se dispuso de tres muestras por tratamiento, la elección de realizar el análisis de varianza no paramétrico se tomó sin hacer pruebas de normalidad ni de homocedasticidad, ya que el número de muestras es insuficiente para realizar estos análisis. Como en estas variables se disponía de una muestra por bloque dentro de cada tratamiento, la prueba no paramétrica más adecuada a utilizar fue el test de Friedman, ya que considera a los bloques como unidades homogéneas (Morales, 2005).

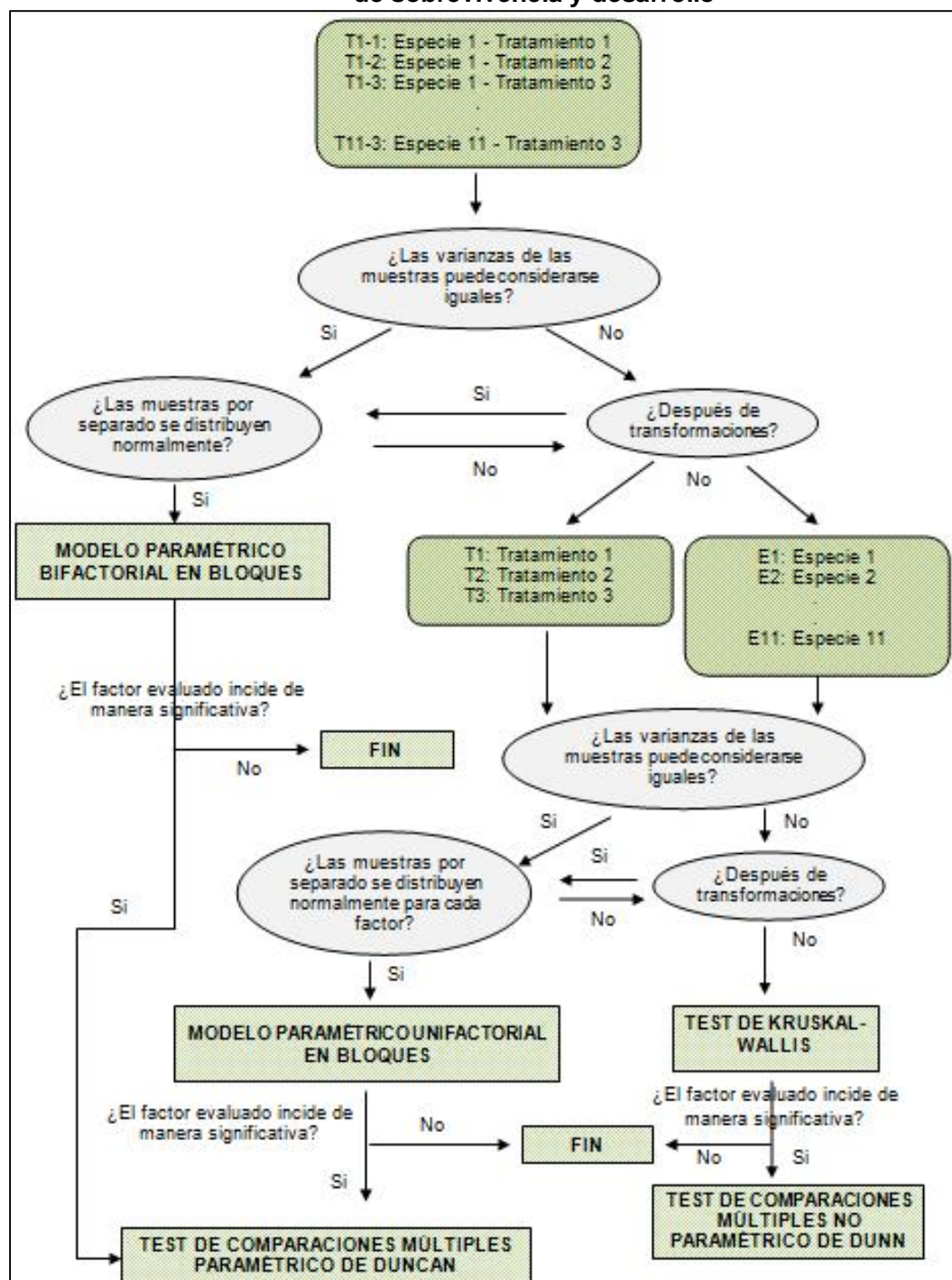
Cuando el resultado de este test arroja un valor P menor al 5 %, se procede a hacer un test de comparaciones múltiples denominado Wilcoxon-Wilcox, con el objetivo de determinar entre qué pares de tratamientos o especies existen diferencias significativas para un nivel de confianza del 95 % (Figura 4.9).

#### **4.1.14 Programas estadísticos utilizados**

Para correr los análisis de varianza, tanto paramétricos como no paramétricos, se emplearon el software estadístico Xlstat 2013, así como para los test de homocedasticidad de Bartlett y Levene y el test de normalidad de Shapiro Wilk. Por su parte, el test de normalidad de Chi-cuadrado y el test de homocedasticidad de Cochran fueron ejecutados mediante el programa Statgraphics Plus 5.1.

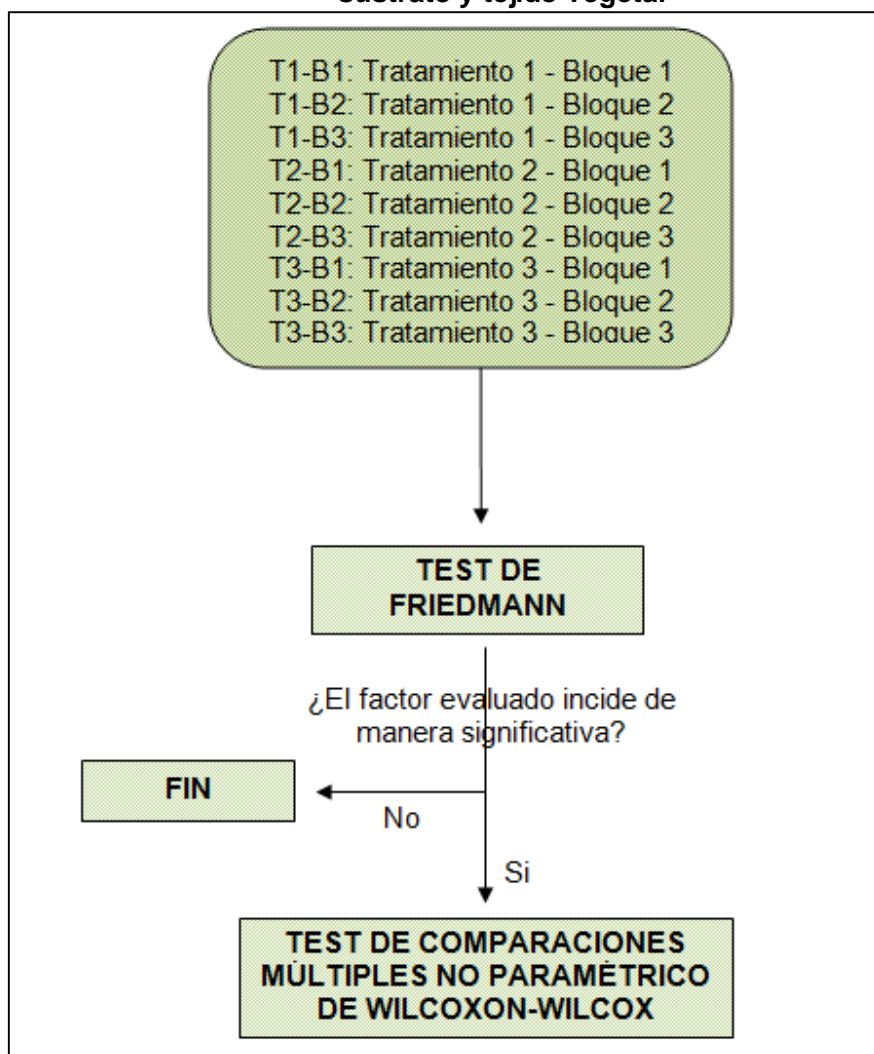
Sólo para el componente de tejido vegetal, los test de Friedman y Wilcoxon-Wilcox fueron ejecutados de forma manual en planillas Excel, ya que al haber sólo tres muestras por tratamiento la asignación de rangos y posterior cálculo de la estadística de prueba y el valor P se facilita el procesamiento y se obtienen resultados más precisos, ya que los software estadísticos realizan aproximaciones en los datos para muestras grandes (Morales, 2005).

**Figura 4.8. Esquema secuencial de análisis estadístico para inferir sobre la diferencia de medias entre grupos de plantas según tratamiento y especie, para el componente de sobrevivencia y desarrollo**



Fuente: Elaboración Propia.

**Figura 4.9. Esquema secuencial de análisis estadístico para inferir sobre la diferencia de medias entre grupos de plantas según tratamiento, para los componentes de sustrato y tejido vegetal**



Fuente: Elaboración propia.



## **5. PRESENTACION Y DISCUSION DE RESULTADOS**

### **1.8 5.1 ESTUDIO DE LINEA BASE**

#### **5.1.1 Línea base de sustrato**

A continuación se entregan los resultados de los análisis de línea base del relave en el tranque Quillayes, separando los resultados en estudios de fertilidad, salinidad y metales pesados no esenciales.

##### **5.1.1.1 Fertilidad**

En la Tabla 5.1 se muestran los resultados de los análisis de fertilidad efectuados en las muestras de relave y se discuten en relación a su condición como sustrato para las plantas.

**Tabla 5.1. Parámetros de fertilidad en línea base de relave**

Variable	Muestra 1 *	Muestra 2	Muestra 3	Promedio	Error Estándar	Error Estándar (%)
pH suspensión (1:2,5)	5,800	6,000	6,500	6,100	0,208	3,413
Materia orgánica (%)	0,560	0,180	0,310	0,350	0,112	31,859
N total (mg/kg)	52,500	147,000	91,000	96,833	27,435	28,332
P total (mg/kg)	1.769,000	1406,000	1.082,000	1419,000	198,426	13,984
K total (mg/kg)	3.477,000	4246,000	3.145,000	3622,667	326,070	9,001
S total (mg/kg)	8.100,000	12182,000	4.528,000	8270,000	2211,154	26,737
Ca total (mg/kg)	10.492,000	16557,000	5.226,000	10758,333	3273,688	30,429
Mg total (mg/kg)	7.032,000	3784,000	3.392,000	4736,000	1153,564	24,357
Fe total (mg/kg)	8.621,000	10512,000	10.546,000	9893,000	636,076	6,430
Mn total (mg/kg)	74,000	85,000	61,000	73,333	6,936	9,458
Cu total (mg/kg)	429,000	792,000	802,000	674,333	122,701	18,196
Zn total (mg/kg)	15,000	15,000	11,000	13,667	1,333	9,756
Mo total (mg/kg)	8,660	17,000	14,800	13,487	2,495	18,503
Ni total (mg/kg)	ne	7,980	5,860	6,920	0,865	12,507
Se total (mg/kg)	ne	0,198	0,188	0,193	0,004	2,115
As total (mg/kg)	<0,001	0,005	0,015	0,007	0,004	59,476
Cd total (mg/kg)	<0,001	0,007	0,002	0,003	0,002	55,678
Cr total (mg/kg)	11,500	9,390	6,250	9,047	1,525	16,860
Pb total (mg/kg)	3,290	3,290	1,080	2,553	0,737	28,851
Hg total (mg/kg)	ne	0,420	0,432	0,426	0,005	1,150
N disponible (mg/kg)	10,000	22,000	24,000	18,667	4,372	23,419
P disponible (mg/kg)	25,000	29,000	37,000	30,333	3,528	11,630
K disponible (mg/kg)	104,000	136,000	80,000	106,667	16,221	15,207
S extractable (mg/kg)	1167,000	567,000	469,000	734,333	218,175	29,711
Fe disponible (mg/kg)	94,100	34,500	13,900	47,500	24,047	50,625
Mn disponible (mg/kg)	4,800	2,800	0,300	2,633	1,302	49,432
Cu disponible (mg/kg)	85,100	92,100	58,900	78,700	10,104	12,839
Zn disponible (mg/kg)	0,750	0,560	0,210	0,507	0,158	31,214
B disponible (mg/kg)	2,100	1,400	0,550	1,350	0,448	33,196

\*Muestra obtenida en febrero del 2012 mientras que las otras se obtuvieron en octubre del 2012

ne: no fueron evaluadas en la primera oportunidad

La línea base del relave presentó un pH promedio de 6,1, en un rango de 5,8 a 6,5; lo que es considerado "moderadamente ácido" a "ligeramente ácido". Llama la atención el valor de pH detectado, dado que el relave dispuesto en el tranque Quillayes proviene de un proceso de flotación alcalina, en que se usan grandes cantidades de cal. En el estudio realizado en el

Tranque El Chinche, luego de casi 9 años desde el cierre, se detectaron valores de pH en torno a 8, lo que se considera de "reacción ligera a moderadamente alcalina" (ATM, 2008). No obstante, cabe mencionar que el pH de relaves provenientes de la minería del cobre puede ser muy variable, tendiendo a ser los depósitos de relaves más antiguos más ácidos y aquellos más nuevos más alcalinos. A modo de ejemplo, estudios han detectado niveles de pH en torno a 3,1 en el tranque de la Planta Santo Domingo de la Mina Montecristo, ubicada en la II Región (Marín y Morales, 2008) y en torno a 8,6 en el tranque La Cocinera, perteneciente a la Planta Ovalle de ENAMI (ex Cía. Minera de Panulcillo), ubicada en la IV Región (Orchard y Ginocchio, 2011). Además, luego de 20 años de abandono, el tranque de relave Piuquenes de Codelco División Andina, ubicado en la cordillera de la V Región de Valparaíso a 2000 msnm, presentó un pH 3,1; lo que es considerado como extremadamente ácido (experiencia del consultor)<sup>2</sup>.

Considerando que los relaves están constituidos básicamente de roca molida, los contenidos de materia orgánica en este material son muy bajos en relación a contenidos de materia orgánica en suelos, lo que es constatado por el presente estudio, donde se obtuvo un contenido promedio de 0,35 % (variando entre 0,18 y 0,56 %). Cabe mencionar que estos niveles se encuentran en los mismos rangos que los detectados en el material granular (entre 0,23 y 0,55 %; Anexo 4 del presente informe), lo que revela la pobreza orgánica del material de cubrimiento del tranque en general. Como referencia, el contenido de materia orgánica en el tranque La Cocinera detectado por el estudio ya aludido se encontró en torno a 1,3 %, contenido que de acuerdo a parámetros agronómicos para suelos arenosos también es considerado muy bajo (menor a 1,75 %; Guerrero, 1996), pero bastante mayor que el registrado en el presente estudio.

En cuanto a los contenidos de macronutrientes principales, que corresponden a aquellos requeridos en mayores cantidades por las plantas, la línea base del relave presentó un contenido muy bajo de nitrógeno (N) total (entre 53 y 147 mg/kg) de acuerdo a parámetros reportados por Guerrero (1996), que indica como límite inferior para suelos los 500 mg/kg. Sin embargo, el N disponible estaría en niveles más adecuados, registrándose concentraciones de 24, 22 y 10 mg/kg en las tres muestras. Solamente este último valor es considerado un contenido bajo de N disponible según estándares del INIA (2009), el que fue detectado en la muestra analizada en la primera oportunidad (febrero del 2012). Este resultado es coincidente con los estudios de ATM (2008) en la experiencia en el tranque El Chinche, tanto en los muestreos de línea base como en el seguimiento. En comparación con la línea base de la

---

<sup>2</sup>Forestación de depósitos de relave abandonados: presentación de caso - Depósito de relave ácido en alta montaña en la zona central de Chile. Green, D. 2001. Seminario *Avances en rehabilitación de áreas degradadas con énfasis en recuperación ecológica*. Facultad de Ciencias Forestales – Universidad de Chile. 8 y 9 de noviembre de 2001.

cobertura granular (Anexo 4), cabe mencionar que el relave tendría un menor contenido de N total (promedio 96,8 mg/kg en el relave y 154 mg/kg en el material granular) (aunque en ambos casos se trata de concentraciones muy bajas), así como un menor contenido de N disponible (promedio 18,7 mg/kg en el relave, nivel bajo y 22,0 mg/kg en el material granular, nivel medio). Este escenario evidencia, en cierta medida, las condiciones deficitarias del relave como sustrato de crecimiento para las plantas.

El fósforo (P) total detectado por el análisis se encuentra entre 1.082 y 1.769 mg/kg, coincidiendo con concentraciones usuales en el suelo (Havlin *et al.* 1999). La concentración de P disponible se encuentra entre 25 y 37 mg/kg, nivel adecuado de acuerdo a Guerrero (1996) y mayor al adecuado según Etchevers (1980). El nivel total de P es similar a aquel detectado en la cobertura granular, entre 1.676 y 1.812 mg/kg, mientras que la concentración de P disponible es bastante mayor que la concentración en el material granular (11 mg/kg). Como referencia, en el Tranque El Chinche se registraron niveles medios a bajos de P disponible (ATM, 2008).

El potasio (K) total en el relave se encuentra entre 3.145 y 4.246 mg/kg, valor significativamente mayor que el encontrado en el material granular (246 mg/kg) (datos en Anexo 4). En tanto, el K disponible se encuentra entre niveles bajos (menos de 100 mg/kg) y adecuados, según estándares de INIA (2009). Al igual que el K total, el K disponible detectado en las muestras de relave es bastante mayor que aquel detectado en las muestras de cobertura granular, material en que la concentración fue entre 27 y 40 mg/kg; nivel muy bajo de acuerdo a los estándares del INIA.

Con respecto a los contenidos totales de macronutrientes secundarios; azufre (S), calcio (Ca) y magnesio (Mg), destaca el Ca por su mayor contenido, con una concentración promedio de 10.758 mg/kg (concentración similar a la detectada en la cobertura granular, de 9.813 mg/kg), variando entre 5.226 a 16.557 mg/kg en las muestras de relave analizadas. El S se presentó en concentraciones de 4.528 a 12.182 mg/kg, que corresponden a valores bastante mayores que los detectados en la cobertura granular, donde la concentración de S total promedio fue de 402 mg/kg. El S extractable también se presenta en niveles sumamente mayores en el relave con respecto a la cobertura granular; de 469 a 1.167 mg/kg y de 9 a 34 mg/kg respectivamente. En cuanto al Mg, éste se encuentra en concentraciones que varían entre 3.392 y 7.032 mg/kg, similares a aquellas en el material granular.

De los micronutrientes, llama la atención principalmente los altos contenidos de hierro (Fe) y cobre (Cu). En general, el Fe es el más abundante en el suelo en cuanto a micronutrientes, por lo que no es extraño encontrar concentraciones muy altas tanto en suelos como en relaves mineros. El análisis permitió detectar una concentración de Fe total en el relave de 9.893 mg/kg en promedio. Por otra parte, la concentración de Fe total en el relave del Tranque Quillayes representa cerca de un tercio del contenido de Fe total en el material granular, con un contenido



de 26.644 mg/kg. Sin embargo, en el caso del Fe disponible, éste presenta una mayor concentración en el relave, donde la concentración varía entre 14 y 94 mg/kg (niveles adecuados en dos de las tres muestras analizadas), mientras que en la cobertura granular es de 6,5 mg/kg (nivel medio). Como referencia, cabe mencionar que el estudio en el Tranque El Chinche destacó la alta disponibilidad de Fe en el relave (ATM, 2008).

Complementariamente, se destaca el alto contenido de Cu total en el relave, de 429 a 802 mg/kg. El contenido de Cu disponible también se presenta en concentraciones extremadamente altas, de 59 a 92 mg/kg. Esta situación también fue reportada por el estudio en el Tranque El Chinche (ATM, 2008). Cabe señalar que Cu tiende a formar ligandos muy fuertes con la materia orgánica del suelo, especialmente con los ácidos húmicos y fúlvicos del humus, que reducen su disponibilidad para las plantas, al punto de llegar a ocasionar deficiencias en suelos orgánicos como turberas (Epstein, 2003).

Con respecto a los restantes micronutrientes, es decir, zinc (Zn), manganeso (Mn), boro (B), molibdeno (Mo), níquel (Ni) y selenio (Se) (aunque éste último constituye un elemento beneficioso y no esencial para las plantas), los niveles detectados fueron relativamente bajos, salvo en el caso de Mo con 13,5 mg/kg, lo que supera los valores usuales para suelos. El contenido total de Mo en un suelo promedio es relativamente bajo, variando desde niveles trazas hasta aproximadamente 20 mg/kg, pero lo más corriente es que se encuentre entre 0,6 y 3,5 mg/kg, con un promedio cercano a 2 mg/kg (Katyal y Randhawa, 1986). El criterio ambiental canadiense define en 5 mg/kg de Mo total en el suelo como límite para el uso agrícola (CCME, 1993). Sin embargo, en relaves de Cu de Chile este elemento ha sido detectado en niveles menores a 40 mg/kg (Mohana, 2000) y de 109 mg/kg (Santibáñez, 2005), por lo que concentraciones de Mo total de 17 mg/kg (valor máximo detectado en una de las muestras) no son considerados como extremadamente elevadas. A diferencia de otros microelementos, el Mo aumenta su disponibilidad en la medida que se incrementa el pH (hasta un límite de 7,5 aproximadamente). En la medida que desciende el pH, el Mo se adsorbe fuertemente a los óxidos y sesquióxidos de Fe, como molibdato de Fe (Epstein, 2003). Además, el efecto del sulfato en la disponibilidad de Mo para las plantas generalmente es antagónico, ya que ambos iones (molibdato y sulfato) compiten por los mismos sitios de absorción de la planta (Gupta y Mehla, 1980). La relación de Mo con la materia orgánica es relevante, pues tiende a acumularse en los horizontes superficiales del suelo, donde se fija a la materia orgánica y al humus (Karimian y Cox, 1978).

### 5.1.1.2 Salinidad

En la Tabla 5.2 se presentan los resultados de los análisis de salinidad efectuados en las muestras de relave, los que reflejan que es *ligeramente salino*, con una conductividad eléctrica de 3 dS/m.

**Tabla 5.2. Parámetros de salinidad en línea base de relave**

Variable	Muestra 1 *	Muestra 2	Muestra 3	Promedio	Error Estándar	Error Estándar (%)
C. eléctrica extracto (dS/m)	3,000	3,100	3,000	3,033	0,033	1,099
Relación adsorción sodio	1,400	1,100	1,600	1,367	0,145	10,631
Carbonato total; CaCO <sub>3</sub> (%)	0,880	1,000	0,630	0,837	0,109	13,026
Bicarbonato soluble (mg/L)	232,000	27,000	23,000	94,000	69,010	73,415
Sulfato soluble (mg/L)	1.200,000	1224,000	1.162,000	1195,333	18,049	1,510
Ca soluble (mg/L)	384,000	406,000	410,000	400,000	8,083	2,021
Mg soluble (mg/L)	86,000	73,000	28,000	62,333	17,572	28,190
K soluble (mg/L)	63,000	74,000	70,000	69,000	3,215	4,659
Na soluble (mg/L)	115,000	92,000	127,000	111,333	10,269	9,223
Cl soluble (mg/L)	135,000	160,000	213,000	169,333	22,995	13,580
Fe soluble (mg/L)	<0,010	0,050	0,070	0,043	0,018	40,704
Mn soluble (mg/L)	5,400	1,300	0,150	2,283	1,593	69,780
Cu soluble (mg/L)	0,783	0,100	0,050	0,311	0,236	76,026
Zn soluble (mg/L)	0,120	0,030	<0,010	0,053	0,034	63,431
B soluble (mg/L)	ne	1,000	0,320	0,660	0,278	42,062
Mo soluble (mg/L)	<0,010	2,400	5,320	2,577	1,535	59,589
Ni soluble (mg/L)	0,146	0,035	0,027	0,069	0,038	55,389
As soluble (mg/L)	<0,001	0,004	0,014	0,006	0,004	62,052
Cd soluble (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	-	-
Cr soluble (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	-	-
Hg soluble (mg/L)	<0,001	0,004	0,003	0,003	0,001	33,072
Pb soluble (mg/L)	0,007	<0,001	<0,001	0,003	0,002	66,667
Se soluble (mg/L)	<0,001	0,001	0,004	0,002	0,001	50,000
% saturación	60,000	50,000	30,000	46,667	8,819	18,898

\*Muestra obtenida en febrero del 2012 mientras que las otras se obtuvieron en octubre del 2012

ne: no fueron evaluadas en la primera oportunidad

NOTA: en el caso de registros analíticos con valor límite, se utilizó este valor para el cálculo del promedio y del error estándar.

La Relación de Adsorción de Sodio (RAS) es un índice que evalúa el efecto del Na en el deterioro de las propiedades físicas (infiltración, permeabilidad, compacidad) del suelo u otro sustrato, cuando éste se encuentra por sobre cierta cantidad de la suma de Ca y Mg. Valores

de la RAS por sobre 8 se consideran potencialmente peligrosos para suelo o sustrato (Ayers y Wescot, 1985; Rhoades et al. 1992; Tanji, 1996; Tipler, 2000), por lo que los valores entre 1,1 y 1,6 detectados por el análisis están alejados de valores preocupantes.

De los resultados de salinidad del relave, destacan el alto contenido los sulfatos, alcanzando una concentración de hasta 1.224 mg/L. Esta situación no llama la atención tratándose de relaves de la minería del cobre. Como referencia, en el tranque La Cocinera (IV Región) se encontró una concentración de 2.225 mg/L (Orchard y Ginocchio, 2011).

Las concentraciones de Mn y Mo merecen atención por la alta variabilidad detectada en sus concentraciones entre muestras, así como también por los niveles detectados. En el caso del Mn soluble, éste se detectó entre concentraciones de 0,15 a 5,40 mg/L, con un promedio de 2,28 mg/L. Considerando que el ámbito entre deficiencia y toxicidad se ha reportado entre 1 y 4 mg/L (Sánchez, 1981), las concentraciones registradas en las distintas muestras evidencian tanto niveles deficitarios como potencialmente tóxicos, aunque moderados. En el caso del Mo soluble, éste se encuentra en niveles altos, pero fluctuando desde niveles menores al límite de detección hasta 5,32 mg/L. Esta situación refleja que el material de relave del tranque Quillayes no es uniforme para estas variables. Como referencia, la concentración promedio de Mn en la costra terrestre es de 1.000 ppm y se encuentra en la mayoría de las rocas de Fe y Mg. En suelos, el contenido total de Mn se encuentra entre los 20 y los 3000 ppm, con un promedio de 600 ppm (Havlin et al. 1999). En la Región Metropolitana y VI Regiones en los valles de Maipo, Cachapoal y Tinguiririca el contenido máximo detectado de Mn total por el estudio de INIA (1990), fue de 1700 mg/kg, con valores promedio inferiores de 1000 mg/kg.

Otros iones encontrados en cantidades muy pequeñas, menores a 1 mg/L, son el Fe, Cu, Zn, B, Ni, As, Hg, Pb y Se. En los casos de Cd y Cr, éstos se encuentran incluso bajo el límite de detección analítico.

#### 5.1.1.3 Metales pesados no esenciales

En la Tabla 5.3 se presentan los resultados de los análisis de metales pesados no esenciales. En cuanto a estos elementos, que no son requeridos por las plantas, destaca el cromo (Cr) y el plomo (Pb) por sus mayores concentraciones, aunque muy alejadas de los umbrales de fitotoxicidad.

Cr se encontró entre 6,3 y 11,5 mg/kg. CCME (1997) definió en 64 mg/kg como la concentración máxima de Cr total en el suelo recomendada para el uso agrícola y en 8 mg/kg en el caso de  $\text{Cr}^{+6}$  (CCME, 1993), que es la forma en que se han observado efectos tóxicos en plantas y

animales. Sin embargo,  $\text{Cr}^{+6}$  está sujeto a lixiviación, adsorción por coloides del suelo y es rápidamente reducido por la materia orgánica a  $\text{Cr}^{+3}$  (Bartlett y James, 1978; Ghorayshi, 1989).

La concentración de Pb se detectó entre 1,1 y 3,3 mg/kg. La concentración crítica o de riesgo para el Pb se encuentra sobre 100 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Méndez y Maier, 2008), aunque la legislación de Alemania, indica valores máximos permitidos de 40 mg/kg para suelos de textura arenosa (Acevedo *et al.* 2005).

**Tabla 5.3. Contenido de metales no esenciales en línea base de relave**

Variable	Muestra 1 *	Muestra 2	Muestra 3	Promedio	Error Estándar	Error Estándar (%)
As total (mg/kg)	<0,001	0,005	0,015	0,007	0,004	59,476
Cd total (mg/kg)	<0,001	0,007	0,002	0,003	0,002	55,678
Cr total (mg/kg)	11,500	9,390	6,250	9,047	1,525	16,860
Pb total (mg/kg)	3,290	3,290	1,080	2,553	0,737	28,851
Hg total (mg/kg)	ne	0,420	0,432	0,426	0,005	1,150

\*Muestra obtenida en febrero del 2012 mientras que las otras se obtuvieron en octubre del 2012  
 ne: no evaluado

El mercurio (Hg) se encontró en niveles en torno a 0,43 mg/kg. Considerado que se ha definido una concentración máxima de Hg total de 1 mg/kg para no generar efectos de toxicidad en las plantas y otros efectos adversos en el ambiente (SAG, 2005), el nivel de este elemento en el relave no se encuentra en niveles perjudiciales para los ensayos. Además, los metales Cr, Pb y Hg son los menos móviles en el suelo y son de muy baja fitotoxicidad. As y Cd se encontraron en concentraciones muy bajas, con promedios de 0,007 y 0,003 mg/kg respectivamente.

### 5.1.2 Línea base de tejido vegetal

Por no ser medidos en las mismas plantas o en las mismas condiciones del ensayo, los antecedentes presentados en este capítulo son sólo referenciales para poder comparar, contextualizar y/o ayudar a interpretar los resultados obtenidos en las plantas del ensayo sobre el tranque. Como se explicó en el capítulo de metodología, estos antecedentes referenciales fueron obtenidos en tejido vegetal de plantas adultas del entorno (follaje y raíz) y de plantas de vivero (follaje y raíz). Se suman a estos datos, las referencias bibliográficas que si bien no siempre han sido obtenidas en especies similares o condiciones experimentales análogas, son útiles para disponer de rangos usuales e identificar situaciones consideradas frecuentes o infrecuentes. Es importante destacar que no existen muchos estudios de concentración de



elementos en raíces; la mayor parte de las investigaciones han sido hechas en follaje, que es más fácil de muestrear y suele además relacionarse con aspectos alimenticios o forrajeros.

#### 5.1.2.1 Referencias bibliográficas de concentración de elementos en follaje

Para contribuir a contextualizar los resultados del ensayo, se recopilieron antecedentes de concentración de algunos macro y micronutrientes en especies forestales, los que se presentan en la Tabla 5.4. Además, la Tabla 5.5 presenta valores referenciales internacionales generales considerados límite de toxicidad en follaje. Cabe recordar que las distintas especies pueden tener umbrales que distan de los definidos de manera general.

**Tabla 5.4. Valores referenciales de N, P, K, Cu, Zn y Mn en tejido foliar de árboles**

Especie	Contenido foliar					
	N (%)	P (%)	K (%)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)
Boldo - <i>P. boldus</i> <sup>1</sup>	0,98	0,24	1,00	3,3	24	41
Quillay - <i>Q. saponaria</i> <sup>2</sup>	1,28 – 1,49	0,08 – 0,13	0,78 – 1,00	2,6 – 3,3	6 - 12	174 - 240
Quillay - <i>Q. saponaria</i> <sup>3</sup>	0,99	0,12	1,28	49	12	90
Tebo - <i>T. trinervis</i> <sup>4</sup>	2,2		0,79			
Quilo - <i>M. hastulata</i> <sup>4</sup>	2,2		1,16			
Roble común - <i>Q. robur</i> <sup>5</sup>	2,95	0,25	1,13			
Eucalipto azul - <i>E. globulus</i> <sup>6</sup>	2,0	0,15	0,7	7	20	50
Eucalipto brillante - <i>E. nitens</i> <sup>7</sup>	1,4	0,08	0,39	6	8,6	1073
Pino insigne - <i>P. radiata</i> <sup>8</sup>	1,2 – 1,3	0,11 – 0,12	0,4 – 0,5	2 - 4	10	10

<sup>1</sup> Fuente: Instituto forestal, 2009; <sup>2</sup> Fuente: Navarrete, 2006; <sup>3</sup> Fuente: INFOR-INDAP-FIA. 2000 (plantas de vivero);

<sup>4</sup> Fuente: Yates *et al.* 1984; <sup>5</sup> Fuente: Rozados *et al.* 2000; <sup>6</sup> Fuente: Ros, 1999; citado en Lastra *et al.* 2002;

<sup>7</sup> Fuente: Español *et al.* 2000; citado en Lastra *et al.* 2002; <sup>8</sup> Fuente: Mead, 1995; citado en Lastra *et al.* 2002.

**Tabla 5.5. Límites de fitotoxicidad en tejido foliar según diversas fuentes**

Fuente	Contenido foliar según elemento						
	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)
Méndez y Maier, 2008.	20	400	400 a 1000	5 a 20	5 a 30	30 a 100	
Munshower, 1993		250 a 650	400 a 500	20			
Marschner, 2003	20 a 30	300					
Katyal y Randhawa, 1986	30	200	1000 a 3000				
Sopper, 1993	150	300	300		3	10	2

#### 5.1.2.2 Plantas del entorno

##### **Tejido foliar**

En la Tabla 5.6 se presentan los rangos y promedios del contenido foliar de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo y As para las distintas especies, de acuerdo a los análisis efectuados en primavera (muestreo de octubre del 2012) y en verano (muestreos de marzo del 2012 y enero del 2013). La Tabla 5.7 presenta estos mismos estadígrafos para el contenido foliar de Cd, Cr, Hg y Pb, elementos adicionales considerados en verano. Los registros de los análisis de laboratorio se presentan en el Anexo 3.

En cuanto a los niveles por especie, se observó que el quilo presentó las mayores concentraciones en varios de los nutrientes analizados, salvo Cu, Mn y Mo. Las leguminosas acacia saligna, espinos y algarrobo también se destacaron, por sus altos niveles en N y Mo. En romerillo se detectaron mayores contenidos en P, K y Zn. Por el contrario, quillay tiende a evidenciar los menores valores en N, P, Cu, Zn y Mo. Litre mostró los menores niveles en N, P, K, Cu, Mn y Mo. En cuanto a las otras especies, éstas no muestran tendencias claras, ya que pueden registrar valores altos en algunos elementos y valores bajos de otros.

Por otra parte, no es posible advertir un patrón de mayores concentraciones de algún elemento en una estación en particular con respecto a la otra. En general, en ambas estaciones se detectaron rangos bastante similares para los distintos elementos en las especies en estudio.

Referente a los macronutrientes, en ambas campañas de muestreo el contenido de nitrógeno en el tejido foliar de las especies evaluadas se encuentra dentro de rangos normales según las referencias expuestas en la tabla 5.4. Su concentración varió desde 1,01 % (quillay en primavera y huingán en verano), concordando con las concentraciones reportadas para boldo y quillay, hasta 4,27 % (algarrobo en primavera), concentración algo mayor que las referenciales. No obstante, Marschner (2003) reportó que concentraciones entre 2 y 5 % serían las óptimas para el crecimiento vegetal, dependiendo de la especie, la etapa de desarrollo y el órgano. Cabe destacar que la mayor concentración de N se da en una especie leguminosa, capaz de fijar este elemento atmosférico, lo que permite incrementar su captura. Espino y acacia saligna, otras especies leguminosas, también presentan concentraciones de N mayores a 2,5 %. Las concentraciones de fósforo se encuentran dentro de niveles esperables para otras especies de referencia. El contenido de este nutriente se encontró desde 0,07 % (quillay, huingán y litre en primavera) hasta valores de 0,41 % (pimiento en primavera). Esta concentración supera aquellas referenciales citadas en la Tabla 5.4, sin embargo, otras referencias aluden a concentraciones normales de P en tejido foliar de 0,3 a 0,5 %, pudiendo ser tóxico por sobre el 1 % (Marschner, 2003). En cuanto al potasio, en general los niveles detectados se encuentran en torno a niveles normales o sobrepasan los niveles referenciales planteados para especies

arbóreas (Tabla 5.4). Se detectaron valores desde 0,42 % (espino en primavera) hasta 2,69 % (romerillo en primavera).

En cuanto a los micronutrientes, los análisis de cobre evidenciaron concentraciones más elevadas que los rangos referenciales y en algunos casos incluso mayores al umbral de fitotoxicidad definido por Méndez y Maier (2008), de 20 mg/kg (Tabla 5.4; Tabla 5.5). Los tenores de Cu en tejido foliar de plantas del entorno se encontraron entre 5 mg/kg (algarrobo en verano, especie en que también se detectó una concentración de 42 mg/kg) y 58 mg/kg (espino en verano). Cabe destacar que el valor referencial de 49 mg/kg de Cu en tejido foliar de plantas de vivero de quillay (Tabla 5.4) corresponde a plantas que recibieron aplicaciones de agroquímicos que contienen Cu, entre otros microelementos. Por otra parte, es sabido que las aguas y suelos chilenos presentan elevadas concentraciones de Cu, por lo que no debe llamar la atención mayormente encontrar elevados contenidos de este elemento en tejido vegetal, sobre todo en los valles cercanos a zonas mineras.

En el caso del zinc se detectaron niveles entre 6 mg/kg (quillay en primavera) y 70 mg/kg (maitén en verano), concentraciones muy alejadas del umbral de fitotoxicidad definido por Méndez y Maier (2008); correspondiente a 400 mg/kg. El manganeso se encontró dentro de valores esperables según las referencias de otras especies y en concentraciones alejadas del umbral de fitotoxicidad, fijado en al menos 400 mg/kg por Méndez y Maier (2008). Su concentración en tejido foliar de las plantas del entorno varió entre 23 mg/kg (romerillo en primavera) y 263 mg/kg (maitén en primavera). En cuanto al molibdeno, las especies leguminosas revelaron los mayores contenidos en el tejido foliar, lo que concuerda con los mayores requerimientos de este elemento por parte de este grupo de especies. Su análisis en las muestras tomadas evidenció concentraciones menores a 0,02 mg/kg (litre, maitén y quilo en verano) y que llegaron hasta 7,07 mg/kg (acacia saligna en primavera).

**Tabla 5.6. Rango y promedio del contenido foliar de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo y As de plantas del entorno según especie en primavera y verano**

ESPECIE	ESTACION	ESTADIGRAFO	CONTENIDO FOLIAR							
			N (%)	P (%)	K (%)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	As (mg/kg)
Romerillo	Primavera	Rango	1,80 - 2,22	0,18 - 0,29	2,21 - 2,69	20,00- 30,00	33,00- 57,00	23,00- 45,00	0,43 - 1,16	-
		Promedio	2,04	0,22	2,52	25,00	45,33	31,67	0,72	<0,01
	Verano	Rango	1,64 - 2,06	0,10 - 0,25	1,94 - 2,42	20,00 - 23,00	39,00 - 45,00	25,00 - 56,00	0,46 - 0,98	-
		Promedio	1,78	0,18	2,22	21,33	41,00	38,00	0,69	0,28
Huingán	Primavera	Rango	1,11 - 1,20	0,07 - 0,12	0,46 - 0,61	10,00- 17,00	10,00- 13,00	61,00- 88,00	0,47 - 0,85	-
		Promedio	1,16	0,09	0,52	14,33	11,67	73,00	0,68	<0,01
	Verano	Rango	1,17 - 1,19	0,10 - 0,15	0,74 - 1,01	10,00- 26,00	10,00- 13,00	60,00- 73,00	0,43 - 1,15	-
		Promedio	1,18	0,12	0,84	17,33	12,00	68,67	0,70	<0,01
Pimiento	Primavera	Rango	2,23 - 2,69	0,16 - 0,41	1,63 - 2,59	9,00- 17,00	15,00- 31,00	53,00- 113,00	0,49 - 0,82	-
		Promedio	2,46	0,25	2,00	13,67	22,00	83,33	0,70	<0,01
	Verano	Rango	2,41 - 2,94	0,16 - 0,24	2,02 - 2,28	10,00 - 11,00	16,00- 25,00	50,00- 63,00	0,35 - 0,66	0,15 - 0,28
		Promedio	2,68	0,20	2,14	10,33	20,00	54,33	0,49	0,19
Espino	Primavera	Rango	2,21 - 3,49	0,10 - 0,19	0,42 - 0,82	37,00- 49,00	28,00- 33,00	58,00- 88,00	3,09 - 3,83	-
		Promedio	2,64	0,13	0,64	43,00	31,33	76,33	3,40	<0,01
	Verano	Rango	2,82 - 2,88	-	0,65 - 0,79	33,00- 58,00	21,00- 28,00	108,00- 168,00	1,64 - 2,62	-
		Promedio	2,84	0,11	0,72	42,67	25,67	130,00	2,12	<0,01
Algarrobo	Primavera	Rango	3,37 - 4,27	0,14 - 0,31	0,95 - 1,50	7,00- 27,00	17,00- 49,00	64,00- 83,00	1,35 - 2,13	-
		Promedio	3,68	0,21	1,16	14,00	32,00	75,33	1,81	<0,01
	Verano	Rango	2,67 - 3,36	0,09 - 0,11	0,96 - 1,38	5,00- 42,00	10,00- 64,00	74,00- 152,00	2,25 - 5,32	0,28 - 0,53
		Promedio	2,97	0,10	1,16	20,33	34,00	125,00	3,33	0,45
Quillay	Primavera	Rango	1,01 - 1,14	0,07 - 0,10	0,95 - 1,25	7,00- 14,00	6,00- 11,00	59,00- 111,00	0,47 - 0,64	-
		Promedio	1,06	0,08	1,09	9,33	8,67	82,67	0,53	<0,01
	Verano	Rango	1,09 - 1,33	0,09 - 0,10	1,26 - 1,84	8,00- 12,00	9,00- 12,00	55,00- 96,00	0,53 - 0,62	-
		Promedio	1,19	0,10	1,62	9,33	10,33	82,67	0,58	<0,01

Nota: el promedio se obtuvo con los resultados de las tres muestras



**Tabla 5.6 (continuación) Rango y promedio del contenido foliar de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo y As de plantas del entorno según especie en primavera y verano**

ESPECIE	ESTACION	ESTADIGRAFO	CONTENIDO FOLIAR							
			N (%)	P (%)	K (%)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	As (mg/kg)
Acacia saligna	Primavera	Rango	2,52 - 2,78	0,08 - 0,15	0,62 - 0,86	8,00- 11,00	17,00- 30,00	52,00- 82,00	1,93 - 7,07	-
		Promedio	2,68	0,13	0,77	9,67	23,33	65,67	4,20	<0,01
	Verano	Rango	2,34 - 2,66	0,07 - 0,12	0,67 - 1,19	10,00 - 12,00	17,00 - 23,00	55,00 - 89,00	2,20 - 9,00	-
		Promedio	2,51	0,09	0,90	11,00	20,33	72,00	4,63	<0,001
Maitén	Primavera	Rango	1,56 - 2,20	0,09 - 0,26	0,43 - 1,01	11,00 - 25,00	23,00- 56,00	89,00- 263,00	0,22 - 1,54	-
		Promedio	1,95	0,19	0,74	16,00	43,00	165,67	0,74	<0,01
	Verano	Rango	1,42 - 1,82	0,09 - 0,22	0,41 - 0,78	12,00 - 17,00	17,00 - 70,00	137,00 - 530,00	<0,02 - 0,80	-
		Promedio	1,59	0,15	0,61	14,00	47,33	268,33	<0,31	<0,001
Litre	Primavera	Rango	1,02 - 1,13	0,07 - 0,09	0,64 - 0,67	6,00- 9,00	8,00- 11,00	52,00- 72,00	0,12 - 0,20	-
		Promedio	1,08	0,08	0,66	8,00	9,33	58,67	0,17	<0,01
	Verano	Rango	1,09 - 1,47	0,06 -0,10	0,69 - 0,89	11,00 - 13,00	12,00 - 23,00	45,00 - 65,00	-	-
		Promedio	1,27	0,08	0,82	12,00	16,00	52,33	<0,02	<0,001
Quilo	Primavera	Rango	3,27 - 3,63	0,20 - 0,23	2,43 - 2,49	10,00- 13,00	31,00- 37,00	100,00- 140,00	0,68 - 0,86	-
		Promedio	3,50	0,22	2,46	11,67	34,33	115,33	0,76	<0,01
	Verano	Rango	3,36 - 3,63	0,16 - 0,19	2,25 - 2,48	10,00 - 13,00	39,00 - 49,00	68,00 - 140,00	-	-
		Promedio	3,48	0,18	2,35	12,00	43,33	115,33	<0,02	<0,001
Talhuén	Primavera	Rango	3,44 - 3,72	0,18 - 0,19	1,37 - 1,39	11,00- 18,00	17,00- 24,00	71 - 86	0,40 - 1,01	-
		Promedio	3,55	0,18	1,38	13,67	19,67	77,33	0,62	<0,01

Nota: el promedio se obtuvo con los resultados de las tres muestras

**Tabla 5.7. Rango y promedio del contenido foliar de Cd, Cr, Hg y Pb de plantas del entorno según especie en verano**

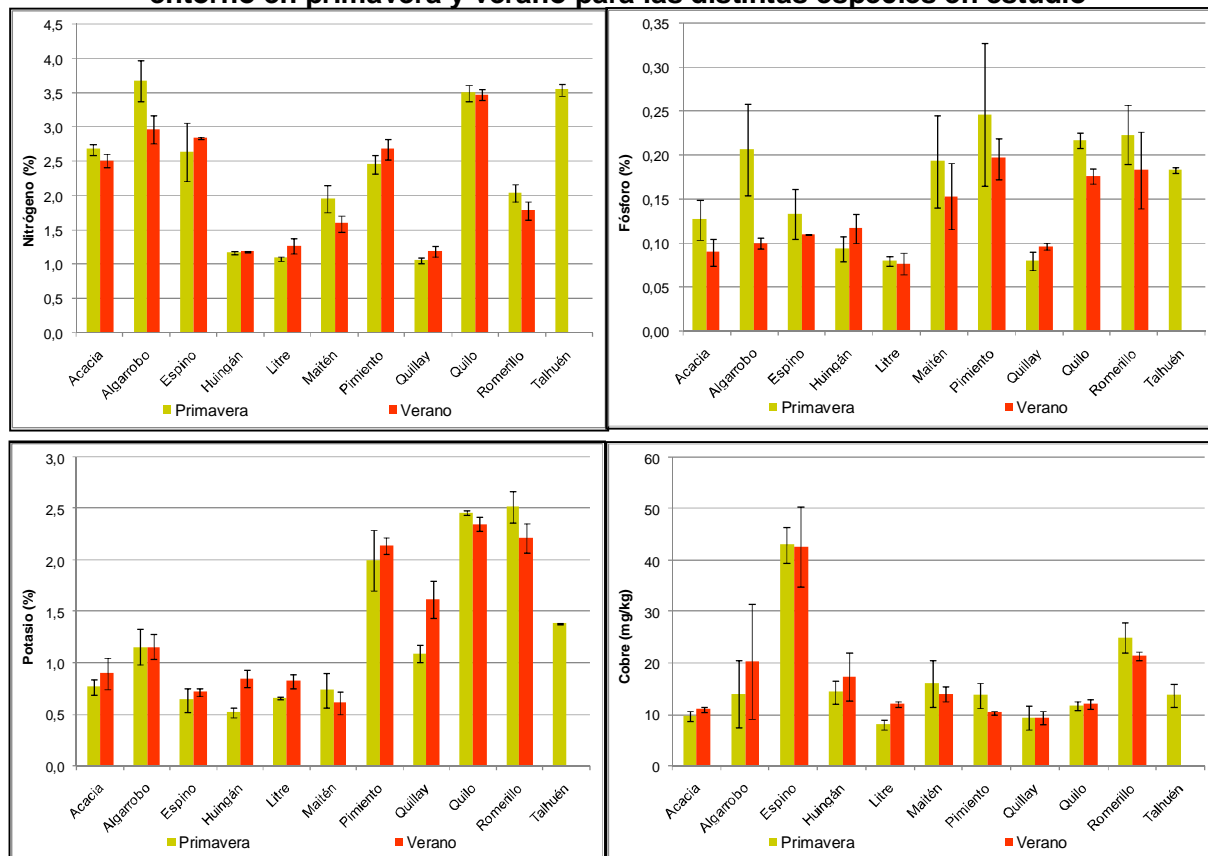
Especie	Estadígrafo	Contenido foliar			
		Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Acacia saligna	Rango	-	<0,001 – 0,339	-	-
	Promedio	<0,010	0,153	<0,001	<0,010
Maitén	Rango	-	-	-	<0,010 – 5,700
	Promedio	<0,010	<0,001	<0,001	3,520
Litre	Rango	-	-	-	1,540 – 1,740
	Promedio	<0,010	<0,001	<0,001	1,610
Quilo	Rango	-	-	-	4,220 – 5,400
	Promedio	<0,010	<0,001	<0,001	4,620

Nota: el promedio se obtuvo con los resultados de las tres muestras

Referente a los metales pesados no esenciales analizados, para plomo se detectaron las mayores concentraciones, llegando a 5,7 mg/kg en maitén. Le siguen arsénico y cromo, con niveles de hasta 0,53 mg/kg en algarrobo y 0,34 mg/kg en acacia saligna, respectivamente. Estos tenores registrados se alejan considerablemente de los umbrales de toxicidad (Tabla 5.5). Tanto cadmio como mercurio se encontraron bajo los límites de detección en todas las muestras ingresadas.

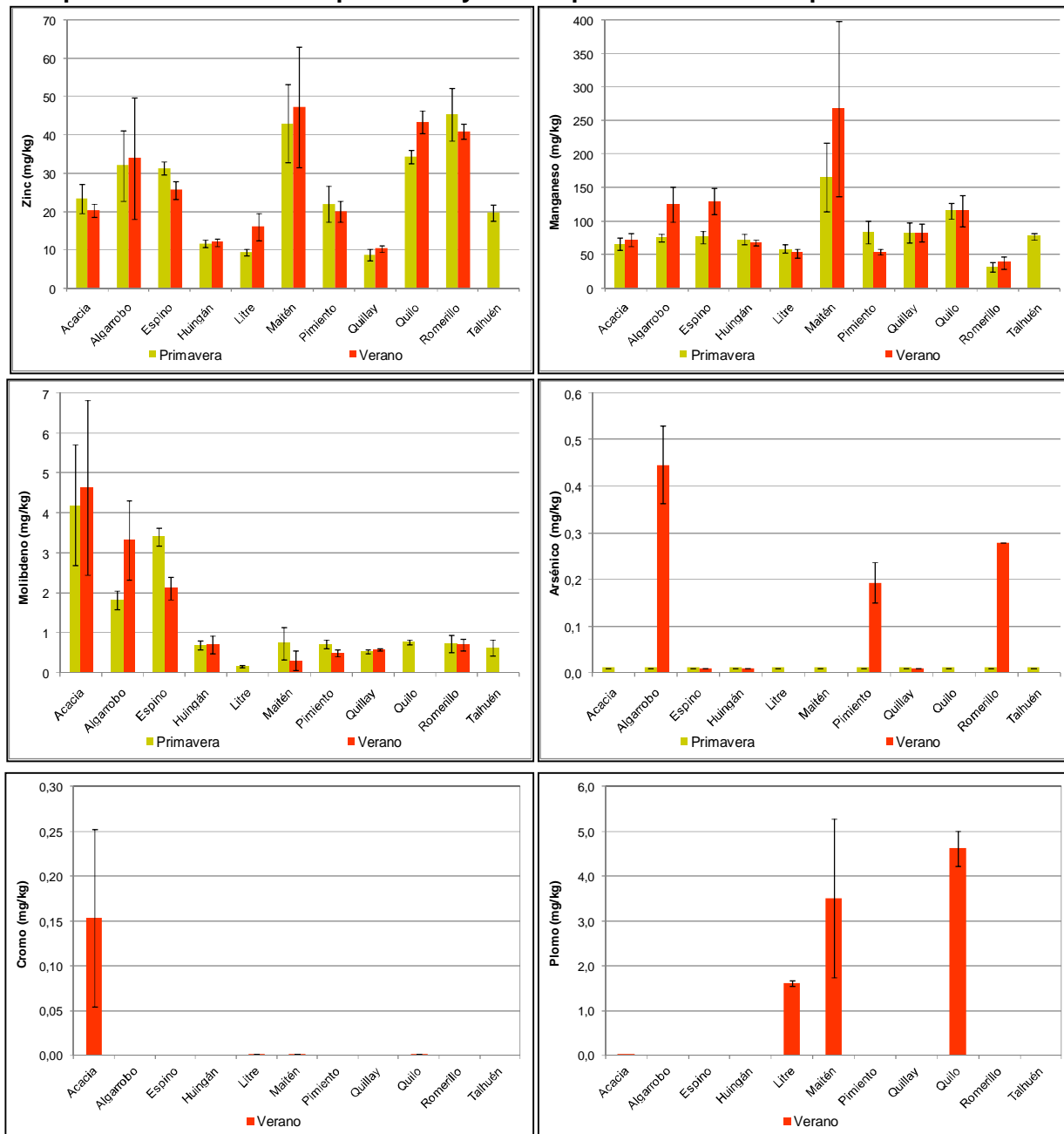
A continuación se presentan los gráficos que detallan las concentraciones de los diferentes elementos analizados en tejido foliar de plantas del entorno tanto en primavera como en verano.

**Figura 5.1. Concentración promedio de N, P, K y Cu en tejido foliar de las plantas del entorno en primavera y verano para las distintas especies en estudio**



\*Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

**Figura 5.2. Concentración promedio de Zn, Mn, Mo, As, Cr y Pb en tejido foliar de las plantas del entorno en primavera y verano para las distintas especies en estudio**



\*Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

### **Tejido radicular**

En la Tabla 5.8 se presentan los rangos y promedios del contenido radicular de N, P, K, Cu, Zn, Mn y Mo para las plantas del entorno. La Tabla 5.9 presenta estos mismos estadígrafos para el contenido radicular de As, Cr, Cd, Pb y Hg. Los registros de los análisis de laboratorio se encuentran en el Anexo 3 del presente informe.

En los macronutrientes, los mayores contenidos en tejido radicular se encontraron para nitrógeno en las especies espino y algarrobo, con contenidos promedio de 2,55 % y 2,25 %, respectivamente. Al igual que en el caso de follaje, los mayores contenidos de N en tejido radicular se encontraron en especies leguminosas, capaces de captar este elemento desde la atmósfera a través de asociaciones simbióticas bacterianas. La menor concentración de N se detectó en romerillo, con 0,69 % promedio. Marschner (2003) reportó que concentraciones entre 2 y 5 % serían las óptimas para el crecimiento vegetal, dependiendo de la especie, la etapa de desarrollo y el órgano.

El potasio se detectó en mayores niveles en las especies pimienta y romerillo, con contenidos promedio de 1,98 % y 1,80 %, respectivamente. El menor nivel se registró en talhuén, con 0,46 %. En cuanto al fósforo en el tejido radicular, destacan pimienta y huingán, con contenidos de 0,14 y 0,13 %, respectivamente. La menor concentración se detectó en romerillo y talhuén, con 0,06 % promedio en ambas especies.

En cuanto a los micronutrientes, los análisis de cobre en el tejido radicular evidenciaron concentraciones promedio entre 12,5 mg/kg en talhuén y 442,4 en huingán. Cabe destacar que en esta última especie se obtuvo un contenido de 1.288,0 mg/kg de Cu en una de las muestras analizadas, contenido bastante mayor que los registrados en otras especies. Otras especies que destacan por su contenido de Cu en raíces son maitén, espino, romerillo y quilo, con 328,7; 278,8; 222,8 y 206,6 mg/kg respectivamente. Kabata-Pendias y Pendias (1984; citado en Alloway, 1990) definieron por sobre los 100 mg/kg en tejido subterráneo como el valor crítico de fitotoxicidad, valor sobrepasado en las muestras de las especies ya mencionadas. No obstante, considerando las elevadas concentraciones de Cu en aguas y suelos chilenos, no es de extrañarse encontrar estos altos niveles. Cabe recordar que los umbrales definidos por la literatura internacional corresponden a condiciones generales y no consideran las condiciones particulares de ciertas localidades. Así, es esperable que la flora nativa de Chile se encuentre adaptada a los suelos enriquecidos de Cu y pueda desarrollarse en estas condiciones sin mayores inconvenientes.

En el caso del zinc se detectaron niveles entre 7,17 mg/kg promedio en talhuén y 59,93 mg/kg en maitén. Huingán también destaca con 51,30 mg/kg de zinc en tejido radicular. El manganeso se encontró entre 43,9 mg/kg en talhuén y 220,7 mg/kg en maitén. En cuanto al molibdeno, las



especies leguminosas acacia saligna y espinos revelaron los mayores contenidos en el tejido radicular, con 11,03 y 10,20 mg/kg respectivamente, lo que concuerda con los mayores requerimientos de este elemento por parte de este grupo de especies. Las leguminosas tienen gran afinidad por este elemento, debido a que es necesario para sintetizar y activar la enzima nitrato reductasa. Esta enzima es catalizadora de la reducción de los nitratos (conversión del nitrato en nitrito para dejarlo disponible para la generación de aminoácidos). El Mo también participa en el sistema enzimático nitrogenasa, responsable del rendimiento y velocidad de fijación del N atmosférico por parte de los rizobios (Barcelo et al. 1984). El menor contenido promedio se registró en quillay, con 2,71 mg/kg. A modo de referencia, estudios en tabaco han determinado que concentraciones mayores a 375 mg/kg de Mo en raíces son fitotóxicas (Epstein, 2003), nivel sumamente alejado de los niveles detectados en la línea base radicular de plantas del entorno.

Referente a los metales pesados no esenciales para las plantas bajo análisis, para plomo se detectaron las mayores concentraciones, llegando a 2,96 mg/kg en acacia saligna, concentración que dista significativamente con respecto a aquellas registradas en las otras especies. Los menores niveles de Pb en tejido radicular se encontraron en huigán y quillay; en todas las muestras analizadas el Pb se encontró bajo el límite de detección de 0,02 mg/kg. En cromo se detectaron niveles promedio de hasta 2,03 mg/kg en acacia saligna, mientras que los menores niveles, de 0,41 mg/kg, se encontraron en quillay. Se ha documentado que la concentración crítica de Cr en plantas se encuentra entre 5 y 30 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1992; citado en Radanovic *et al.* 2007). En Cd las concentraciones resultantes del análisis estuvieron entre 0,89 mg/kg en maitén y 0,14 mg/kg en talhuén. Con respecto al arsénico, éste se encontró en concentraciones menores al límite de detección (<0,001) en pimienta, quillay, litre y talhuén, hasta concentraciones de 0,49 mg/kg en maitén. El mercurio se encontró bajo el límite de detección en todas las muestras radiculares analizadas.

Al evaluar las distintas especies en cuanto a su capacidad de concentrar los elementos analizados en el tejido radicular, destaca maitén, especie en que se registraron altos contenidos (en relación a las otras especies) de P, Cu, Zn, Mn, Cd y As. Huigán también destaca por sobre otras especies con mayores contenidos de P, K, Cu y Zn. En tanto que las especies talhuén y quillay destacan por registrar los menores contenidos de ciertos elementos; en el caso de talhuén para P, K, Zn, Mn y As y en el caso de quillay para Mo, Pb, Cr y As.

**Tabla 5.8. Rango y promedio del contenido radicular de N, P, K, Cu, Zn, Mn y Mo de plantas del entorno según especie**

ESPECIE	ESTADIGRAFO	CONTENIDO RADICULAR						
		N (%)	P (%)	K (%)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)
Romerillo	Rango	0,44 - 0,89	0,05 - 0,08	1,47 - 1,98	40,00 - 328,50	19,50 - 42,40	80,10 - 161,40	2,63 - 9,14
	Promedio	0,69	0,06	1,80	222,77	34,67	129,43	5,94
Huingán	Rango	0,86 - 1,20	0,09 - 0,20	1,24 - 2,08	18,40 - 1288,00	18,30 - 100,70	124,20 - 227,60	3,52 - 6,92
	Promedio	1,03	0,13	1,77	442,37	51,30	175,23	5,10
Pimiento	Rango	0,68 - 1,21	0,08 - 0,19	1,77 - 2,11	15,12 - 21,48	8,26 - 25,35	65,90 - 99,99	4,06 - 5,59
	Promedio	0,92	0,14	1,98	17,33	16,31	80,29	4,93
Espino	Rango	2,26 - 2,97	0,05 - 0,08	0,48 - 0,71	45,20 - 711,00	13,10 - 40,00	81,50 - 176,00	7,37 - 12,99
	Promedio	2,55	0,07	0,58	278,83	22,27	122,90	10,20
Algarrobo	Rango	1,89 - 2,50	0,06 - 0,16	0,87 - 1,00	16,32 - 43,30	13,81 - 26,00	63,40 - 244,60	1,47 - 9,92
	Promedio	2,15	0,12	0,92	25,53	18,37	127,31	5,14
Quillay	Rango	0,58 - 1,31	-	0,73 - 0,78	15,8 - 26,8	7,10 - 10,00	50,40 - 66,30	2,11 - 3,12
	Promedio	0,84	0,08	0,76	19,53	8,20	59,60	2,71
Acacia saligna	Rango	1,52 - 1,96	0,07 - 0,12	0,60 - 0,87	20,46 - 60,31	40,64 - 53,79	90,40 - 205,50	9,58 - 12,87
	Promedio	1,79	0,09	0,76	37,16	48,52	142,21	11,03
Maitén	Rango	0,71 - 1,79	0,06 - 0,17	0,61 - 1,33	49,50 - 729,50	19,6 - 113,90	152,80 - 330,90	5,25 - 12,59
	Promedio	1,10	0,12	0,90	328,73	59,93	220,73	9,15
Litre	Rango	0,67 - 0,81	0,08 - 0,10	1,51 - 1,81	10,51 - 59,92	6,99 - 27,27	73,65 - 180,62	2,27 - 6,92
	Promedio	0,74	0,09	1,66	32,51	18,11	125,07	4,63
Quilo	Rango	0,80 - 1,56	0,07 - 0,11	0,82 - 0,95	23,00 - 573,00	6,2 - 34,10	75,30 - 186,80	3,69 - 8,34
	Promedio	1,22	0,09	0,87	206,63	19,87	138,97	5,85
Talhuén	Rango	1,11 - 1,32	0,05 - 0,06	0,36 - 0,53	7,48 - 15,85	5,07 - 8,79	27,82 - 56,92	5,43 - 5,85
	Promedio	1,20	0,06	0,46	12,47	7,17	43,90	5,68

Nota: el promedio se obtuvo con los resultados de las tres muestras

**Tabla 5.9. Rango y promedio del contenido radicular de As, Cd, Cr, Hg y Pb de plantas del entorno según especie**

ESPECIE	ESTADIGRAFO	CONTENIDO RADICULAR				
		As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Romerillo	Rango	0,25 - 0,35	0,46 - 1,09	0,55 - 0,95	<0,02 - 0,68	-
	Promedio	0,29	0,69	0,77	<0,31	<0,001
Huingán	Rango	<0,001 - 0,20	0,14 - 1,11	0,16 - 0,26	-	-
	Promedio	<0,07	0,66	0,20	<0,02	<0,001
Pimiento	Rango	-	1,01 - 1,57	0,13 - 0,25	<0,02 - 0,68	-
	Promedio	<0,001	1,22	0,19	<0,38	<0,001
Espino	Rango	0,20 - 0,43	0,32 - 1,07	0,15 - 0,28	<0,02 - 0,83	-
	Promedio	0,32	0,79	0,21	<0,46	<0,001
Algarrobo	Rango	<0,001 - 0,40	0,85 - 1,23	0,11 - 0,28	0,40 - 1,53	-
	Promedio	<0,13	1,08	0,19	0,83	<0,001
Quillay	Rango	-	0,18 - 0,53	0,18 - 0,29	-	-
	Promedio	<0,001	0,41	0,23	<0,02	<0,001
Acacia saligna	Rango	0,05 - 0,20	1,86 - 2,34	0,24 - 0,40	2,28 - 4,22	-
	Promedio	0,13	2,03	0,32	2,96	<0,001
Maitén	Rango	0,25 - 0,93	0,46 - 0,79	0,39 - 1,88	0,13 - 1,06	-
	Promedio	0,49	0,59	0,89	0,59	<0,001
Litre	Rango	-	1,04 - 1,44	0,11 - 0,42	0,04 - 1,54	-
	Promedio	<0,001	1,28	0,28	0,90	<0,001
Quilo	Rango	<0,001 - 0,40	0,05 - 0,83	0,12 - 0,27	0,04 - 0,93	-
	Promedio	<0,13	0,45	0,21	0,42	<0,001
Talhuén	Rango	-	0,66 - 1,03	0,12 - 0,16	0,04 - 0,17	-
	Promedio	<0,001	0,80	0,14	0,10	<0,001

Nota: el promedio se obtuvo con los resultados de las tres muestras

### 5.1.2.3 Plantas del vivero

En las Tablas 5.10 y 5.11 se encuentran los rangos y promedios de contenidos radicales y foliares de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo y As para las distintas especies de acuerdo a los análisis efectuados. La Figura 5.3 contiene el promedio de las repeticiones y el correspondiente error estándar de los elementos evaluados en el tejido radicular y foliar de las especies en estudio.

Referente a las concentraciones detectadas, al igual que en el caso de los resultados de línea base para concentraciones foliares en plantas del entorno, en general no se detectaron situaciones fuera de lo esperado en términos de excesos o fitotoxicidad. El contenido de nitrógeno en el tejido foliar de las especies evaluadas se encuentra dentro de valores normales

según las referencias anteriormente expuestas (Tabla 5.4), variando desde 1,03 % en huingán hasta 3,57 % en espino. Destacan el alto contenido de N las especies algarrobo, talhuén y acacia saligna. De éstas, salvo talhuén, pertenecen al grupo de las leguminosas (familia Fabaceae), capaces de fijar el N atmosférico, por lo que es esperable encontrar estas concentraciones en estas especies. El N en el tejido foliar de plantas de talhuén del entorno también se encontró en contenidos mayores con respecto a las otras especies evaluadas, lo que estaría reflejando cierta afinidad de esta especie por este elemento. En el tejido radicular los niveles detectados por el análisis varían entre 0,5 % en huingán y 2,4 % en espino. Es relevante destacar que, en las especies evaluadas, con excepción de huingán, el N se encuentra en mayores concentraciones en el tejido foliar con respecto al radicular. En general la concentración en tejido foliar sobrepasa la de tejido radicular en alrededor de un 1 %, lo cual es una condición normal en la fisiología de la mayoría de los vegetales.

El fósforo en el tejido foliar se encuentra entorno a valores comunes para las especies referenciales aludidas (según Tabla 5.4) o levemente sobrepasando estos valores, variando desde 0,12 % en romerillo hasta 0,46 % en pimiento. En el tejido radicular, los niveles detectados varían entre 0,1 % en romerillo y 0,26 % en huingán.

El análisis entregó concentraciones de potasio en el tejido foliar que varían desde 0,87 % en espino hasta 3,47 % en romerillo. Este último nivel supera considerablemente las concentraciones foliares referenciales de otras especies, las que se encuentran en torno a 0,7 – 1,3 %, aunque en plantas de la familia Solanaceae pueden encontrarse concentraciones de hasta un 3 % (Marschner, 2003). Destaca también la concentración de K en tejido foliar de quillay, llegando hasta 2,15 %. En cuanto a las concentraciones de K en tejido radicular, ésta varió entre 0,5 % en acacia saligna y 2,4 % en romerillo.

**Tabla 5.10. Rango y promedio del contenido radicular de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo y As según especie**

Especie	Parámetro	Contenido radicular							
		N (%)	P (%)	K (%)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	As (mg/kg)
Romerillo	Rango	0,53 - 1,32	0,10 - 0,18	1,10 - 2,40	44,00– 171,00	33,00– 38,00	34,00– 210,00	1,59 - 4,22	1,06 - 4,55
	Promedio	1,00	0,14	1,81	95,33	36,00	108,67	2,95	2,46
Huingán	Rango	0,50 - 0,77	0,22 - 0,26	1,11 - 1,26	77,00– 143,00	22,00– 32,00	48,00– 85,00	5,37 - 7,66	0,30 - 1,05
	Promedio	0,61	0,24	1,18	108,67	28,67	68,67	6,18	0,72
Pimiento	Rango	0,59 - 0,62	0,17 - 0,20	1,16 - 1,26	76,00– 94,00	16,00– 30,00	57,00– 121,00	0,97 - 2,11	0,30 - 1,05
	Promedio	0,61	0,18	1,21	83,00	22,00	84,00	1,46	0,63
Espino	Rango	1,96 - 2,40	0,16 - 0,21	1,00 - 1,10	29,00– 34,00	16,00– 20,00	17,00– 22,00	7,90 - 8,79	0,55 - 0,80
	Promedio	2,21	0,18	1,06	32,33	17,67	19,00	8,22	0,63
Algarrobo	Rango	1,76 - 2,07	0,19 - 0,24	0,90 - 0,94	26,00– 30,00	21,00– 25,00	22,00– 28,00	3,62 - 6,66	<0,001 - 1,05
	Promedio	1,93	0,21	0,92	28,00	23,33	25,00	4,80	<0,37
Quillay	Rango	0,83 - 0,93	0,14 - 0,19	0,92 - 1,17	42,00– 95,00	29,00– 40,00	41,00– 69,00	8,17 - 13,25	0,55 - 1,18
	Promedio	0,89	0,15	1,05	59,67	33,00	50,67	9,98	0,74
Talhuén	Rango	1,52 - 1,73	0,11 - 0,15	0,70 - 0,81	92,00– 173,00	25,00– 35,00	68,00– 107,00	15,89 - 17,85	2,05 - 3,05
	Promedio	1,60	0,13	0,75	123,67	29,67	87,33	16,79	2,55
Litre	Rango	0,73 - 0,83	0,16	1,37 - 1,46	113,00– 121,00	29,00– 31,00	84,00– 97,00	4,66 - 7,48	1,13 - 1,55
	Promedio	0,77	0,16	1,43	117,00	29,67	90,67	5,70	1,33
Acacia saligna	Rango	2,08 - 2,36	0,17 - 0,24	0,50 - 0,59	145,00– 175,00	50,00– 83,00	142,00– 235,00	3,30 - 5,82	3,05 - 4,55
	Promedio	2,20	0,19	0,55	158,33	62,00	176,67	4,58	3,97
Maitén	Rango	1,11 - 1,31	0,17 - 0,20	0,72 - 0,97	173,00– 185,00	31,00– 33,00	97,00– 116,00	4,42 - 5,54	3,55 - 5,30
	Promedio	1,20	0,18	0,82	178,67	31,67	107,33	5,13	4,61

Nota: el promedio se obtuvo con los resultados de las tres muestras. No se muestreó quilo en vivero por la escasa cantidad de plantas existentes.



**Tabla 5.11. Rango y promedio del contenido foliar de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo y As según especie**

Especie	Parámetro	Contenido foliar							
		N (%)	P (%)	K (%)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	As (mg/kg)
Romerillo	Rango	1,12 - 2,70	0,12 - 0,29	2,09 - 3,47	9,00- 20,00	31,00– 62,00	23,00– 31,00	0,82 - 0,96	-
	Promedio	2,15	0,22	2,94	16,00	50,67	28,00	0,88	0,001
Huingán	Rango	1,03 - 1,34	0,25 - 0,33	1,11 - 1,19	5,00- 7,00	14,00– 18,00	23,00– 29,00	0,71 - 1,10	<0,001 - 0,050
	Promedio	1,22	0,28	1,15	5,67	15,33	26,67	0,91	0,017
Pimiento	Rango	1,12 - 1,26	0,34 - 0,46	1,46 - 1,58	5,00- 6,00	-	44,00– 52,00	0,41 - 0,67	<0,001 - 0,300
	Promedio	1,18	0,38	1,52	5,33	12,00	47,00	0,50	0,101
Espino	Rango	2,97 - 3,57	0,17 - 0,19	0,87 - 0,98	10,00- 12,00	29,00– 36,00	41,00– 48,00	1,74 - 2,39	-
	Promedio	3,27	0,18	0,93	11,33	32,00	44,67	2,06	0,001
Algarrobo	Rango	2,71 - 3,38	0,18 - 0,19	0,91 - 1,02	15,00- 18,00	-	70,00– 81,00	3,61 - 4,85	-
	Promedio	2,98	0,18	0,95	16,67	28,00	76,33	4,28	0,001
Quillay	Rango	1,66 - 2,03	0,17 - 0,23	2,12 - 2,15	-	13,00– 16,00	26,00– 31,00	2,07 - 3,62	-
	Promedio	1,85	0,20	2,14	4,00	14,00	28,67	2,65	0,001
Talhuén	Rango	3,07 - 3,37	0,17 - 0,20	0,96 - 1,04	8,00- 9,00	24,00– 27,00	32,00– 41,00	1,45 - 2,32	-
	Promedio	3,18	0,18	0,99	8,67	25,67	37,67	1,86	0,001
Litre	Rango	1,10 - 1,17	0,18 - 0,19	1,49 - 1,50	-	11,00– 14,00	16,00– 17,00	0,46 - 0,73	<0,001 - 1,300
	Promedio	1,13	0,18	1,49	7,00	12,33	16,67	0,59	0,617
Acacia saligna	Rango	2,48 - 2,63	0,12 - 0,14	1,18 - 1,31	8,00- 9,00	23,00– 26,00	46,00– 52,00	1,57 - 3,40	-
	Promedio	2,58	0,13	1,26	8,33	24,33	50,00	2,55	0,001
Maitén	Rango	1,36 - 1,66	0,13 - 0,15	0,96 - 0,97	7,00- 12,00	36,00– 41,00	44,00– 67,00	1,04 - 1,18	<0,001 - 0,05
	Promedio	1,53	0,14	0,96	9,00	39,33	54,00	1,09	0,034

Nota: el promedio se obtuvo con los resultados de las tres muestras. No se muestreó quilo en vivero por la escasa cantidad de plantas existentes.

En cuanto a los micronutrientes, los contenidos de cobre en tejido foliar resultaron en algunos casos algo más elevados que los rangos referenciales, llegando a concentraciones de 20 mg/kg en romerillo, concentración definida por Méndez y Maier (2008), Marschner (2003) así como por Nriagu (1979) como el umbral de fitotoxicidad. Sin embargo, no sería extraño encontrar concentraciones mayores en condiciones de vivero, donde se aplican productos cúpricos para el control fitosanitario. Es así como se han reportado concentraciones de 49 mg/kg de Cu en tejido foliar de plantas de vivero de quillay (Tabla 5.3). Los mayores promedios de Cu en tejido foliar se registraron en algarrobo (16,67 mg/kg) y en romerillo (16 mg/kg), mientras que los menores promedios se registraron en quillay (3,67 mg/kg) y pimiento (5,33 mg/kg). Los niveles de Cu detectados en raíces varían entre 26 mg/kg en algarrobo y 185 mg/kg en maitén. Kabata-Pendias y Pendias (1984; citado en Alloway, 1990) definieron por sobre los 100 mg/kg en tejido subterráneo como el valor crítico de fitotoxicidad, valor sobrepasado en muestras de romerillo, huingán, talhuén, litre, acacia saligna y maitén. No obstante, es sabido que las aguas y suelos chilenos de cordillera presentan elevadas concentraciones de Cu, por lo que no es extraño encontrar altos contenidos de Cu en tejido vegetal de especies nativas chilenas de estas localidades.

Al comparar las concentraciones de Cu en tejido foliar respecto al tejido radicular, se aprecia una mayor acumulación de Cu en la parte subterránea, lo que ocurrió en todas las especies evaluadas (Figura 5.3 - d). Incluso, en acacia saligna y maitén los niveles detectados en tejido radicular superan cerca de 20 veces aquellos en tejido foliar. Esta mayor concentración de Cu en las raíces que en la parte aérea ya ha sido documentada y discutida por otros investigadores (Marschner, 2003; Nriagu, 1979). En general las plantas tienden a impedir que el Cu transite libremente por el sistema vascular, debido a su elevada fitotoxicidad, por lo que suelen retenerlo en las raíces cuando la disponibilidad en el suelo es alta (Marschner, 2003). Por otra parte, cabe destacar que la especie que presentó la mayor concentración promedio de Cu en tejido foliar fue el algarrobo, la que presentó la menor concentración en tejido radicular, evidenciando que no existe una constante en cuanto a la acumulación de Cu en las distintas partes de la planta.

Con respecto al zinc, en varias muestras foliares se detectaron valores superiores a los mayores referenciales llegando hasta concentraciones de 62 mg/kg en romerillo. No obstante, las concentraciones registradas se encuentran muy alejadas de umbrales de toxicidad definidos por Méndez y Maier (2008) de 400 mg/kg y por Marschner (2003) de 300 mg/kg. En algunos casos los niveles detectados serían deficientes, considerado que se ha documentado que bajo concentraciones de 15 mg/kg en tejido foliar se pueden presentar deficiencias (Marschner, 2003). El Zn en tejido radicular estuvo entre 16 mg/kg en pimiento y espinó y 83 mg/kg en acacia saligna. A diferencia de lo sucedido en las concentraciones de Cu, en el caso del Zn no se evidenciaron diferencias de niveles entre los dos tejidos evaluados, manteniéndose niveles

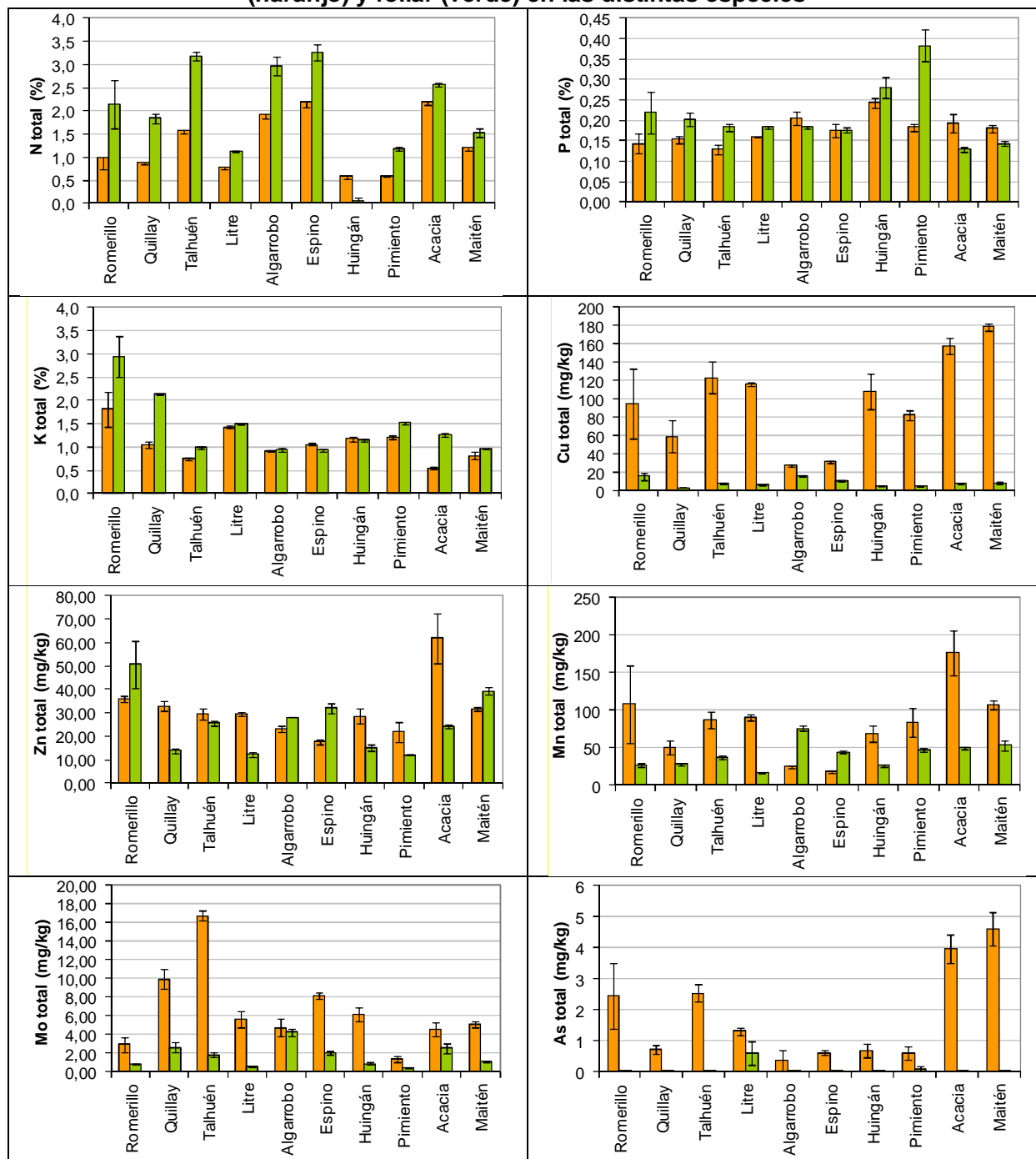
similares entre tejido foliar y tejido radicular (a excepción de acacia saligna, donde la concentración de Zn fue bastante mayor en tejido radicular).

La concentración de manganeso en las muestras foliares varió entre 16 mg/kg en litre y 81 mg/kg en algarrobo. De acuerdo a las concentraciones referenciales para otras especies (Tabla 5.3), algunas muestras tendrían niveles menores a éstas. No obstante, incluso aquellas menores sobrepasan el valor crítico de deficiencia expuesto por Marschner (2003) de 10 mg/kg, aunque dependiendo de la especie, este límite podría situarse en los 20 mg/kg. La concentración de Mn en el tejido radicular varió entre 17 mg/kg en espino y 235 mg/kg en acacia saligna. No hay una concordancia entre los menores y mayores niveles de Mn en tejido foliar con respecto al tejido radicular, destacando en el tejido foliar algarrobo y maitén por los mayores contenidos, mientras que en el tejido radicular destaca acacia saligna y romerillo por los mayores contenidos. Sí se reitera una mayor concentración de Mn en tejido radicular en comparación con aquella en tejido foliar, situación que se da, a excepción de algarrobo y espino, en las otras especies evaluadas. El Mn suele asociarse a tejido leñoso, lo cual es más desarrollado en raíces que en hojas.

Las concentraciones de Mo en las muestras foliares se encuentran entre 0,41 mg/kg en pimienta y 4,85 mg/kg en algarrobo, valor máximo sumamente alejado de concentraciones en que sería posible encontrar efectos de fitotoxicidad; las que pueden variar ampliamente entre cultivos; entre 50 y hasta 1000 mg/kg. En muestras de tejido radicular pimienta también presenta las menores concentraciones (0,97 mg/kg) pero las mayores concentraciones se dieron en talhuén (17,85 mg/kg). Al igual que en los casos de Cu y Mn, en Mo también se detectaron mayores concentraciones en tejido radicular con respecto al foliar.

La concentración de arsénico en el tejido foliar se mantuvo siempre en valores muy bajos y alejados del umbral de toxicidad definido por Méndez y Maier (2008); de 20 mg/kg. En varias muestras ésta incluso estaba bajo el límite de detección analítico. En ningún caso superó 1,3 mg/kg que se registró en litre. Con respecto a las muestras de tejido radicular, la mayor concentración de As se registró en maitén, con 5,3 mg/kg.

**Figura 5.3: Concentración promedio de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo y As en tejido radicular (naranja) y foliar (verde) en las distintas especies**



\*Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar. No se muestreó quilo en vivo por la escasa cantidad de plantas existentes, que impedía configurar una muestra mínimamente suficiente para el laboratorio.

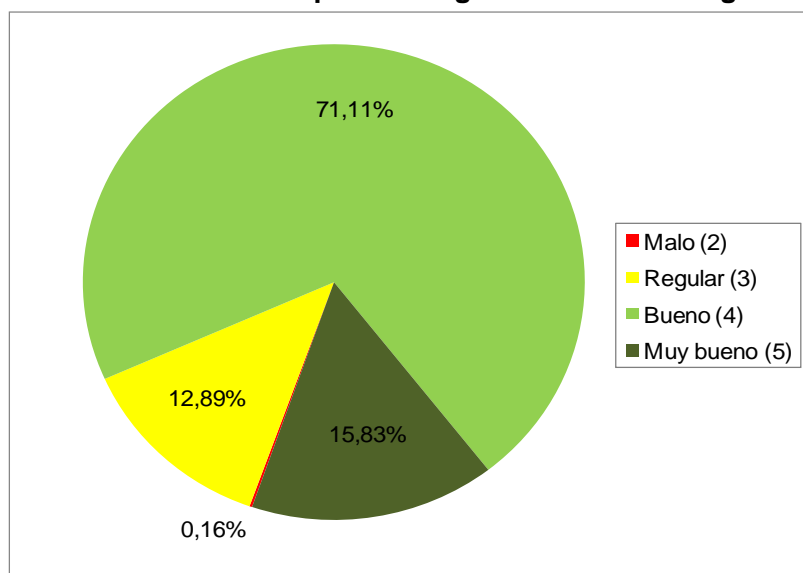
### 5.1.3 Línea base de sobrevivencia y desarrollo

#### 5.1.3.1 Variables cualitativas

#### Estado general de plantas

El 87 % de las plantas se encontraban en buen estado a mayo de 2012 (estados muy bueno y bueno) y menos del 0,2 % en mal estado. Esta evaluación es representativa de la condición con que las plantas llegaron desde el vivero, debido al corto tiempo transcurrido desde su plantación (Figura 5.4).

**Figura 5.4. Distribución relativa de plantas según su estado de vigor a mayo de 2012**



Si bien la medición de línea base se realizó a los pocos meses desde la plantación, los tratamientos rápidamente comenzaron a incidir sobre el estado de las plantas, en particular el tratamiento compost. Por lo tanto, se prefiere considerar estos datos con carácter preliminar y desplazar el análisis de esta potencial influencia de los tratamientos para los monitoreos posteriores, que capturaron integralmente esta situación. Lo relevante de los resultados de línea base fue que hubo una condición satisfactoria homogénea de calidad de plantas de vivero, asegurada en gran parte por los criterios de selección que se aplicaron al momento de los despachos desde el vivero, que buscaban que sólo se ocuparan ejemplares en buen estado de vigor, tamaño, forma y sanidad.

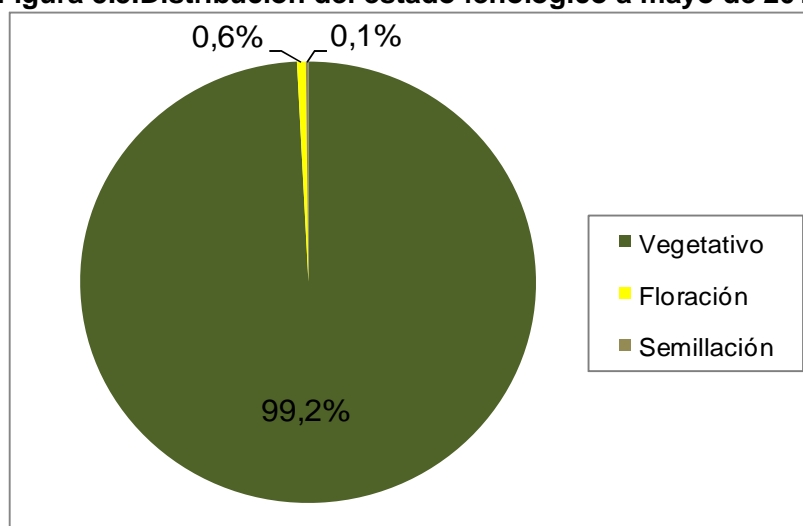
#### Estado fenológico



En la medición de línea base, la mayor parte de las plantas (99,2 %) presentaba un estado fenológico solamente vegetativo, debido a que estaban muy pequeñas y juveniles (recientemente llegadas de vivero), sin madurez sexual todavía (figura 5.5). Sólo 28 plantas de dos especies en todo el ensayo mostraron algún estado de madurez reproductiva (flor o fruto). Se registraron 13 plantas de huingán en floración, 10 de romerillo en el mismo estado y sólo 5 de esta última especie tenían semillas.

La precocidad de las especies en la formación de frutos y semillas es relevante para la toma de decisiones de selección de especies. Esto debido a que estas especies pueden generar descendencia espontáneamente y contribuir a aumentar la cobertura y/o renovar generacionalmente las plantas plantadas.

**Figura 5.5. Distribución del estado fenológico a mayo de 2012**



### **Arquitectura**

Al igual que la variable estado fenológico, debido a que las plantas se encontraban en su etapa inicial de desarrollo al momento de hacer las mediciones (recién llegadas de vivero), no mostraban variaciones intraespecíficas para la variable arquitectura. Sólo la totalidad de plantas de quilo fueron categorizadas como "achaparradas", ya que las 10 especies restantes mostraron un desarrollo erecto en sus primeras fases de desarrollo.

### 5.1.3.2 Variables cuantitativas

#### **Pruebas de homocedasticidad y normalidad**

Para determinar si es factible aplicar un ANDEVA paramétrico sobre las variables de altura y diámetro de cuello (DAC), se realizaron pruebas de homocedasticidad y de normalidad para los datos del ensayo.

El test de Bartlett determinó el no cumplimiento del supuesto de homocedasticidad para las variables altura y DAC a nivel de ambos factores combinados, tanto para los datos originales como para los que fueron sometidos a funciones de transformación, ya que todos los valores P arrojados por el test fueron menores a 0,01 %.

Al no cumplirse el supuesto de igualdad de varianzas se descarta la posibilidad de utilizar un modelo paramétrico en el análisis estadístico, por lo que no fue necesario hacer las pruebas de normalidad para ninguna de estas variables y los análisis de varianza fueron ejecutados mediante la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis.

#### **Altura de plantas**

En el momento en el que fueron registradas las mediciones dendrométricas de línea base, las 3.645 plantas sujetas a monitoreo de sobrevivencia y desarrollo de fitoestabilización presentaban una altura que fluctuaba de 11 a 137 cm. La Tabla 5.11 muestra un resumen estadístico, de tipo descriptivo, de la altura de plantas seleccionadas para ser sometidas a seguimiento hasta el término del proyecto.

Al analizar las diferencias de altura entre tratamientos a nivel de cada especie en particular, mediante el test de Kruskal Wallis, se obtuvo como resultado que sólo hay diferencias significativas entre tratamientos para las especies: algarrobo, espino, huingán, pimienta y quillay. Esto se confirmó al observar los valores P de la Tabla 5.12, ya que éstos son menores a 5 % para las especies señaladas.

**Tabla 5.11. Resumen estadístico descriptivo de la altura (en centímetros) de las plantas que componen el ensayo de fitoestabilización del tranque Quillayes a mayo de 2012**

Especie	Promedio	Mediana	Máximo	Mínimo	N (1)	CV (%) (2)	E.S. (%) (3)
Acacia saligna	95,4	98,0	136	37	65	23,8	3,0
Algarrobo	54,4	53,0	112	22	280	30,3	1,8
Espino	62,9	63,0	115	23	317	30,1	1,7
Huingán	54,6	51,0	131	20	978	28,5	0,9
Litre	22,5	21,5	38	12	36	32,1	5,4
Maitén	50,5	47,0	124	24	72	33,3	3,9
Pimiento	34,4	33,0	65	13	289	24,1	1,4
Quillay	39,0	38,0	81	11	353	30,4	1,6
Quilo	54,3	51,5	104	22	36	37,3	6,2
Romerillo	70,6	67,0	137	25	862	29,9	1,0
Talhuén	62,9	62,0	112	25	357	23,0	1,2

(1) Tamaño muestral. (2) Coeficiente de variación muestral. (3) Error estándar o error de estimación del promedio.

**Tabla 5.12. Valores P (%) del test de Kruskal Wallis evaluado para cada especie en particular con el objetivo de detectar diferencias significativas entre tratamientos para la variable de altura a mayo de 2012**

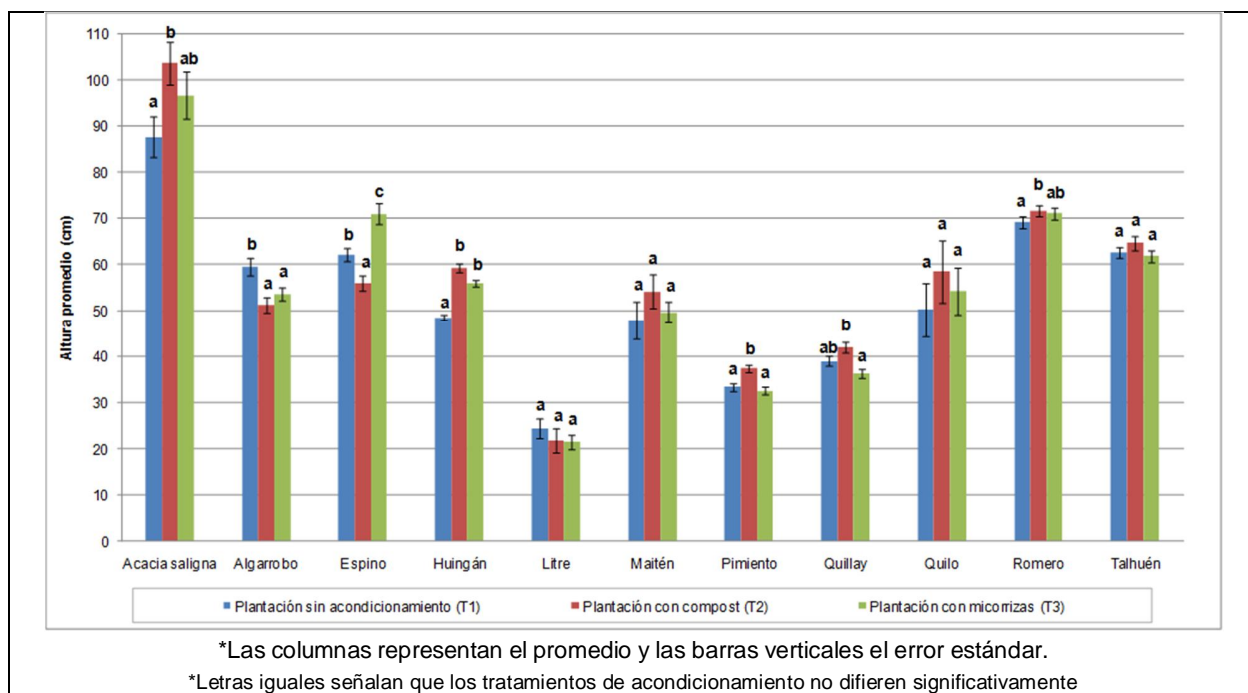
Especie	Valor P (%)
Acacia saligna	5,94
Algarrobo	<b>0,53</b>
Espino	<b>&lt;0,01</b>
Huingán	<b>&lt;0,01</b>
Litre	46,76
Maitén	20,83
Pimiento	<b>&lt;0,01</b>
Quillay	<b>0,20</b>
Quilo	60,54
Romerillo	13,31
Talhuén	39,79

\*En rojo se destacan los valores significativamente distintos, de valor de p menores a 5,0% ( $p < 0,05$ ).

Considerando sólo aquellas especies que presentaron diferencias significativas entre tratamientos, de acuerdo a los resultados que arrojó el test de comparaciones múltiples de Dunn, se observó que las alturas promedio de cada tratamiento en plantas de espino difieren significativamente, siendo las plantas inoculadas con micorrizas las que presentaban la mayor altura a mayo de 2012; mientras que en huingán la altura de las plantas sin acondicionamiento (T1) fue significativamente menor a la de los otros dos tratamientos y en pimiento la altura de las plantas acondicionadas con compost (T2) fue significativamente mayor a la de los otros dos tratamientos (Figura 5.6). Para poder resolver estas diferencias iniciales en los monitoreos posteriores, se recurre a la medición de incrementos, con lo que se anulan estas diferencias de base mencionadas. Es importante señalar que por la escala de este ensayo (más de 25 mil plantas) y por el origen de las plantas (vivero CDS), es normal que no todas las plantas sean exactamente iguales; sin embargo, el registro de la condición "base" o "de partida", es el que permite luego validar los seguimientos a través de los incrementos de cada ejemplar sujeto a mediciones.

Por su parte, la altura de plantas de quillay sólo difiere al comparar entre aquellas que fueron acondicionadas con compost (T2) respecto de las inoculadas con micorrizas (T3). Finalmente, cabe destacar que para el algarrobo, los ejemplares sin acondicionamiento presentaban una altura significativamente mayor respecto de las que recibieron algún tipo de acondicionamiento.

**Figura 5.6 Comparación de altura por tratamiento de acondicionamiento a nivel de cada especie a mayo de 2012**



### Diámetro de cuello (DAC)

En el momento en el que fueron registradas las mediciones dendrométricas iniciales de línea base (mayo de 2012), las 3.645 plantas sujetas a monitoreo de sobrevivencia y desarrollo presentaban un DAC que fluctuaba de 1,9 a 16,8 mm. La Tabla 5.13 muestra un resumen estadístico, de tipo descriptivo, de los DAC's de plantas medidos sobre el ensayo.



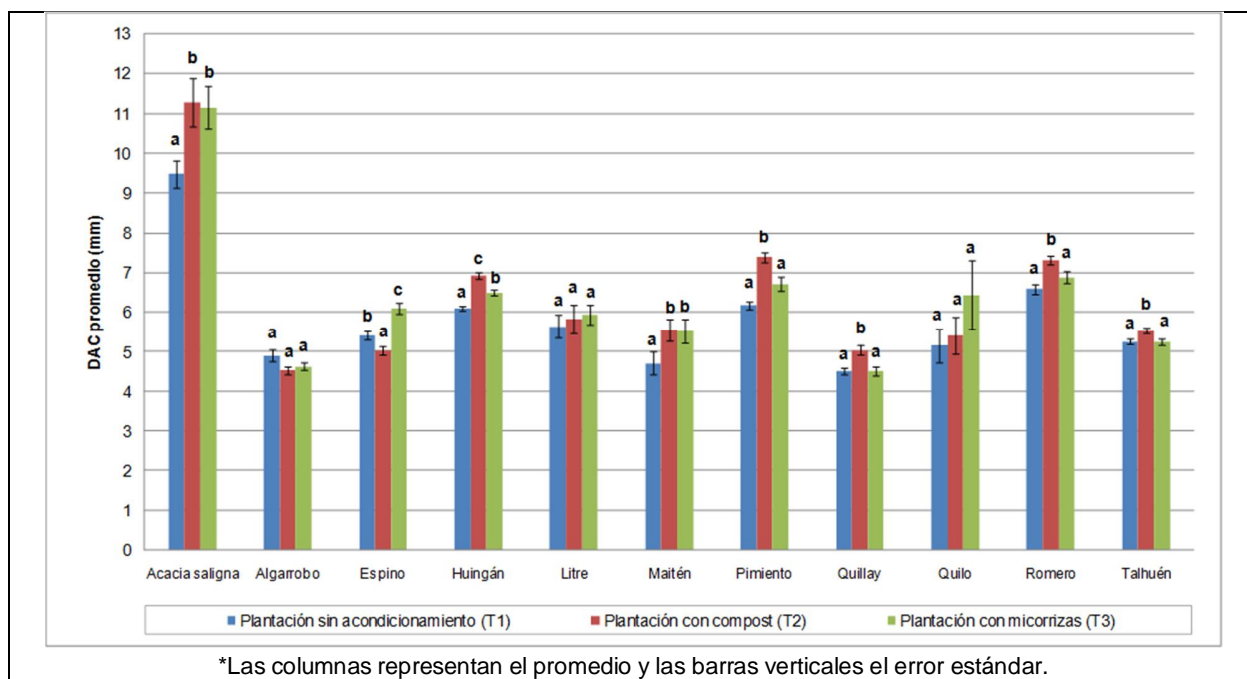
**Tabla 5.13. Resumen estadístico descriptivo del DAC (en milímetros) de las plantas que componen el ensayo de fitoestabilización del tranque Quillayes a mayo de 2012**

Especie	Promedio	Mediana	Máximo	Mínimo	N (1)	CV (%) (2)	E.S. (%) (3)
Acacia saligna	10,6	10,5	16,8	5,8	65	22,8	2,8
Algarrobo	4,7	4,5	8,8	2,1	280	23,7	1,4
Espino	5,5	5,5	9,7	2,2	317	23,9	1,3
Huingán	6,5	6,4	12,6	3,5	978	20,1	0,6
Litre	5,8	5,7	8,0	4,2	36	17,6	2,9
Maitén	5,3	5,3	8,9	1,9	73	28,0	3,3
Pimiento	6,8	6,6	12,2	3,7	289	21,1	1,2
Quillay	4,7	4,6	8,7	2,3	352	24,4	1,3
Quilo	5,7	5,1	13,2	3,2	36	38,1	6,3
Romerillo	6,9	6,5	14,0	2,2	862	31,2	1,1
Talhuén	5,3	5,2	8,3	3,1	357	15,3	0,8

(1) Tamaño muestral.(2) Coeficiente de variación muestral.(3) Error estándar o error de estimación del promedio.

Al analizar las diferencias de DAC entre tratamientos a nivel de cada especie en particular, mediante el test de Kruskal Wallis, se obtuvo como resultado que hubo diferencias significativas entre tratamientos para las especies acacia saligna, espino, huingán, pimiento, quillay, romerillo y talhuén (figura 5.7). Estas diferencias son constatadas y registradas, para luego integrarlas en el monitoreo y anularlas mediante la medición de los incrementos, en el tiempo y por cada tratamiento, respecto de estos valores de "base" o "de partida".

**Figura 5.7. Comparación de DAC por tratamiento de acondicionamiento a nivel de cada especie a mayo de 2012**



## 5.2 SEGUIMIENTO DE LOS ENSAYOS

### 5.2.1 Seguimiento de sustrato relave

Las Tablas 5.15 y 5.16 resumen los resultados de los análisis de laboratorio realizados a las muestras de sustrato relave de los tres tratamientos (T1, T2 y T3) y en el testigo (T0, fuera del polígono del ensayo) obtenidas en el primer y segundo seguimiento respectivamente.

**Tabla 5.15. Resultados análisis de laboratorio a muestras de sustrato relave de los tratamientos (T1, T2 y T3) y testigo (T0) del ensayo, obtenidos en el primer seguimiento**

COMPONENTE	VARIABLE	UNIDAD	TRATAMIENTO							
			T0		T1		T2		T3	
			Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar
Fertilidad	pH (solución)		5,230	0,490	5,433	0,338	5,367	0,433	5,533	0,441
	Materia orgánica	%	0,250	0,010	0,260	0,061	0,300	0,110	0,320	0,100
	Nitrógeno disponible	mg/kg	19,000	0,580	21,667	2,028	21,333	3,756	23,667	3,528
	Fósforo disponible	mg/kg	9,000	0,580	11,333	0,333	14,333	4,410	13,333	2,404
	Potasio disponible	mg/kg	64,330	5,780	51,667	3,333	68,333	17,033	49,000	7,638
	Azufre extractable	mg/kg	1.200,667	89,936	1.541,667	317,508	1.982,333	338,697	2.362,667	86,322
	Hierro disponible	mg/kg	43,030	10,230	46,100	10,845	63,967	30,540	47,367	18,565
	Manganeso disponible	mg/kg	4,100	0,790	2,300	0,874	2,093	1,253	2,330	1,194
	Zinc disponible	mg/kg	0,720	0,100	0,443	0,090	0,473	0,110	0,503	0,110
	Cobre disponible	mg/kg	82,770	20,020	47,400	7,326	61,567	16,694	53,867	12,967
	Boro disponible	mg/kg	1,330	0,240	0,963	0,244	1,373	0,573	1,323	0,538
Macronutrientes totales	Nitrógeno	mg/kg	121,330	15,170	229,667	34,226	170,333	9,735	193,333	9,387
	Fósforo	mg/kg	970,670	27,160	1.070,667	68,969	1.224,000	111,096	1.171,333	68,453
	Potasio	mg/kg	664,330	44,860	872,000	81,062	979,333	194,316	913,000	144,559
	Azufre	mg/kg	5441,667	277,583	6.511,333	942,341	7.520,667	1.865,639	7.348,667	1.292,405
	Calcio	mg/kg	6.593,670	482,140	6.884,667	869,328	8.117,333	1.870,470	7.705,667	1.204,096
	Magnesio	mg/kg	1.242,330	92,510	2.068,667	194,213	2.386,333	476,622	2.233,333	362,326
Micronutrientes totales	Hierro	mg/kg	4.307,330	381,200	5.265,333	370,668	5.955,000	780,593	6.030,000	486,647
	Manganeso	mg/kg	29,000	1,150	32,333	1,764	33,333	4,631	35,000	3,055
	Zinc	mg/kg	5,670	0,330	5,000	0,577	5,333	0,882	5,667	0,882
	Cobre	mg/kg	370,330	40,870	190,667	5,364	295,000	88,221	211,667	20,480
	Boro	mg/kg	25,530	0,830	26,933	4,486	31,300	4,378	29,000	1,882
	Molibdeno	mg/kg	0,040	0,006	0,633	0,303	1,833	1,448	1,968	1,842
Otros elementos totales	Arsénico	mg/kg	<0,010	0,000	0,009	0,007	0,004	0,001	0,007	0,005
	Cadmio	mg/kg	<0,010	0,000	<0,01	0,000	<0,01	0,000	<0,01	0,000
	Cromo	mg/kg	2,487	0,524	8,553	0,817	9,543	1,602	8,660	0,969
	Plomo	mg/kg	1,058	0,482	1,907	0,263	1,953	0,517	2,080	0,516
Salinidad	pH (en extracto)		5,430	0,390	6,100	0,416	6,167	0,584	6,100	0,557
	Conductividad eléctrica	dS/m	2,900	0,210	2,833	0,240	2,833	0,285	2,800	0,265
	RAS		1,000	0,260	0,767	0,233	0,800	0,306	0,633	0,167
	Carbonato total	%	0,293	0,043	0,460	0,040	0,380	0,000	0,380	0,000
Cationes y aniones solubles	Calcio	mg/L	356,670	5,210	402,000	7,572	406,000	1,155	389,333	5,333
	Magnesio	mg/L	75,000	13,800	59,000	18,248	48,667	18,809	65,333	21,613
	Potasio	mg/L	61,000	7,090	58,667	10,269	65,000	10,116	45,667	9,333
	Sodio	mg/L	83,670	23,130	61,333	19,785	67,000	24,440	50,000	13,650
	Cloruro	mg/L	49,670	32,090	59,000	15,875	82,667	29,667	58,667	15,962
	Sulfato	mg/L	1.317,000	68,120	1.235,333	84,098	1.216,000	64,000	1.214,333	91,859
	Bicarbonato	mg/L	11,330	0,670	13,667	4,978	13,667	5,925	14,333	5,783
Otros elementos solubles	Arsénico	mg/L	<0,001	0,000	0,008	0,007	0,003	0,001	0,006	0,005
	Cadmio	mg/L	0,004	0,001	<0,010	0,000	<0,010	0,000	<0,010	0,000
	Cobre	mg/L	64,087	38,772	14,751	12,348	21,281	20,462	17,393	17,004
	Cromo	mg/L	<0,001	0,000	<0,010	0,000	<0,010	0,000	<0,010	0,000
	Hierro	mg/L	0,760	0,321	0,177	0,052	0,410	0,225	0,360	0,074
	Manganeso	mg/L	8,233	2,562	4,863	2,910	3,247	1,552	3,400	1,692
	Mercurio	mg/L	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000
	Molibdeno	mg/L	<0,01	0,000	0,184	0,174	0,145	0,135	0,307	0,297
	Niquel	mg/L	0,206	0,072	0,103	0,034	0,119	0,057	0,111	0,043
	Plomo	mg/L	0,060	0,025	0,072	0,040	0,069	0,043	0,054	0,039
	Selenio	mg/L	<0,01	0,000	<0,01	0,000	<0,01	0,000	<0,01	0,000
	Zinc	mg/L	1,243	0,603	0,617	0,408	0,480	0,364	0,573	0,514

**Tabla 5.16. Resultados análisis de laboratorio a muestras de sustrato relave de los tratamientos (T1, T2 y T3) y testigo (T0) del ensayo, obtenidos en el segundo seguimiento**

COMPONENTE	VARIABLE	UNIDAD	TRATAMIENTO							
			T0		T1		T2		T3	
			Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar
Fertilidad	pH (solución)		4,767	0,233	4,500	0,300	4,500	0,289	4,367	0,145
	Materia orgánica	%	0,197	0,029	0,590	0,160	0,380	0,075	0,307	0,038
	Nitrógeno disponible	mg/kg	15,000	1,732	18,667	6,227	12,667	1,453	10,667	1,453
	Fósforo disponible	mg/kg	9,000	1,528	11,667	0,882	11,667	3,712	14,000	1,528
	Potasio disponible	mg/kg	25,667	6,386	41,333	12,991	40,333	7,311	31,333	3,333
	Azufre extractable	mg/kg	1.023,000	95,929	950,667	37,351	868,667	20,284	879,667	12,811
	Hierro disponible	mg/kg	28,533	5,198	46,300	5,500	48,767	22,378	51,967	10,767
	Manganeso disponible	mg/kg	4,467	0,546	5,333	0,441	4,267	1,065	5,233	0,578
	Zinc disponible	mg/kg	0,560	0,049	0,657	0,123	0,697	0,163	0,760	0,191
	Cobre disponible	mg/kg	63,633	2,278	77,267	11,720	81,000	25,001	77,700	11,684
Macronutrientes totales	Boro disponible	mg/kg	1,367	0,145	1,833	0,133	1,633	0,437	1,867	0,186
	Nitrógeno	mg/kg	51,333	6,496	40,833	14,895	53,667	4,667	40,833	18,336
	Fósforo	mg/kg	831,333	13,321	971,667	33,548	830,333	105,613	940,333	36,571
	Potasio	mg/kg	1.602,333	24,168	1.324,333	362,311	1.597,333	210,303	1.721,333	85,187
	Azufre	mg/kg	4.953,333	195,954	7.037,333	746,374	6.081,000	1.491,094	5.622,000	536,768
Micronutrientes totales	Calcio	mg/kg	7.962,000	259,925	9.077,667	849,782	9.021,333	2.050,491	9.201,667	618,504
	Magnesio	mg/kg	3.878,667	40,006	3.106,667	1.023,402	3.842,000	375,676	4.097,333	148,632
	Hierro	mg/kg	6.431,333	639,005	6.563,667	879,452	6.829,333	778,858	7.330,333	124,046
	Manganeso	mg/kg	45,667	2,028	42,333	8,212	44,333	5,457	47,333	0,882
	Zinc	mg/kg	8,333	0,333	8,000	2,000	9,000	1,000	9,000	0,577
Otros elementos totales	Cobre	mg/kg	311,667	42,349	312,000	29,206	342,000	62,172	280,333	27,168
	Boro	mg/kg	13,800	1,498	17,400	0,666	14,533	1,481	17,933	0,578
	Molibdeno	mg/kg	0,030	0,006	4,057	2,037	2,500	2,460	2,190	1,241
	Arsénico	mg/kg	0,666	0,104	0,909	0,129	1,086	0,139	1,097	0,058
	Cadmio	mg/kg	0,017	0,003	0,013	0,003	0,014	0,006	0,017	0,003
Salinidad	Cromo	mg/kg	8,120	0,427	8,230	1,545	9,317	1,777	9,837	0,701
	Plomo	mg/kg	1,239	0,541	0,952	0,496	1,827	0,667	1,332	0,534
	pH (en extracto)		4,733	0,176	4,733	0,233	4,600	0,208	4,400	0,173
	Conductividad eléctrica	dS/m	3,033	0,088	3,300	0,153	3,067	0,371	3,133	0,133
	RAS		1,100	0,153	1,300	0,231	1,100	0,351	1,100	0,153
Cationes y aniones solubles	Carbonato total	%	0,713	0,083	1,527	0,325	0,670	0,040	1,177	0,377
	Calcio	mg/L	398,000	20,817	444,667	7,860	410,667	17,372	407,333	8,511
	Magnesio	mg/L	73,667	0,333	87,667	4,055	71,333	17,372	86,667	8,090
	Potasio	mg/L	41,667	13,333	49,000	14,731	51,000	4,000	38,667	9,528
	Sodio	mg/L	92,000	12,897	107,333	16,333	96,000	33,601	93,667	11,348
	Cloruro	mg/L	74,333	30,775	98,000	17,578	118,333	44,251	104,333	28,014
	Sulfato	mg/L	1.360,000	42,332	1.416,000	13,856	1.337,667	140,428	1.361,667	39,193
	Bicarbonato	mg/L	13,333	2,603	9,333	1,202	7,333	0,333	7,667	1,333
Otros elementos solubles	Arsénico	mg/L	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000
	Cadmio	mg/L	0,017	0,004	0,014	0,005	0,014	0,007	0,016	0,004
	Cobre	mg/L	88,933	18,100	87,633	30,867	89,900	34,861	114,267	26,870
	Cromo	mg/L	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000
	Hierro	mg/L	0,590	0,355	0,477	0,222	0,837	0,376	1,237	0,467
	Manganeso	mg/L	11,633	1,322	11,767	1,506	8,767	1,396	10,967	1,239
	Mercurio	mg/L	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000
	Molibdeno	mg/L	0,001	0,000	0,001	0,000	0,002	0,001	0,001	0,000
	Níquel	mg/L	0,242	0,060	0,263	0,079	0,274	0,107	0,356	0,108
	Plomo	mg/L	0,103	0,012	0,098	0,004	0,079	0,007	0,088	0,006
	Selenio	mg/L	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000	<0,001	0,000
	Zinc	mg/L	2,233	0,657	1,700	0,379	1,490	0,274	1,767	0,384

Al realizar comparaciones estadísticas entre los distintos tratamientos, mediante el test de Friedman, con un nivel de confianza del 95 %, no se detectaron diferencias significativas para ninguna variable en los resultados del primer seguimiento (valor P en Tabla 5.17). Se desprende de ello que hasta la fecha del primer monitoreo, los tratamientos no habían incidido sobre el sustrato relave circundante, probablemente por el poco tiempo transcurrido entre el montaje del ensayo y este primer seguimiento. Por otro lado, también cabe la posibilidad que la metodología de muestreo aplicada en el primer monitoreo (hasta 50 cm de profundidad desde el

límite con la capa de material granular), podría subestimar el efecto del tratamiento, debido a la profundidad de extracción de la muestra.

No obstante, los resultados del segundo seguimiento sí arrojaron diferencias significativas entre tratamientos para las variables materia orgánica y arsénico total (valor P en Tabla 5.17). Las muestras provenientes de los 3 tratamientos evidenciaron mayores contenidos de materia orgánica con respecto al testigo, lo que tendría relación con la exploración radicular de las distintas especies fuera de la casilla de plantación. En cuanto al arsénico total, las diferencias detectadas parecen responder a la variabilidad natural de esta variable en el sustrato en estudio, aunque sí llama la atención el aumento reflejado en los 3 tratamientos y en el testigo. A pesar de ello, los niveles son bastante bajos en relación a umbrales de fitotoxicidad en suelos. Mayor discusión en torno a estas variables se entrega más adelante.

En términos generales, se destaca que no se ha observado incidencia de los distintos tratamientos en las propiedades químicas del sustrato relave. Esto coincide con los resultados obtenidos por ATM en el estudio efectuado en el tranque El Chinche, que determinó que no hubo efectos de los tratamientos sobre la calidad del sustrato, aunque la adición de compost incrementó los niveles de nitrógeno. En cambio, al comparar los resultados del primer seguimiento con respecto a aquellos del segundo seguimiento, sí es posible advertir un efecto del tiempo en la evolución de algunas variables.

A continuación se discuten los resultados obtenidos de los análisis efectuados en ambas instancias y se presentan gráficos que ejemplifican la evolución de algunas variables en el tiempo.



**Tabla 5.17. Test de Friedman para los resultados de análisis de sustrato relave en ambas campañas de monitoreo (en rojo destacan aquellas variables en que se detectaron diferencias significativas)**

COMPONENTE	VARIABLE	VALOR P (%)	
		Primera Campaña	Segunda Campaña
Fertilidad	pH (solución)	39,2	80,1
	Materia orgánica (%)	80,1	4,7
	Nitrógeno disponible (mg/kg)	58,0	46,0
	Fósforo disponible (mg/kg)	42,5	24,1
	Potasio disponible (mg/kg)	16,7	61,5
	Azufre extractable (mg/kg)	12,2	33,4
	Hierro disponible (mg/kg)	89,6	45,7
	Manganeso disponible (mg/kg)	33,4	80,1
	Zinc disponible (mg/kg)	12,2	71,9
	Cobre disponible (mg/kg)	45,7	80,1
	Boro disponible (mg/kg)	81,8	53,2
Macronutrientes totales (mg/kg)	Nitrógeno	7,2	80,1
	Fósforo	8,6	21,7
	Potasio	28,4	45,7
	Azufre	80,1	33,4
	Calcio	80,1	53,2
	Magnesio	12,2	33,4
Micronutrientes totales (mg/kg)	Hierro	7,2	61,5
	Manganeso	61,5	97,8
	Zinc	95,4	94,5
	Cobre	6,0	61,5
	Boro	46,0	5,6
	Molibdeno	48,2	7,4
Otros elementos totales (mg/kg)	Arsénico	51,6	4,2
	Cadmio*	**	83,0
	Cromo	12,2	24,1
	Plomo	11,7	7,2
Salinidad	pH (en extracto)	10,2	33,4
	Conductividad eléctrica (ds/m)	86,1	44,4
	RAS	81,8	78,2
	Carbonato total (%)	11,2	8,6
Cationes y aniones solubles (mg/L)	Calcio	7,2	12,2
	Magnesio	45,7	42,5
	Potasio	7,2	71,9
	Sodio	80,1	53,2
	Cloruro	71,9	80,1
	Sulfato	22,3	81,8
Otros elementos solubles (mg/L)	Bicarbonato	95,8	16,7
	Arsénico	26,7	***
	Cadmio*	11,2	71,9
	Cobre	8,6	61,5
	Cromo	**	**
	Hierro	7,2	24,1
	Manganeso	24,1	19,9
	Mercurio	**	**
	Molibdeno	39,2	48,8
	Níquel	12,2	33,4
	Plomo	62,4	46,0
	Selenio	**	**
	Zinc	8,2	40,8

\* En aquellas muestras cuyo valor de laboratorio está por debajo del límite de detección analítico, el valor de la variable se consideró equivalente a dicho umbral al hacer el análisis estadístico

\*\* Todas las muestras bajo el límite de detección analítico

\*\*\* Sólo en una muestra se obtiene un valor igual al umbral de 0,001 mg/kg, mientras que el resto están bajo dicho umbral.

## **Fertilidad**

### *pH*

El pH expresa el grado de acidez o alcalinidad del sustrato. Depende principalmente del material parental del sustrato, de la actividad biológica de éste, de las condiciones climáticas imperantes, entre otros factores. La importancia del pH en un sustrato de relave guarda relación principalmente con las reacciones químicas que ocurren y por tanto con la biodisponibilidad y la lixiviación de ciertos elementos, determinando niveles deficientes o tóxicos de nutrientes y otros elementos no esenciales para las plantas. Cada elemento tiene una mayor disponibilidad en un determinado rango de pH. Así por ejemplo, la máxima disponibilidad de Fe se encuentra en un rango de pH entre 4,0 y 6,0, mientras que en el caso de Ca es entre 7,0 y 8,5 (Guerrero, 1996; Junta de Extremadura, 1992). Los pH sobre 8,5 indican una gran alcalinidad y bajo 5,5 suelos fuertemente ácidos. Un pH considerado neutro es aquel que se encuentra entre 6,6 y 7,3 (USDA, 1996).

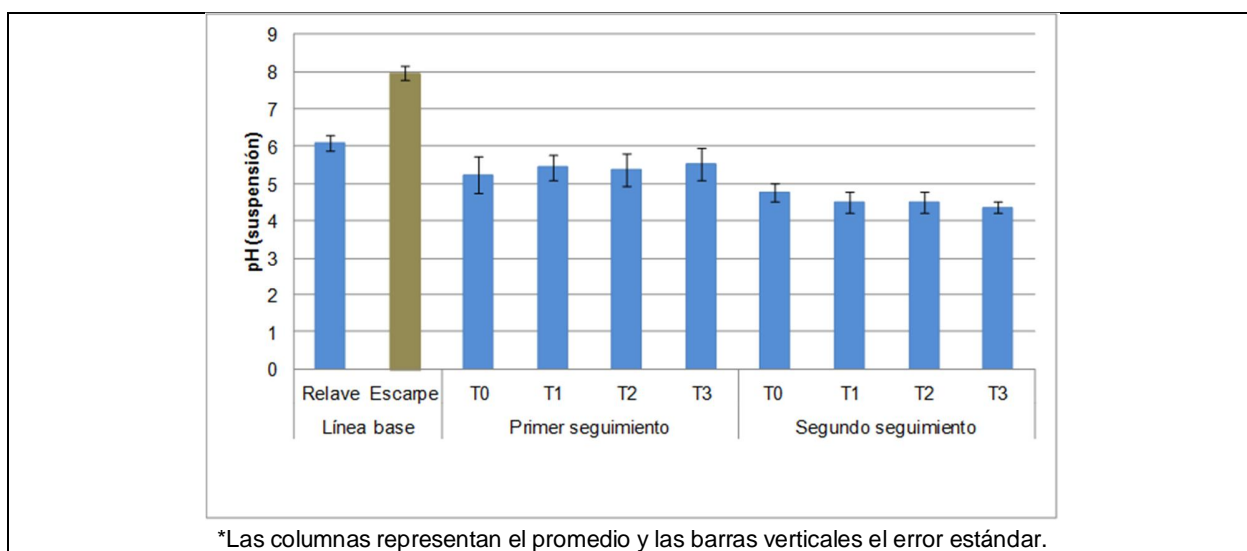
En el caso del sustrato relave en cuestión, en el primer seguimiento se registraron niveles de pH (suspensión 1:2,5) entre 5,23 en T0 y 5,53 en T3 (sin mayores diferencias entre tratamientos), los que se consideran fuertemente ácidos de acuerdo a los parámetros establecidos por USDA (1996). En el segundo seguimiento los niveles fueron menores, variando entre 4,37 en T3 y 4,77 en T0 (sin diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos) (Figura 5.8), niveles considerados extremadamente o fuertemente ácidos de acuerdo a USDA. Considerando que en la línea base se registraron niveles entre 5,8 y 6,5 y que los descensos de pH se han detectado tanto en los tratamientos como en el testigo, es posible advertir que existe un proceso de acidificación del relave, el que estaría ocurriendo independientemente de los tratamientos y del ensayo realizado. Esto se refuerza al considerar lo indicado en el estudio realizado por ATM en el Tranque El Chinche, en el cual se detectaron valores de pH en torno a 8,0.

Con el nivel de acidez detectado en el presente estudio debiera ocurrir una disminución en la disponibilidad de Ca y Mg, así como una mayor disponibilidad de Fe, Mn, B, Cu y Zn. No obstante, se debe tener en cuenta que pueden existir otros factores que influyen en la disponibilidad de estos elementos, como el contenido de materia orgánica, la temperatura, la humedad y la aireación del sustrato, entre otros. Como referencia, la solubilidad del  $\text{Cu}^{2+}$  es muy dependiente del pH y aumenta 100 veces por cada reducción en una unidad de pH. En el caso de Mn, la principal especie en solución es  $\text{Mn}^{2+}$ , la cual disminuye 100 veces al aumentar el pH en una unidad, comportamiento similar a otros cationes metálicos bivalentes (Katyal y Randhawa, 1986).

Por otra parte, es interesante destacar que en el primer seguimiento se registró el menor pH promedio en T0 y el mayor pH promedio en T3, situación que se revirtió en el segundo

seguimiento, en que el menor pH se detectó en T3 y el mayor en T0. Lo anterior a pesar de que se mantuvieron los puntos de muestreo desde donde se obtuvieron las submuestras. Esta situación podría estar mostrando cierta influencia de los tratamientos en cuanto a una leve acidificación del relave adyacente a la casilla de plantación, a pesar que la prueba de Friedman no detectó diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos. Cabe recordar que este análisis no es robusto, ya que considera solamente 3 repeticiones para cada tratamiento (aunque éstas sean compuestas estadísticamente siguen siendo 3 repeticiones). Sin embargo, estaría dando cuenta de una tendencia a la acidificación en el tranque Quillayes.

**Figura 5.8. Niveles de pH registrados en el primer y segundo seguimiento con respecto a las líneas base de relave y referencia escarpe.**



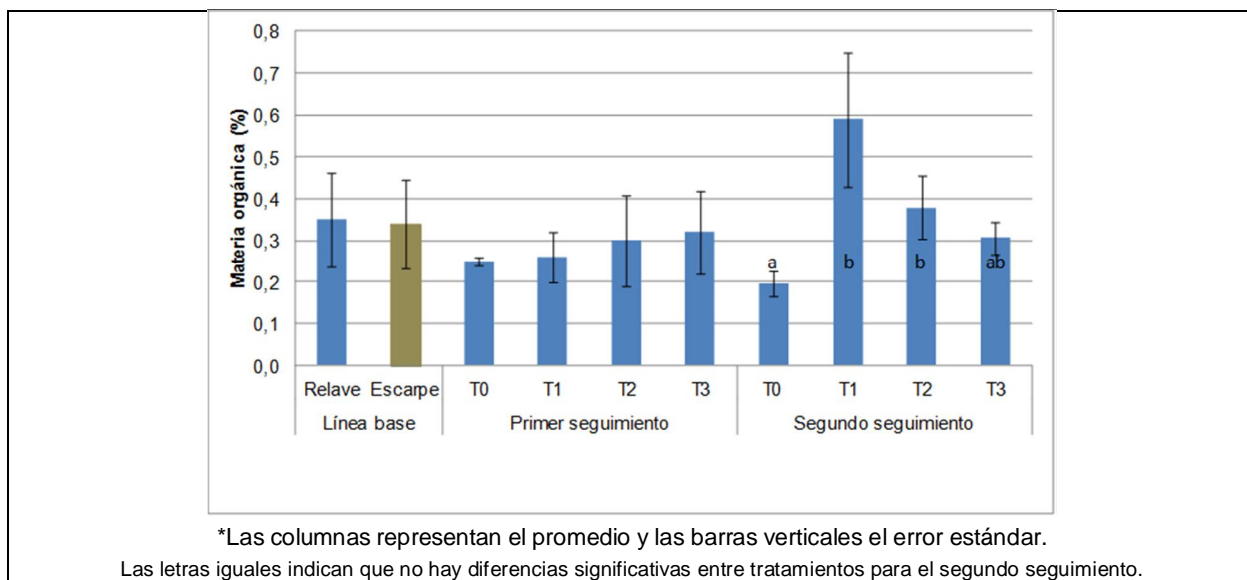
Relacionado con lo anterior, cabe mencionar que la materia orgánica en el suelo genera una reducción de pH por la nitrificación del amonio y la generación de ácidos orgánicos. Así, en el segundo monitoreo el contenido de materia orgánica fue ligeramente superior en los tratamientos con plantación, respecto del testigo (T0), y a su vez los contenidos en los tratamientos son superiores al contenido de línea base, salvo T3. A pesar de esto, el contenido en el tratamiento compost no difiere del resto de los tratamientos y en general todos los contenidos son muy bajos (0,3 a 0,6 %), por lo que la materia orgánica asociada a los tratamientos no sería causal ni estaría fomentando la acidificación. Como se mencionó anteriormente, el pH es también influenciado por otros factores, tales como la temperatura, humedad y aireación del sustrato, que inciden en cambios en el potencial de óxido-reducción.

### *Materia orgánica*

La materia orgánica es la “sede” y la base de las transformaciones biológicas en el suelo a través de dos tipos de efectos; uno directo sobre el metabolismo de las plantas y uno indirecto sobre las propiedades del suelo mismo. Puesto que la mayor parte de los macro y micronutrientes se encuentran unidos a la materia orgánica en forma de compuestos más o menos complejos, la mineralización de ellos por parte de los microorganismos del suelo es indispensable para proporcionar las formas inorgánicas disponibles para las plantas. Así, la materia orgánica constituye una fuente importante de nutrientes para las plantas (Soler, 1998). No obstante, como ya se ha mencionado, los relaves son muy deficientes de materia orgánica, tal como demuestran los resultados del presente estudio (Figura 5.9). En el primer seguimiento ésta se encontró entre 0,25 en T0 y 0,32 en T3, considerados niveles muy bajos de materia orgánica. En el segundo seguimiento los niveles se vieron levemente incrementados en los tratamientos T1, T2 y T3 con respecto a la anterior oportunidad de muestreo, variando entre 0,20 en T0 y 0,59 en T1. Como se mencionó anteriormente, este incremento en la materia orgánica en los tratamientos podría relacionarse con una exploración radicular de las distintas especies (algunas en mayor medida que otras) fuera de las casillas de plantación, razón por la que en el testigo no se detectó un incremento de esta variable.

A diferencia de las otras variables analizadas, sí se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos y testigo para los contenidos de materia orgánica, como lo muestra la Figura 5.9. El tratamiento con compost no evidenció mayor contenido de materia orgánica con respecto a los otros tratamientos. Con respecto a la línea base, los valores no distan mayormente de los ya discutidos. En todos los casos los contenidos de materia orgánica se encuentran en niveles muy bajos; inferior a 1,75 % considerando suelos arenosos.

**Figura 5.9. Niveles de materia orgánica registrados en el primer y segundo seguimiento con respecto a las líneas base de relave y referencia escarpe.**



### Macronutrientes

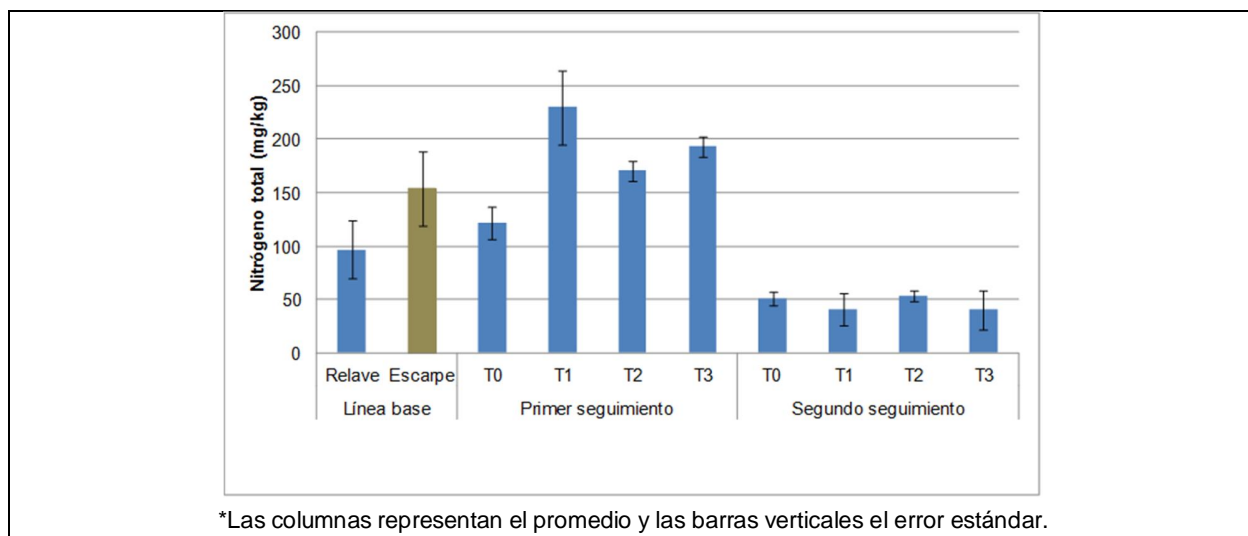
Con respecto a los contenidos de nitrógeno, al igual que en el caso de la línea base, ambos seguimientos del sustrato evidenciaron contenidos muy bajos de N total (menor a 500 mg/kg; Guerrero, 1996), siendo bastante menores en el segundo seguimiento. En la primera instancia de seguimiento se detectaron concentraciones entre 121 y 230 mg/kg para el testigo y el tratamiento 1 respectivamente. En el segundo seguimiento las concentraciones de N total estuvieron entre 11 y 19 mg/kg para T3 y T1 respectivamente, concentraciones sumamente menores (Figura 5.10).

De igual modo, los niveles de N disponible han manifestado disminuciones. En el primer seguimiento las concentraciones estuvieron entre 19,0 mg/kg en T0 y 23,7 mg/kg en T3, niveles medios para N disponible. En el segundo seguimiento las concentraciones se mostraron entre 10,7 mg/kg en T3 y 18,7 mg/kg en T1, niveles considerados bajos. Esta disminución detectada en el contenido de N disponible en las muestras del sustrato relave, así como en el N total, puede deberse a una lixiviación de este elemento en el perfil del relave, el que es sabido que presenta una gran movilidad en el sustrato. Entre ambos monitoreos se concentraron las precipitaciones de la temporada. La deficiencia de N en relaves de Cu es conocida y ha sido reportada en otros estudios (Sauer *et al.* 2002; Zhou *et al.* 1999). Niveles bastante menores de N disponible han sido encontrados en muestras de relaves provenientes de otros tranques de la



zona centro-norte de Chile, con niveles de 2,8 mg/kg (Santibáñez, 2005) y 4 mg/kg (Orchard y Ginocchio, 2011).

**Figura 5.10. Niveles de nitrógeno total registrados en el primer y segundo seguimiento con respecto a las líneas base de relave y referencia escape.**



En cuanto al fósforo, este elemento no ha mostrado mayor evolución entre tratamientos o en función del tiempo. El fósforo total en los distintos tratamientos estuvo entre 970 y 1.224 mg/kg en el primer seguimiento y entre 830 y 972 mg/kg en el segundo seguimiento, concentraciones bastante similares entre seguimientos y algo menores con respecto a la línea base del sustrato relave; 1419 mg/kg en promedio. La concentración de P disponible sí manifestó un descenso en ambos seguimientos (entre 9 y 14 mg/kg en ambas instancias, niveles bajos de acuerdo a Guerrero, 1996) con respecto a la línea base (30 mg/kg, nivel adecuado de P disponible de acuerdo a Guerrero, 1996). Con respecto a otros depósitos de relaves chilenos, la concentración de P disponible detectada en el seguimiento de sustrato no llama mayormente la atención, encontrándose en una concentración intermedia (Orchard y Ginocchio, 2011; Santibáñez, 2005). Por otra parte, se han reportado deficiencias de P en relaves de Cu (Sauer *et al.* 2002).

En general, los relaves de Cu no presentan deficiencias de potasio (Zhou *et al.* 1999), lo que en cierta medida se vio reflejado en los resultados de la línea base de relave. No obstante, en el primer seguimiento se detectaron niveles bastante menores tanto para K total como para K disponible, los que fluctuaron entre 664 a 979 mg/kg y 49 a 68 mg/kg respectivamente. En el segundo seguimiento se detectó un aumento en los tenores de K total, entre 1.324 y 1.721

mg/kg, pero una disminución del K disponible, alcanzando niveles entre 26 y 41 mg/kg, niveles considerados muy bajos para una adecuada nutrición vegetal. Con respecto al estudio de ATM, en el Tranque El Chinche se registraron niveles medios a altos de K disponible.

En cuanto a los contenidos totales de macronutrientes secundarios, la concentración de Ca se encontró entre 6.593 y 8.117 mg/kg durante el primer seguimiento y entre 7.962 y 9.202 mg/kg en el segundo seguimiento. Estos niveles son algo menores a los registrados en la línea base de relave; 10.758 mg/kg. En los estudios ya mencionados de Santibáñez (2005) y de Orchard y Ginocchio (2011) la concentración de Ca total se detectó en torno a 8.063 y 29.020 mg/kg respectivamente, por lo que los niveles del seguimiento se encontrarían en tenores algo menores.

Respecto de la concentración de azufre total en el relave, ésta presentó valores de 5.442 a 7.521 mg/kg en el primer seguimiento y de 4.953 a 7.037 mg/kg en el segundo seguimiento, concentraciones similares entre ambos momentos de muestreo y algo menores con respecto a la línea base; 8.270 mg/kg. En todo caso, estas concentraciones registradas en las distintas oportunidades se encuentran dentro de rangos normales para relaves de la minería del Cu, considerando las concentraciones reportadas por Mohana (2000) para depósitos de relaves ubicados entre la II y V Región; con un rango entre 1.700 a 19.900 mg/kg y una media de 8.880 mg/kg de S total. Los niveles de S extractable registrados han presentado cierta variabilidad entre las distintas instancias de muestreo. En la línea base se detectó una concentración de 734 mg/kg, la que se vio aumentada en el primer seguimiento, con concentraciones entre 1.200 en T0 y 2.363 mg/kg en T3. En el segundo seguimiento los tenores fueron menores con respecto al primer seguimiento, registrándose concentraciones entre 869 en T2 y 1.023 mg/kg en T0. A pesar de estas diferencias encontradas entre las distintas oportunidades de muestreo, los niveles de S extractable reportados se encontrarían niveles adecuados. Como referencia, el estudio en el Tranque El Chinche destacó la alta disponibilidad de S del relave (ATM, 2008).

Siguiendo la tendencia de Ca y S total, el Mg total en los seguimientos de sustrato también se presentó en niveles algo menores a la línea base (4.736 mg/kg), variando entre 1.242 y 2.386 mg/kg en el primer seguimiento y entre 3.107 y 4.097 mg/kg en el segundo seguimiento, aunque en esta última oportunidad los valores fueron mayores en relación al primer seguimiento. A pesar de esta variabilidad, los niveles estarían dentro del rango de niveles comúnmente encontrados en suelos, considerando que el contenido de Mg en el suelo varía comúnmente entre 1.000 mg/kg en suelos arenosos y 40.000 mg/kg en suelos arcillosos de textura fina (Havlin *et al.* 1999).

## Micronutrientes

De los micronutrientes, como ya se mencionó, destaca Fe y Cu por sus mayores contenidos en el relave bajo seguimiento. Los resultados expresan concentraciones de Fe total de entre 4.307 y 6.030 mg/kg en el primer seguimiento y entre 6.431 y 7.330 mg/kg en el segundo seguimiento. Si bien los niveles fueron mayores en esta última oportunidad, las concentraciones en ambas instancias fueron menores a aquellas reflejadas por la línea base; 9.893 mg/kg. Cabe destacar que la concentración de Fe total en relaves puede ser extremadamente variable, como lo demuestran los niveles detectados por Ortiz-Calderón y colaboradores (2008), de 1.244 mg/kg y aquellos detectados por Orchard y Ginocchio (2011), de hasta 129.930 mg/kg. El Fe disponible ha variado en torno a niveles relativamente similares entre las distintas instancias de seguimiento. La línea base reportó un contenido de 47,5 mg/kg mientras que los seguimientos evidenciaron contenidos de 43 a 64 mg/kg en el primero y de 29 a 52 mg/kg en el segundo seguimiento. En general los contenidos han estado en niveles altos, los que se sitúan por sobre los 5 mg/kg (Havlin *et al.* 1999; Katyal y Randhawa, 1986). No obstante, es común encontrar altos contenidos de Fe disponible sin que ello genere problemas de fitotoxicidad.

Fe total es la única variable en que se obtuvieron en ambos seguimientos los menores niveles en el testigo y los mayores niveles en T3, lo que más bien parece ser un efecto aleatorio del muestreo y no una respuesta que tenga relación con los tratamientos. Como ya se mencionó, la evolución en los tenores de las variables analizadas no ha mostrado, hasta la fecha del último seguimiento, responder a las diferencias entre los tratamientos aplicados. Esta aseveración se deberá demostrar con monitoreos posteriores.

El Cu total ha mostrado una disminución en los seguimientos con respecto a la línea base, oportunidad en que se detectó una concentración de 674 mg/kg. Entre ambos seguimientos no se encontraron mayores diferencias en su concentración, estando entre 191 y 370 mg/kg en el primer seguimiento y entre 280 y 342 mg/kg en el segundo seguimiento. A pesar de esta baja con respecto a la línea base, el Cu sigue constituyendo un elemento de elevada concentración, considerando que el umbral de fitotoxicidad fijado por Méndez y Maier (2008) es de 200 mg/kg. Incluso se han documentado umbrales menores en suelos.

Aun cuando, al igual que otros metales, el Cu es esencial para el crecimiento de las plantas, generalmente cuando está presente en grandes cantidades es fitotóxico y puede causar la muerte de las plantas. Diversas fuentes han sugerido umbrales para la concentración de este elemento en el suelo por encima del cual se producen efectos fitotóxicos, variando entre 140 a 280 mg/kg (Alloway, 1990; Rhoades *et al.* 1989 y Neuman *et al.* 1987, citados en Ortiz-Calderón, 2008). Según el estándar EPA (U.S. Environmental Protection Agency), la concentración máxima permitida de Cu total en el suelo es de 100 mg/kg (Adriano, 2001; Mortvedet *et al.* 1983; citados en Muen, 2006). No obstante, tratándose de relaves

provenientes de la minería del Cu, no es de extrañarse encontrar estas concentraciones, situación que se da también en suelos chilenos característicamente ricos en Cu. Como referencia, Mohana (2000) indicó que la concentración de Cu total en relaves mineros de Cu varía entre 190 y 6.800 mg/kg, con un promedio cercano a los 1.900 mg/kg. Otros estudios también han reportado altas concentraciones de Cu total en relaves; de 2.550 mg/kg (Ortiz-Calderón *et al.* 2008) y de 5.661 mg/kg (Orchard y Ginocchio, 2011). Bajo este escenario, la concentración de Cu total en las muestras analizadas no representa un valor alto. El contenido de Cu disponible también se presenta en concentraciones muy altas tanto en la línea base como en ambos seguimientos, siendo mayor en el primero; entre 47 y 83 mg/kg, concentración que supera con creces el rango esperado para suelos chilenos de la zona centro norte (entre 2 y 7 mg/kg y hasta 20 mg/kg; Rodríguez, 1993, citado por CICA, 2002) así como el rango de un nivel medio de Cu disponible en el suelo, el que se encuentra entre 0,3 y 0,5 mg/kg, siendo sobre 0,5 mg/kg un nivel alto. El umbral de fitotoxicidad de Cu total en el suelo ha sido sugerido entre 140 y 280 mg/kg (Neuman *et al.* 1987; citado en Ortiz-Calderón *et al.* 2008). En el segundo seguimiento las concentraciones estuvieron entre 64 y 81 mg/kg.

Entre los restantes micronutrientes analizados, destacan Mn, Zn y Mo total por evidenciar en el seguimiento de sustrato contenidos bastante menores a los registrados en la línea base. El contenido de Mn total varió entre 29 y 35 mg/kg en el primer seguimiento y entre 42 y 47 mg/kg en el segundo seguimiento, en contraste con los 73 mg/kg detectados por la línea base de relave. No obstante, la concentración de Mn disponible fue mayor en los seguimientos, en particular en el segundo, instancia en que se detectaron concentraciones entre 4,3 y 5,3 mg/kg. Un nivel normal en suelos se encuentra entre 0,6 y 1,0 mg/kg, nivel superado en todos los casos. Sin embargo, un exceso de Fe puede provocar una disminución de la absorción de Mn, el que puede tener mayor fitotoxicidad que el Fe. Cabe mencionar que la literatura alude a deficiencias de Mn en relaves de Cu (Sauer *et al.* 2002).

Los niveles de Zn total, entre 5,0 en el primer seguimiento y hasta 13,7 en la línea base, no llaman mayormente la atención y se encuentran en una concentración bastante menor a las detectadas por los estudios ya citados; en los que se han encontrado concentraciones entre 41 mg/kg (Santibáñez, 2005) y 304 mg/kg (Orchard y Ginocchio, 2011). Por otra parte, la concentración de Zn total del relave del tranque Quillayes está muy alejada del umbral de fitotoxicidad definido por Méndez y Maier (2008) en 400 mg/kg, puesto que sus niveles en la fracción disponible no han evidenciado variaciones importantes a través del tiempo, los que se han detectado entre 0,44 y 0,76 mg/kg en ambas instancias de seguimiento. Niveles medios de Zn disponible se encuentran entre 0,6 y 1,0 mg/kg, mientras que sobre 1,0 mg/kg se considera un nivel alto. Así, la concentración del sustrato relave, concuerda con niveles bajos a medios de Zn disponible.

En cuanto al Mo, los niveles inicialmente registrados en la línea base, de 8,7 y hasta 17 mg/kg no se vieron reflejados en los seguimientos, instancias en que se detectaron concentraciones

entre 0,04 y 1,97 mg/kg en el primero y entre 0,03 y 4,06 mg/kg en el segundo. En relaves de Cu de Chile este elemento ha sido detectado en niveles menores a 40 mg/kg (Mohana, 2000) y de 109 mg/kg (Santibáñez, 2005). En suelos usualmente varía desde niveles trazas hasta aproximadamente 20 mg/kg (Katyal y Randhawa, 1986), pero lo más frecuente es que se encuentre entre 0,2 y 5 mg/kg en el suelo (Havlin *et al.* 1999). El criterio ambiental canadiense ha definido en 5 mg/kg de Mo total en el suelo como el límite para el uso agrícola (CCME, 1993), límite que sobrepasa los niveles detectados en los seguimientos del sustrato relave. Además, cabe mencionar que el sulfato usualmente tiene un efecto antagónico en la disponibilidad de Mo para las plantas, ya que ambos iones (molibdato y sulfato) compiten por los mismos sitios de absorción de la planta (Gupta y Mehla, 1980; Marschner, 2003). Por otra parte, según Smith *et al.* (1987), la presencia de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) en el suelo, puede determinar la retención de molibdeno mediante la precipitación de molibdato de calcio. Finalmente, y como referencia, el exceso de molibdeno en los suelos disminuye la disponibilidad de otros iones como  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ , pudiendo manifestarse una carencia de estos elementos en las plantas (González y Bergqvist, 1989).

Finalmente, los niveles de B total variaron desde 25,5 a 31,1 mg/kg en el primer seguimiento y desde 13,8 a 17,9 mg/kg en el segundo seguimiento. En tanto que los niveles de B disponible se encontraron entre 1,0 y 1,4 mg/kg en primera instancia y entre 1,4 y 1,9 mg/kg en la segunda, lo que corresponde a contenidos normales esperables de acuerdo a estándares de Katyal y Randhawa (1986; entre 0,1 y 3 mg/kg). Considerando que las deficiencias para las plantas se presentarían cuando el contenido de B disponible es inferior a 0,6 mg/kg (Guerrero, 1996), los niveles registrados estarían supliendo las necesidades de B de los ejemplares. Al igual que en el caso del Mn, Sauer y colaboradores (2002) han reportado comunes deficiencias de B en relaves de Cu, situación que no estaría ocurriendo con el relave del Tranque Quillayes.

## **Salinidad**

### *Conductividad eléctrica, sodio y cloruro*

La conductividad eléctrica no ha evidenciado grandes cambios durante el transcurso del ensayo, manteniéndose entre 2,8 y 3,3 dS/m en todas las instancias y tratamientos. El menor valor se registró en el testigo durante el primer seguimiento, mientras que el mayor valor se detectó en T1 durante el segundo seguimiento. La línea base reflejó una conductividad eléctrica preferencia, Ayers y Wescot (1985) plantean que sobre 3 dS/m de salinidad se considera preocupante para la mayoría de los cultivos agrícolas, mientras que otros autores han establecido en 4 dS/m el umbral de riesgo (Havlin *et al.* 1999) o incluso valores mayores (Rhoades *et al.* 1992). Cabe recordar que las especies comprendidas en el ensayo se encuentran adaptadas a condiciones más adversas que aquellas de cultivos agrícolas, lo que



hace considerar que el nivel de salinidad registrado en el presente estudio no constituye una gran limitante en el prendimiento y crecimiento de las especies y de hecho, así se ha podido observar en el transcurso del ensayo. Por lo demás, es común encontrar altos niveles de salinidad en relaves mineros (Ye *et al.* 2000; Gardiner, 1977).

La salinidad del sustrato puede estresar a las plantas de dos maneras; la alta concentración de sales solubles en el sustrato puede dificultar la extracción de agua por parte de las raíces y, la alta concentración de sales en las plantas puede generar efectos de toxicidad o de deficiencias nutricionales (Bernstein, 1975; Munns y Tester, 2008). Sin embargo, dependiendo del tipo y concentración de sales en el sustrato, se pueden producir o no efectos tóxicos en las plantas o deterioro en las propiedades físicas del suelo, disminuyendo la provisión de oxígeno y la infiltración del agua, como en el caso del Na intercambiable (Honorato, 2000). En general, los iones  $\text{Na}^+$  y  $\text{Cl}^-$ , que pueden causar toxicidad directa en las plantas y que suelen ser los más abundantes en suelos salinos, no son frecuentes en relaves mineros. Éstos estarían en torno a los 50,0 mg/L (T3 en el primer seguimiento) a 107,3 mg/L (T1 en el segundo seguimiento) para  $\text{Na}^+$ , y entre 49,7 mg/L (T0 en el primer seguimiento) a 118,3 mg/L (T2 en el segundo seguimiento) para  $\text{Cl}^-$ . Ambos iones se encuentran en niveles menores a los registrados en la línea base, instancia en que se detectaron concentraciones de 111,3 y 169,3 mg/L respectivamente. El  $\text{Na}^+$  puede generar los mayores problemas de fitotoxicidad ante concentraciones mayores a 115 mg/L, nivel que si bien, se acerca a las concentraciones detectadas en el segundo seguimiento, no es sobrepasado. De acuerdo a Maas (1984) citado por Pescod (1992), los umbrales máximos de  $\text{Cl}^-$  en el suelo varían mucho entre especies, desde 175 mg/L para cultivos sensibles como palto, frutilla y berries en general, hasta 1.400 mg/L para vid. Las especies forestales presentan usualmente una menor sensibilidad a la concentración de  $\text{Cl}^-$  respecto a especies frutales cultivadas. Es esperable que árboles y arbustos nativos, especies rústicas y adaptadas a las condiciones locales, presenten aún menor sensibilidad.

### *Relación de adsorción de sodio*

El Na se transforma en un problema cuando su concentración es muy alta en relación con los otros cationes de la solución suelo, especialmente Ca y Mg. La relación de adsorción de sodio (RAS) permite expresar esta interacción catiónica. La RAS es un índice que evalúa el efecto del Na en el deterioro de las propiedades físicas (infiltración, permeabilidad, compacidad) del suelo u otro sustrato cuando éste se encuentra por sobre cierta cantidad de la suma de Ca y Mg. El Na tiene un efecto dispersante de las partículas del suelo, tendiendo a sellar los poros y a formar costras en superficie (Honorato, 2000). Además, si entre estos iones hay una desproporción sesgada hacia el Na, pueden desarrollarse desbalances iónicos en las plantas. Como se mencionó anteriormente, valores de la RAS por sobre 8 se consideran potencialmente peligrosos en el suelo (Ayers y Wescot, 1985; Rhoades *et al.* 1992; Tanji, 1996; Tipler, 2000), límite que se encuentra bastante alejado de los 0,63 (T3 en el primer seguimiento) a 1,00 (T1 en el segundo seguimiento) que fueron registrados en los seguimientos de sustrato. Estos valores son incluso menores a los detectados en la línea base de sustrato, de un valor de 1,37.

### *Carbonato y bicarbonato*

Los carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) son compuestos con alta afinidad por los cationes libres en la solución suelo, especialmente calcio. La presencia de carbonato de calcio incide en una menor disponibilidad de fósforo así como en el bloqueo de la absorción de hierro, manganeso, zinc y cobre (Guerrero, 1996). Sin embargo, esta situación no se daría en el relave analizado dada la baja concentración de carbonatos totales medidos como  $\text{CaCO}_3$ ; en torno a 0,29 y 0,46 % en el primer seguimiento y en torno a 0,67 y 1,53 % en el segundo seguimiento. Esta alza entre ambos seguimientos podría relacionarse con el aporte de carbonato desde el material de escarpe situado sobre el relave, el que contiene 2,9 % de carbonato total de acuerdo a la línea base de este material, dados los procesos de movilización a los que están sometidos los carbonatos del suelo. Niveles preocupantes de bicarbonato, por su relación con la conductividad eléctrica y la alcalinidad del suelo, se producen sobre 250 mg/L, situación que tampoco se ve reflejada por el seguimiento de sustrato, llegando a niveles de 14,3 mg/L en T3 en el primer seguimiento. Las concentraciones de bicarbonato en ambas oportunidades de seguimiento fueron considerablemente menores a aquellas registradas durante la línea base, instancia en que se registraron 94,0 mg/L.

### *Otros cationes y aniones solubles*

Al igual que en la línea base, destacan por su alto contenido los sulfatos en ambos seguimientos, alcanzando una concentración de hasta 1.317 mg/L en el primero (en el testigo) y de hasta 1.416 mg/L en el segundo (en el tratamiento 1). Como ya se indicó, tratándose de relaves de la minería del cobre, esta situación es bastante común. Los sulfatos pueden generar problemas cuando sobrepasan las 1.000 mg/L (Navarro y Navarro, 2000). El anión sulfato es extremadamente soluble y tiende a lixiviarse con facilidad, pero es posible también que el Ca contribuya a la neutralización de los sulfatos presentes, produciéndose sulfato de calcio ( $\text{CaSO}_4$ ), el que por su reacción neutra y su baja solubilidad no genera acidificación del sustrato ni toxicidad en las plantas (Guerrero, 1996; Havlin *et al.* 1999). Sin embargo, no es posible asegurar la ocurrencia de estas reacciones en el relave o en los sustratos experimentales. El Ca soluble se encuentra en torno a los 400 a 445 mg/L en los diferentes tratamientos y en las distintas instancias de monitoreo. Los sulfatos pueden reaccionar también con los iones de K, Na y Mg, formándose sulfato potásico (de muy baja toxicidad para las plantas), sulfato sódico (de baja toxicidad) y sulfato magnésico (de alta toxicidad). No obstante, estos iones no se encuentran presentes en altas cantidades.

El análisis del segundo seguimiento entregó concentraciones de 38,7 a 51,0 mg/L, 92,0 a 107,3 mg/L y 71,3 a 87,7 mg/L para los iones de K, Na y Mg respectivamente. De éstos el Na es el que puede generar los mayores problemas de fitotoxicidad, los que se presentan ante concentraciones mayores a 115 mg/L, por lo que los niveles detectados en los análisis no representan un inconveniente. Sí es relevante destacar un leve aumento de Na soluble al comparar ambos seguimientos, variable que se encontró entre 50,0 y 83,7 mg/L en primera instancia y entre 92,0 y 107,3 mg/L en segunda instancia. Sin embargo, en ambas oportunidades los niveles fueron menores a la línea base (111,3 mg/L). Con respecto a K y Mg, usualmente se presentan problemas de nutrición de Mg cuando su concentración es menor que aquella de K, situación que no estaría ocurriendo de acuerdo a los resultados expuestos.

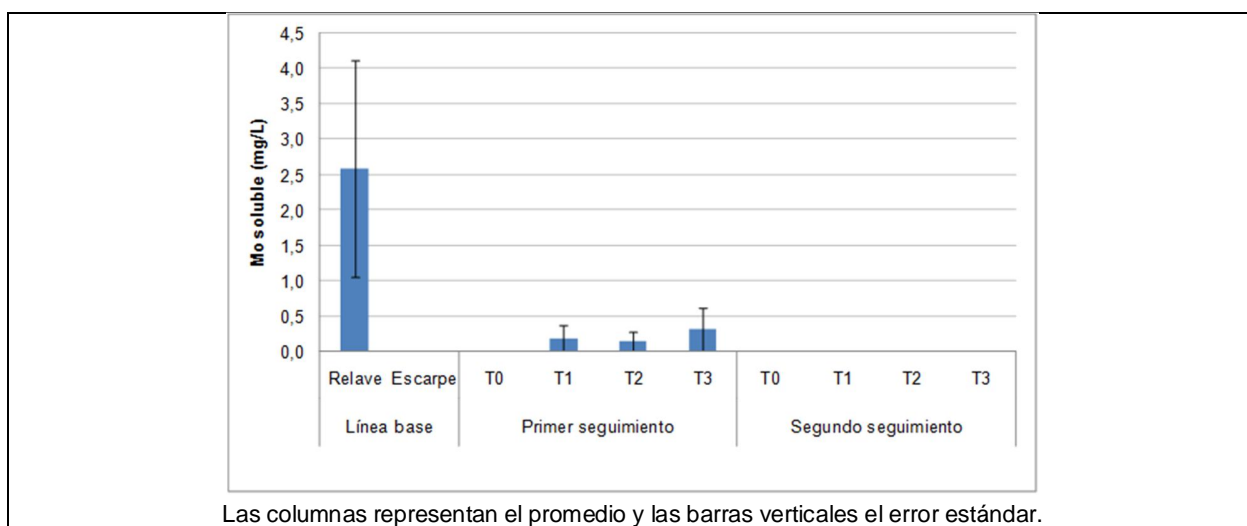
### *Otros elementos solubles*

Destacan los altos niveles de Cu soluble registrados y que han ido en aumento en el tiempo; entre 14,8 mg/L (T1) y 64,1 mg/L (T0) en el primer seguimiento y entre 87,6 mg/L (T1) y 114,3 mg/L (T3) en el segundo seguimiento. Esta situación dista de sobremanera de la concentración evidenciada en la línea base, instancia en que la concentración de Cu soluble no sobrepasó 1 mg/L. Similar situación se aprecia en el caso del Mn soluble, con una concentración de 2,3 mg/L en la línea base, entre 3,2 y 8,2 mg/L en el primer seguimiento y entre 8,8 y 11,8 mg/L en el segundo seguimiento. Estos niveles incluso sobrepasan el umbral de toxicidad definido en 4 mg/L por Sánchez (1981). La mayor solubilización de Cu y Mn estaría relacionada con el

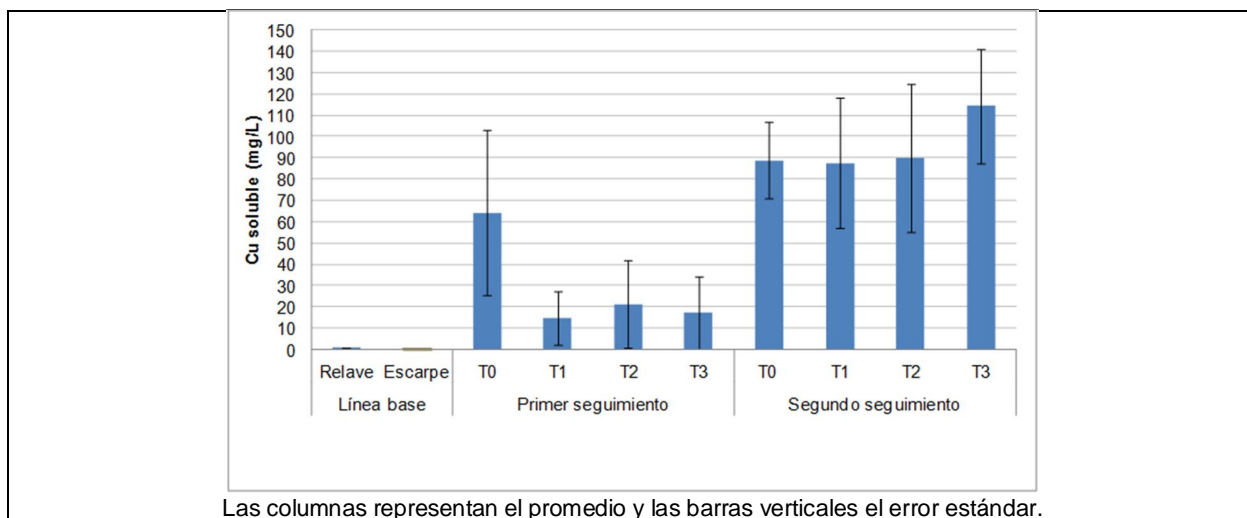
descenso del pH, lo que provoca la solubilización de cationes. Este patrón se evidencia también al analizar el comportamiento de otros elementos en sus formas solubles.

Con respecto al Mo soluble, éste registró el mayor contenido en la línea base; de 2,57 mg/L y fue detectado en concentraciones de hasta 0,3 mg/L en T3 en el primer seguimiento. Altas concentraciones de este elemento rara vez perjudican el crecimiento de las plantas, pero pueden causar problemas tóxicos en animales rumiantes que se alimenten de estas plantas, por lo que su seguimiento adquiere gran relevancia. Un trabajo de Kubota y colaboradores (1963; citado en SAG b) determinó que concentraciones de Mo en la solución del suelo superiores a 0,01 mg/L podrían estar asociadas con toxicidad animal, aunque ello depende de otros factores en juego. Por ejemplo, los sulfatos inciden en la absorción de molibdato, ya que ambos iones compiten por los mismos sitios de absorción de la planta (Gupta y Mehla, 1980; Marschner, 2003). No obstante, la mayor concentración registrada en primera instancia, de hasta 0,3 mg/L, no fue evidenciada por el segundo seguimiento, instancia en que la concentración máxima fue de hasta 0,002 mg/L en el tratamiento 2; es decir, muy baja y poco relacionada con las altas concentraciones del elemento en algunas especies, que más adelante se aprecian en el capítulo de tejido vegetal.

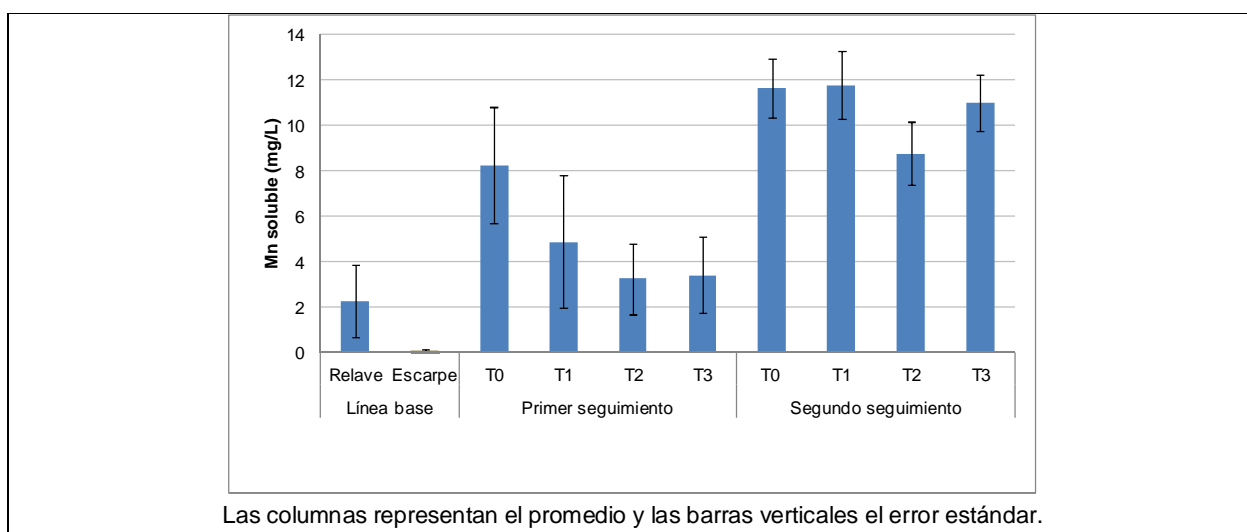
**Figura 5.11. Niveles de molibdeno soluble registrados en el primer y segundo seguimiento con respecto a las líneas base de relave y referencia escarpe**



**Figura 5.12. Niveles de cobre soluble registrados en el primer y segundo seguimiento con respecto a las líneas base de relave y referencia escarpe**



**Figura 5.13. Niveles de manganeso soluble registrados en el primer y segundo seguimiento con respecto a las líneas base de relave y referencia escarpe**



Otros elementos solubles encontrados en cantidades muy pequeñas, menores a 1 mg/L, son el Fe, Ni, As, Cd y Pb. En los casos de Cr, Hg y Se, éstos se encuentran incluso bajo el límite de detección analítico.

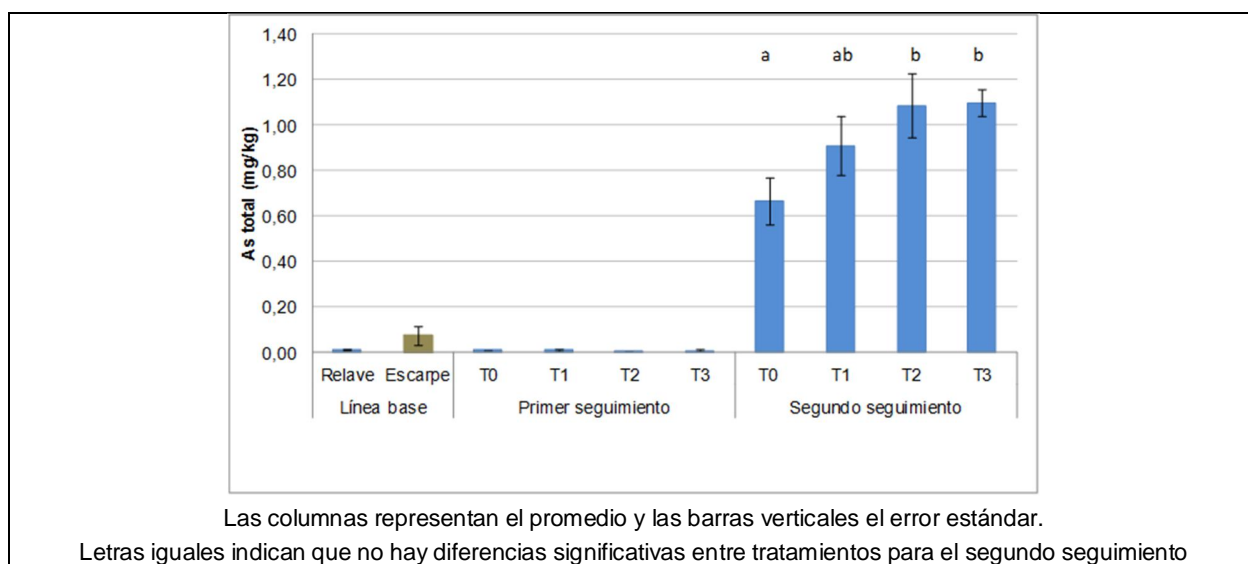
### **Metales pesados no esenciales**

De los metales pesados no esenciales para las plantas, el cadmio junto al arsénico son los metales que presentan una mayor toxicidad y tendencia a la bioacumulación. El Cd es un metal presente en el suelo y rocas en forma natural, pero es sumamente poco abundante. El contenido normal de Cd en el suelo es del orden de 0,01 y 2 mg/kg (Bowen, 1979), siendo sobre 3 mg/kg el nivel umbral de toxicidad en las plantas (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Mendez y Maier, 2008). Puede ser incorporado al ambiente a través de fertilizantes, plásticos, baterías, pinturas, desechos y otros. Afortunadamente, este elemento se encuentra en niveles muy bajos en el sustrato bajo análisis; bajo el límite de detección para el primer seguimiento y hasta 0,017 mg/kg en el segundo seguimiento, nivel que dista considerablemente del umbral de fitotoxicidad mencionado.

Por otro lado, el As está siempre presente en el suelo. Su concentración en suelos no cultivados y no perturbados, fluctúa entre 0,1 y 40 mg/kg, con un promedio de 5 a 6 mg/kg (CLS, 1977). Frecuentemente se cita 10 mg/kg como umbral de suelo no contaminado, pero en la práctica se encuentran concentraciones muy por sobre este valor, sin que se produzcan problemas para las plantas (Munshower, 1993). Méndez y Maier (2008) definen en 15 mg/kg de As en el suelo como el nivel de riesgo de fitotoxicidad. Este metal no es fácilmente absorbido por las plantas, lo que protege a la cadena trófica (Epstein, 2002, citado en Acevedo *et al.* 2005). De esta manera, niveles de hasta 1,097 mg/kg registrado en T3 durante el segundo seguimiento, ciertamente que no constituyen un inconveniente. Es relevante destacar que el segundo seguimiento evidenció un aumento en los contenidos de As total con respecto al primer seguimiento (hasta 0,009 mg/kg) y a la línea base (0,007 mg/kg) del sustrato relave. No obstante, se cree que esta situación podría ser consecuencia de un error analítico del laboratorio, ya que no se explica de donde provendría esta alza en el contenido de As total. El material de escarpe no contiene elevadas cargas de este metal, con una concentración de 0,07 mg/kg de acuerdo a la línea base. De todas formas, se mantiene en niveles bajos y muy alejados de umbrales de fitotoxicidad.



**Figura 5.14. Niveles de arsénico total registrados en el primer y segundo seguimiento con respecto a las líneas base de relave y referencia escarpe.**



Estas bajas concentraciones de Cd y As son compartidas por otros relaves de Cu, siendo estos elementos detectados en concentraciones que no superan los 5 mg/kg (Mohana, 2000), aunque Ortiz-Calderón y colaboradores reportaron una concentración de As total de hasta 75 mg/kg en el tranque de relaves de Planta Matta, ubicada en la III Región.

Sí destacan por sus mayores concentraciones en el sustrato bajo seguimiento cromo y plomo, aunque éstos son de baja movilidad en el suelo y son de muy baja fitotoxicidad (Witter, 1989). El cromo en los sustratos evaluados se encontró entre 2,49 y 9,54 mg/kg durante el primer seguimiento y entre 8,12 y 9,84 mg/kg durante el segundo seguimiento. Aun cuando el cromo es un elemento esencial para animales y el hombre, no lo es para las plantas, y puede ser fitotóxico (Marschner, 2003). La concentración de cromo en el suelo es generalmente muy baja. Como referencia, la concentración de Cr en la zona centro norte y norte de Chile varía entre 0,6 y 10,3 mg/kg (CICA, 2002). De acuerdo a Kabata-Pendias y Pendias (1984), la concentración total crítica para el Cr total se encuentra en el rango de 75 a 100 mg/kg. CCME (1997) definió en 64 mg/kg como la concentración máxima de Cr total en el suelo recomendada para el uso agrícola y en 8 mg/kg en el caso de Cr<sup>+6</sup> (cromo hexavalente), que es la forma en que se han observado efectos tóxicos en plantas y animales. Sin embargo, Cr<sup>+6</sup> está sujeto a lixiviación, adsorción por coloides del suelo y es rápidamente reducido por la materia orgánica a Cr<sup>+3</sup> (cromo trivalente) (Bartlett y James, 1978; Ghorayshi, 1989). De acuerdo a los antecedentes anteriormente expuestos, los valores encontrados en el ensayo, de hasta 9,84 mg/kg, se

encuentran en el rango normal para suelos de Chile y muy por debajo de niveles considerados críticos a nivel mundial.

Los resultados entregaron concentraciones de plomo total en los tratamientos y testigo que fluctuaron entre 1,06 y 2,08 mg/kg en primera instancia y entre 0,95 y 1,83 mg/kg en segunda instancia, los que corresponden a niveles muy bajos en relación con los contenidos usuales en suelos y con los umbrales referenciales de riesgo. En general la retención de este elemento en el suelo es la más alta comparada con el resto de los elementos no esenciales. La concentración normal de Pb en el suelo se encuentra entre 2 y 300 mg/kg (Bowen, 1979), mientras que Zhenli *et al.* (2005) indican contenidos medios de Pb en suelos de 10 a 150 mg/kg, y señalan que un suelo se encuentra enriquecido en Pb cuando presenta contenidos mayores al 1%. Estudios realizados por el INIA entre la III y la XI Región, indican que los contenidos totales promedio de Pb fluctúan entre 8 y 56 mg/kg y los contenidos máximos varían entre 25 y 312 mg/kg, encontrándose los valores más altos en la V Región; en los valles de Aconcagua y de Puchuncaví (INIA, 1986; 1990, citados en Acevedo, 2005). Como complemento a los tenores de Pb en relaves, el estudio de Mohana (2000) documentó concentraciones de Pb total en relaves de hasta 640 mg/kg. La concentración crítica o de riesgo se encuentra sobre 100 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Méndez y Maier, 2008), aunque la legislación de Alemania, indica valores máximos permitidos de 40 mg/kg para suelos de textura arenosa (Acevedo *et al.* 2005).

Diversos estudios han demostrado que este metal permanece principalmente en la superficie del suelo, lo que minimiza el riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Sin embargo, ello aumenta el riesgo de su exposición. En el suelo, el Pb puede ligarse a la materia orgánica formando complejos de lenta liberación, adsorberse a las arcillas o asociarse a óxidos de Fe (Ghorayshi, 1989), por lo que la absorción de este elemento por las plantas es prácticamente nula, aun ante altas concentraciones de Pb en el suelo. De existir absorción de este metal, suele acumularse en las raíces (Acevedo *et al.* 2005). Estudios con Pb en hortalizas (lechuga) han determinado absorción de Pb de manera significativa a partir de una concentración de 300 mg/kg en el suelo (Witter, 1989).

## 5.2.2 Seguimiento de tejido foliar

### 5.2.2.1 Monitoreo de invierno

En el muestreo de julio de 2012, cuatro meses después de terminada la plantación, no hubo diferencias estadísticamente significativas para ninguna de las variables analizadas en tejido foliar, entre los distintos tratamientos y especies, salvo en el caso de Zn y K en follaje de *Acacia saligna* (Tabla 5.18) en que el tratamiento compost supera al testigo en ambos casos (análisis

no paramétrico producto de la disponibilidad de solamente tres repeticiones por tratamiento). Como existe el factor bloque en el ensayo, el test más adecuado es el diseño de bloque al azar de Friedman. Con esta prueba se determina si hay diferencias significativas entre los tres tratamientos a nivel de cada especie. El resultado de esta prueba mostró que sólo hay diferencias significativas en las variables K total y Zn total para *Acacia saligna*, para un nivel de confianza del 95% ( $P < 0,05$ ). Al aplicar el test de comparaciones múltiples de Wilcoxon-Wilcox, se determinó que sólo existen diferencias significativas entre los tratamientos 1 (control, T1) y 2 (compost, T2) para ambas variables.

Considerando que solo habían transcurrido cuatro meses desde plantadas las plantas, la mayoría de éstas aún dependían para su desarrollo del pan de tierra en que venían desde el vivero y de las enmiendas, incluido el fertilizante mixto granulado, aplicadas en la casilla. Por ende, solo las especies de más rápido crecimiento, como el caso de *Acacia saligna*, pueden haber accedido hacia horizontes más profundos; es decir, en contacto directo con el relave que como se describió en el capítulo de sustrato, tiene un alto contenido de molibdeno.

En la Tabla 5.18 se presentan los resultados de los análisis de laboratorio efectuados a las muestras de follaje obtenidas de las seis especies que pudieron ser muestreadas en invierno. En la columna seguimiento se aprecia el promedio de las tres repeticiones por cada tratamiento. Se incluyen los promedios de concentración encontrados en plantas del entorno natural en ambas estaciones en que fueron muestreadas (primavera y verano), así como el valor referencial obtenido en plantas juveniles del vivero, de modo que se pueda hacer una comparación o se disponga de referencias para contextualizar los resultados del ensayo. Se utiliza el promedio de los monitoreos en plantas del entorno, para no distraer la atención hacia la variabilidad que pueda haber, que ya fue discutida en el capítulo de línea base. Una mejor visualización de estas comparaciones, se aprecia en las figuras que más adelante se presentan para cada elemento evaluado.

Por ser caducifolias, las especies espinos y algarrobo no presentaron hojas o estaban amarillentas a punto de desprenderse durante el invierno. Maitén, litre y quilo son muy escasos en el número total de ejemplares del ensayo y además estaban muy pequeños a la fecha de este primer monitoreo, lo que impedía configurar la muestra, por lo que no pudieron ser muestreadas.

**Tabla 5.18. Comparación estadística de tratamientos para las distintas especies y variables analizadas en follaje en las cuatro estaciones monitoreadas (en rojo los valores  $p < 5\%$ )**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	TEST DE FRIEDMAN-VALORES P			
			Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Acacia	Nitrógeno	%	77,88	33,85	9,70	36,79
	Fósforo	%	71,65	77,88	20,53	77,88
	Potasio	%	4,98	55,80	92,00	71,65
	Cobre	mg/kg	17,38	9,70	36,79	17,38
	Zinc	mg/kg	4,98	10,54	9,70	4,98
	Manganeso	mg/kg	36,79	26,36	71,65	71,65
	Molibdeno	mg/kg	71,65	71,65	71,65	36,79
	Arsénico	mg/kg	100,00	100,00	100,00	100,00
	Cromo	mg/kg		77,88	77,88	4,98
	Cadmio	mg/kg		71,65	77,88	7,55
	Plomo	mg/kg		77,88	55,80	36,79
	Mercurio	mg/kg		100,00	100,00	100,00
Algarrobo	Nitrógeno	%		47,24	71,65	9,70
	Fósforo	%		100,00	9,70	33,85
	Potasio	%		20,53	71,65	9,70
	Cobre	mg/kg		36,79	26,36	10,54
	Zinc	mg/kg		7,55	4,98	4,98
	Manganeso	mg/kg		9,70	9,70	9,70
	Molibdeno	mg/kg		36,79	9,70	36,79
	Arsénico	mg/kg		100,00	100,00	100,00
	Cromo	mg/kg		71,65	100,00	71,65
	Cadmio	mg/kg		9,70	100,00	26,36
	Plomo	mg/kg		36,79	9,70	20,53
	Mercurio	mg/kg		100,00	100,00	100,00
Espino	Nitrógeno	%		10,54	36,79	71,65
	Fósforo	%		77,88	55,80	7,55
	Potasio	%		92,00	26,36	10,54
	Cobre	mg/kg		4,98	20,53	36,79
	Zinc	mg/kg		9,70	9,70	9,70
	Manganeso	mg/kg		36,79	26,36	26,36
	Molibdeno	mg/kg		71,65	9,70	10,54
	Arsénico	mg/kg		100,00	100,00	100,00
	Cromo	mg/kg		26,36	100,00	36,79
	Cadmio	mg/kg		17,38	100,00	55,80
	Plomo	mg/kg		9,70	71,65	36,79
	Mercurio	mg/kg		100,00	100,00	100,00
Huingán	Nitrógeno	%	71,65	71,65	26,36	9,70
	Fósforo	%	9,70	77,88	26,36	12,45
	Potasio	%	9,70	77,88	100,00	33,85
	Cobre	mg/kg	26,36	71,65	36,79	92,00
	Zinc	mg/kg	9,70	9,70	9,70	7,55
	Manganeso	mg/kg	9,70	26,36	36,79	71,65
	Molibdeno	mg/kg	9,70	71,65	100,00	9,70
	Arsénico	mg/kg	100,00	100,00	100,00	100,00
	Cromo	mg/kg		36,79	77,88	26,36
	Cadmio	mg/kg		71,65	100,00	36,79
	Plomo	mg/kg		77,88	9,70	36,79
	Mercurio	mg/kg		77,88	100,00	100,00

**Tabla 5.18 (continuación). Comparación estadística de tratamientos para las distintas especies y variables analizadas en follaje en las cuatro estaciones monitoreadas (en rojo los valores p < 5 %)**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	TEST DE FRIEDMAN-VALORES P			
			Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Litre	Nitrógeno	%				36,79
	Fósforo	%				9,70
	Potasio	%				9,70
	Cobre	mg/kg				92,00
	Zinc	mg/kg				12,45
	Manganeso	mg/kg				9,70
	Molibdeno	mg/kg				4,98
	Arsénico	mg/kg				100,00
	Cromo	mg/kg				9,70
	Cadmio	mg/kg				55,80
	Plomo	mg/kg				71,65
	Mercurio	mg/kg				100,00
Maitén	Nitrógeno	%				9,70
	Fósforo	%				71,65
	Potasio	%				26,36
	Cobre	mg/kg				92,00
	Zinc	mg/kg				9,70
	Manganeso	mg/kg				9,70
	Molibdeno	mg/kg				55,80
	Arsénico	mg/kg				100,00
	Cromo	mg/kg				9,70
	Cadmio	mg/kg				9,70
	Plomo	mg/kg				26,36
	Mercurio	mg/kg				100,00
Pimiento	Nitrógeno	%	71,65	55,80	7,55	26,36
	Fósforo	%	26,36	77,88	9,70	33,85
	Potasio	%	9,70	71,65	9,70	26,36
	Cobre	mg/kg	7,55	9,70	9,70	36,79
	Zinc	mg/kg	9,70	33,85	20,53	71,65
	Manganeso	mg/kg	9,70	26,36	9,70	9,70
	Molibdeno	mg/kg	9,70	71,65	17,38	55,80
	Arsénico	mg/kg	100,00	100,00	100,00	100,00
	Cromo	mg/kg		9,70	9,70	9,70
	Cadmio	mg/kg		9,70	100,00	9,70
	Plomo	mg/kg		26,36	9,70	9,70
	Mercurio	mg/kg		100,00	100,00	100,00
Quillay	Nitrógeno	%	36,79	77,88	92,00	71,65
	Fósforo	%	36,79	77,88	9,70	10,54
	Potasio	%	9,70	17,38	26,36	9,70
	Cobre	mg/kg	33,85	9,70	20,53	77,88
	Zinc	mg/kg	55,80	10,54	7,55	9,70
	Manganeso	mg/kg	9,70	36,79	9,70	9,70
	Molibdeno	mg/kg	26,36	55,80	71,65	71,65
	Arsénico	mg/kg	100,00	100,00	100,00	100,00
	Cromo	mg/kg		36,79	100,00	100,00
	Cadmio	mg/kg		77,88	100,00	36,79
	Plomo	mg/kg		26,36	71,65	71,65
	Mercurio	mg/kg		100,00	100,00	100,00

**Tabla 5.18 (continuación). Comparación estadística de tratamientos para las distintas especies y variables analizadas en follaje en las cuatro estaciones monitoreadas (en rojo los valores  $p < 5\%$ )**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	TEST DE FRIEDMAN-VALORES P			
			Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Quilo	Nitrógeno	%				36,79
	Fósforo	%				47,24
	Potasio	%				36,79
	Cobre	mg/kg				71,65
	Zinc	mg/kg				71,65
	Manganeso	mg/kg				71,65
	Molibdeno	mg/kg				36,79
	Arsénico	mg/kg				100,00
	Cromo	mg/kg				36,79
	Cadmio	mg/kg				55,80
	Plomo	mg/kg				36,79
	Mercurio	mg/kg				100,00
Romerillo	Nitrógeno	%	9,70	77,88	33,85	36,79
	Fósforo	%	9,70	77,88	17,38	55,80
	Potasio	%	7,55	33,85	26,36	9,70
	Cobre	mg/kg	20,53	92,00	20,53	92,00
	Zinc	mg/kg	9,70	26,36	9,70	9,70
	Manganeso	mg/kg	26,36	36,79	71,65	36,79
	Molibdeno	mg/kg	36,79	36,79	20,53	36,79
	Arsénico	mg/kg	100,00	100,00	100,00	100,00
	Cromo	mg/kg		77,88	77,88	26,36
	Cadmio	mg/kg		71,65	100,00	47,24
	Plomo	mg/kg		36,79	9,70	71,65
	Mercurio	mg/kg		77,88	100,00	100,00
Talhuén	Nitrógeno	%	71,65	71,65	71,65	
	Fósforo	%	100,00	100,00	10,54	
	Potasio	%	9,70	7,55	10,54	
	Cobre	mg/kg	9,70	10,54	77,88	
	Zinc	mg/kg	100,00	26,36	47,24	
	Manganeso	mg/kg	71,65	36,79	9,70	
	Molibdeno	mg/kg	9,70	71,65	71,65	
	Arsénico	mg/kg	100,00	17,38	100,00	
	Cromo	mg/kg		71,65	77,88	
	Cadmio	mg/kg		33,85	77,88	
	Plomo	mg/kg		47,24	71,65	
	Mercurio	mg/kg		71,65	100,00	



#### 5.2.2.2 Monitoreo de primavera (noviembre de 2012)

Para las especies muestreadas, al comparar estadísticamente los resultados de análisis de tejido vegetal entre tratamientos, sólo en la especie espino fue posible constatar una diferencia en el contenido de Cu (Tabla 5.18). Para determinar el origen de esta diferencia, se aplicó el test de comparaciones múltiples de Wilcoxon-Wilcox, que permitió determinar que sólo existe diferencia significativa entre los tratamientos 2 (compost) y 3 (micorrizas) para la variable de contenido de Cu, con un nivel de confianza del 95 %.

Al igual que en el monitoreo de invierno con *Acacia saligna*, en el monitoreo de primavera se constata que una especie leguminosa es la que presenta alguna variación o respuesta ante los tratamientos. Es importante destacar que estas especies presentan afinidades mayores con ciertos elementos por su fisiología peculiar, pero también hay que señalar que la comparación de medias en este último análisis no brinda una tendencia clara, ya que el test de comparaciones estadísticas agrupa el tratamiento con compost junto al testigo, como iguales entre ellos y diferentes del tratamiento micorrizas, lo que confunde el efecto que la materia orgánica debiera tener ya sea en la liberación o en la fijación de cationes metálicos.

Las tablas de resultados de concentración en follaje incluye umbrales de fitotoxicidad referenciales. Estos umbrales son los que se publican en libros científicos de nutrición mineral de las plantas, fitotoxicidad y deficiencia, comportamiento ambiental de micronutrientes, entre otros, y generalmente han sido medidos para determinadas especies que son sujeto de estudio en algunos países del mundo (de interés productivo-comercial) y muchas veces en condiciones de laboratorio y no de campo abierto (Havlin *et al.* (1999), Katyal y Randhawa (1986), Marschner (2002), Nriagu (1979), Valagro (2004)). Son por ende, referencias que hay que utilizar con cautela. Son valores genéricos, ampliamente difundidos y aceptados como "rangos de referencia". En el caso de las especies nativas chilenas, como el caso de los arbustos y árboles de la zona central, no existen estudios específicos de fitotoxicidad y más bien se recurre a antecedentes genéricos de concentración foliar esperada en plantas de similares características (perennifolias, caducifolias, gramíneas, dicotiledóneas, familia cercana, entre otras).

En los cuadros se presentan los resultados promedio, para facilitar la lectura y permitir comparaciones directas. En el Anexo 6 se presentan los resultados *in extenso*.

#### 5.2.2.3 Monitoreo de verano (enero de 2013)

En el monitoreo de verano se muestrearon ocho especies, quedando excluidas litre, maitén y quilo por las razones ya mencionadas en capítulos precedentes. Al comparar las muestras de los distintos tratamientos para cada especie, sólo se obtienen diferencias estadísticamente significativas para Zn en algarrobo. Nuevamente, una especie leguminosa es la que expresa los efectos de los tratamientos, como lo fue *Acacia saligna* en invierno y espino en primavera.

En la Tabla 5.18 se presentan los resultados para las especies evaluadas en el monitoreo de verano.

#### 5.2.2.4 Monitoreo de otoño (abril y junio de 2013)

En este monitoreo de tejido vegetal, coincidente con el término del ensayo, se incluyó el componente raíces, que no podía muestrearse antes por el carácter destructivo de la extracción de la muestra (eliminación o afectación severa del individuo) y por la necesidad que el sistema radicular estuviese más desarrollado.

**Tabla 5.19. Concentración de elementos en tejido foliar de acacia saligna en los distintos tratamientos y campañas de monitoreo**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO PROMEDIO	VIVERO	SEGUIMIENTO												UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO			OTOÑO			
					T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Acacia	Nitrógeno total	%	2,59	2,58	3,59	3,51	3,56	3,13	2,97	3,07	2,53	2,70	2,70	2,53	2,70	2,70	Mayor 5 % (1)
	Fósforo total	%	0,11	0,13	0,14	0,14	0,14	0,13	0,13	0,17	0,09	0,10	0,09	0,09	0,10	0,09	Mayor a 1 % (1)
	Potasio total	%	0,83	1,26	1,45	1,84	1,65	2,00	2,13	1,97	1,33	1,37	1,40	1,33	1,37	1,40	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	10,33	8,33	11,67	14,00	13,00	13,33	18,00	17,33	33,33	41,33	38,67	33,33	41,33	38,67	20 a 30
	Zinc	mg/kg	21,83	24,33	20,67	42,33	25,33	17,33	37,33	18,00	6,33	18,67	9,00	6,33	18,67	9,00	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	68,83	50,00	98,67	106,00	112,33	120,33	111,00	132,33	261,67	270,00	289,33	261,67	270,00	289,33	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	4,42	2,55	24,77	29,00	20,06	116,17	102,13	100,27	270,53	227,73	223,83	270,53	227,73	223,83	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,006	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg	<0,153					0,12	0,20	0,15	<0,001	<0,047	<0,001	0,16	0,37	0,51	2
	Cadmio	mg/kg	<0,01					<0,07	0,09	0,10	<0,17	<0,01	<0,01	<0,03	0,06	0,04	3
	Plomo	mg/kg	<0,01					<0,33	0,21	0,38	<0,56	<0,94	<0,01	<0,07	0,11	<0,32	10
	Mercurio	mg/kg	<0,001					<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

T1 = Plantación sin enmiendas; T2 = Plantación con compost; T3 = Plantación con micorrizas.

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.20. Concentración de elementos en tejido foliar de algarobo en los distintos tratamientos y campañas de monitoreo**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO PROMEDIO	VIVERO	SEGUIMIENTO												UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO			OTOÑO			
					T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Algarrobo	Nitrógeno total	%	3,33	2,98				4,10	3,97	4,13	2,87	3,52	3,35	2,87	3,52	3,35	Mayor 5 % (1)
	Fósforo total	%	0,15	0,18				0,27	0,27	0,27	0,17	0,18	0,17	0,17	0,18	0,17	Mayor a 1 % (1)
	Potasio total	%	1,16	0,95				1,93	2,17	1,93	2,18	2,33	2,43	2,18	2,33	2,43	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	17,17	16,67				26,00	22,00	23,33	36,00	46,33	45,33	36,00	46,33	45,33	20 a 30
	Zinc	mg/kg	33,00	28,00				23,33	34,67	22,33	10,33	26,67	14,00	10,33	26,67	14,00	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	100,17	76,33				86,00	72,67	90,33	200,00	208,00	265,00	200,00	208,00	265,00	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	2,57	4,28				26,30	18,80	21,17	106,57	90,47	81,03	106,57	90,47	81,03	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,228	<0,001				<0,010	<0,010	<0,010	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg						0,17	0,13	0,15	<0,001	<0,001	<0,001	0,18	0,15	0,28	2
	Cadmio	mg/kg						0,13	<0,08	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	0,06	0,06	3
	Plomo	mg/kg						0,50	0,64	0,54	<1,133	0,41	0,44	0,14	0,41	0,44	10
	Mercurio	mg/kg						<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

T1 = Plantación sin enmiendas; T2 = Plantación con compost; T3 = Plantación con micorrizas.

En el primer monitoreo de invierno algarobo no pudo ser muestreado en el tranque por caducidad de follaje.

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.21. Concentración de elementos en tejido foliar de espino en los distintos tratamientos y campañas de monitoreo**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO PROMEDIO	VIVERO	SEGUIMIENTO												UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO			OTOÑO			
					T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Espino	Nitrógeno total	%	2,74	3,27				4,30	4,60	4,33	4,17	4,32	4,11	4,17	4,32	4,11	Mayor 5 % (1)
	Fósforo total	%	0,12	0,18				0,33	0,37	0,33	0,27	0,30	0,28	0,27	0,30	0,28	Mayor a 1 % (1)
	Potasio total	%	0,68	0,93				1,50	1,63	1,53	1,48	1,64	1,54	1,48	1,64	1,54	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	42,83	11,33				17,00	14,33	20,00	22,00	18,67	22,00	22,00	18,67	22,00	20 a 30
	Zinc	mg/kg	28,50	32,00				29,67	36,33	30,67	19,33	29,67	19,67	19,33	29,67	19,67	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	103,17	44,67				62,33	45,00	66,67	80,00	57,67	81,00	80,00	57,67	81,00	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	2,76	2,06				8,23	6,60	8,77	22,57	12,53	13,33	22,57	12,53	13,33	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,01	<0,001				<0,010	<0,010	<0,010	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg						0,25	0,15	0,19	<0,001	<0,001	<0,001	1,28	0,75	0,94	2
	Cadmio	mg/kg						0,06	0,09	0,17	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	0,03	0,03	3
	Plomo	mg/kg						0,80	0,28	0,79	0,42	0,22	0,27	0,42	0,22	0,27	10
	Mercurio	mg/kg						<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

T1 = Plantación sin enmiendas; T2 = Plantación con compost; T3 = Plantación con micorrizas.

En el primer monitoreo de invierno espino no pudo ser muestreado en el tranque por caducidad de follaje.

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.22. Concentración de elementos en tejido foliar de huingán en los distintos tratamientos y campañas de monitoreo**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO PROMEDIO	VIVERO	SEGUIMIENTO												UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO			OTOÑO			
					T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Huingán	Nitrógeno total	%	1,17	1,22	2,27	2,22	2,25	2,03	2,00	2,00	1,83	1,94	1,94	1,83	1,94	1,94	Mayor 5 % (1)
	Fósforo total	%	0,11	0,28	0,25	0,19	0,25	0,20	0,17	0,20	0,18	0,21	0,20	0,18	0,21	0,20	Mayor a 1 % (1)
	Potasio total	%	0,68	1,15	1,43	1,55	1,40	1,53	1,50	1,53	1,26	1,36	1,41	1,26	1,36	1,41	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	15,83	5,67	15,00	18,67	20,00	11,67	15,00	13,00	20,67	20,33	20,67	20,67	20,33	20,67	20 a 30
	Zinc	mg/kg	11,83	15,33	8,33	12,00	9,00	8,33	12,33	8,33	11,00	18,67	13,00	11,00	18,67	13,00	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	70,83	26,67	99,00	73,67	110,33	155,00	124,67	171,67	187,67	206,33	182,33	187,67	206,33	182,33	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	0,69	0,91	2,74	3,19	2,65	10,43	9,23	9,07	11,00	6,12	6,97	11,00	6,12	6,97	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,01	<0,02	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg						0,25	0,26	0,16	<0,001	<0,06	<0,001	0,30	0,24	0,35	2
	Cadmio	mg/kg						<0,09	0,08	0,10	<0,01	<0,01	<0,01	0,07	0,04	0,07	3
	Plomo	mg/kg						<0,22	0,36	0,33	0,30	0,48	<0,52	0,30	0,48	0,25	10
	Mercurio	mg/kg						<0,001	<0,001	<0,008	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

T1 = Plantación sin enmiendas; T2 = Plantación con compost; T3 = Plantación con micorrizas.

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.



**Tabla 5.23. Concentración de elementos en tejido foliar de pimiento en los distintos tratamientos y campañas de monitoreo**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO PROMEDIO	VIVERO	SEGUIMIENTO												UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO			OTOÑO			
					T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Pimiento	Nitrógeno total	%	2,57	1,18	3,62	3,57	3,67	3,13	3,00	3,23	2,42	2,10	2,80	2,42	2,10	2,80	Mayor 5 % (1)
	Fósforo total	%	0,22	0,38	0,40	0,32	0,47	0,40	0,37	0,43	0,31	0,25	0,24	0,31	0,25	0,24	Mayor a 1 % (1)
	Potasio total	%	2,07	1,52	1,93	2,26	1,96	2,70	2,77	2,70	2,43	2,47	2,69	2,43	2,47	2,69	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	12,00	5,33	21,33	18,33	23,67	19,00	19,00	21,67	18,33	16,00	19,00	18,33	16,00	19,00	20 a 30
	Zinc	mg/kg	21,00	12,00	10,67	13,00	10,33	13,67	13,33	12,67	9,67	10,00	9,67	9,67	10,00	9,67	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	68,83	47,00	101,00	92,33	119,67	170,67	147,00	175,33	267,33	357,67	349,33	267,33	357,67	349,33	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	0,60	0,50	3,63	3,00	3,64	8,83	9,23	7,60	15,00	11,17	12,00	15,00	11,17	12,00	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,10	<0,10	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg						0,20	<0,09	0,22	0,40	<0,05	<0,001	0,40	0,41	0,29	2
	Cadmio	mg/kg						0,16	0,06	0,11	<0,01	<0,01	<0,01	0,12	0,04	0,07	3
	Plomo	mg/kg						0,52	0,35	<0,32	0,10	<0,63	0,07	0,10	0,30	0,07	10
	Mercurio	mg/kg						<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

T1 = Plantación sin enmiendas; T2 = Plantación con compost; T3 = Plantación con micorrizas.

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.24. Concentración de elementos en tejido foliar de quillay en los distintos tratamientos y campañas de monitoreo**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO PROMEDIO	VIVERO	SEGUIMIENTO												UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO			OTOÑO			
					T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Quillay	Nitrógeno total	%	1,13	1,85	2,51	2,31	2,51	2,17	2,07	2,07	1,91	1,87	1,94	1,91	1,87	1,94	Mayor 5 % (1)
	Fósforo total	%	0,09	0,20	0,20	0,19	0,19	0,17	0,20	0,20	0,21	0,25	0,20	0,21	0,25	0,20	Mayor a 1 % (1)
	Potasio total	%	1,35	2,14	2,11	2,60	2,02	2,40	2,43	2,30	2,54	2,56	2,39	2,54	2,56	2,39	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	9,33	4,00	14,33	11,67	13,67	5,67	4,33	6,00	6,00	5,67	6,00	6,00	5,67	6,00	20 a 30
	Zinc	mg/kg	9,50	14,00	14,00	16,00	13,00	10,33	13,67	10,33	10,33	16,00	12,00	10,33	16,00	12,00	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	82,67	28,67	90,00	59,67	90,33	69,67	49,33	64,00	109,67	74,33	100,67	109,67	74,33	100,67	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	0,56	2,65	4,99	6,55	5,35	7,10	6,30	6,77	8,03	8,23	8,73	8,03	8,23	8,73	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg						0,26	<0,08	0,17	<0,001	<0,001	<0,001	0,35	0,53	0,49	2
	Cadmio	mg/kg						0,12	0,10	0,08	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	0,05	0,05	3
	Plomo	mg/kg						0,53	0,49	0,23	<0,52	<0,43	0,26	0,47	<0,18	0,26	10
	Mercurio	mg/kg						<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

T1 = Plantación sin enmiendas; T2 = Plantación con compost; T3 = Plantación con micorrizas.

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.25. Concentración de elementos en tejido foliar de *Baccharis linearis* en los distintos tratamientos y campañas de monitoreo**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO PROMEDIO	VIVERO	SEGUIMIENTO												UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO			OTOÑO			
					T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Romerillo	Nitrógeno total	%	1,91	2,15	3,10	2,93	3,08	2,33	2,27	2,27	1,84	1,75	1,80	1,84	1,75	1,80	Mayor 5 % (1)
	Fósforo total	%	0,20	0,22	0,27	0,24	0,28	0,23	0,23	0,27	0,17	0,17	0,16	0,17	0,17	0,16	Mayor a 1 % (1)
	Potasio total	%	2,37	2,94	2,74	2,89	2,65	2,60	2,63	2,50	2,28	2,33	2,24	2,28	2,33	2,24	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	23,17	16,00	27,33	28,33	30,00	15,33	14,67	15,33	17,67	17,33	17,67	17,67	17,33	17,67	20 a 30
	Zinc	mg/kg	43,17	50,67	17,00	31,00	17,00	15,67	20,00	17,33	16,67	24,67	18,33	16,67	24,67	18,33	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	34,83	28,00	104,67	90,00	114,33	95,67	92,00	105,67	206,33	191,67	210,00	206,33	191,67	210,00	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	0,71	0,88	7,82	6,12	8,06	11,97	8,03	9,23	22,67	16,97	22,50	22,67	16,97	22,50	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,15	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,010	<0,010	<0,010	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg						0,15	0,19	0,21	<0,001	<0,43	<0,01	0,23	<0,11	0,39	2
	Cadmio	mg/kg						0,43	0,31	0,34	<0,01	<0,01	<0,01	0,31	0,26	0,28	3
	Plomo	mg/kg						<0,14	<0,06	<0,23	0,18	0,23	0,19	0,18	0,23	0,19	10
	Mercurio	mg/kg						<0,010	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

T1 = Plantación sin enmiendas; T2 = Plantación con compost; T3 = Plantación con micorrizas.

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.26. Concentración de elementos en tejido foliar de talhuén en los distintos tratamientos y campañas de monitoreo**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO PROMEDIO	VIVERO	SEGUIMIENTO												UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					INVIERNO			PRIMAVERA			VERANO			OTOÑO			
					T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	
Talhuén	Nitrógeno total	%	3,55	3,18	3,19	3,30	3,31	3,10	3,17	3,17	1,50	1,43	1,39				Mayor 5 % (1)
	Fósforo total	%	0,18	0,18	0,21	0,22	0,22	0,20	0,20	0,20	0,19	0,30	0,19				Mayor a 1 % (1)
	Potasio total	%	1,38	0,99	1,09	1,43	1,10	1,57	1,83	1,40	2,11	2,64	2,29				No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	13,67	8,67	34,00	39,33	35,33	22,00	19,33	19,00	10,00	10,00	10,00				20 a 30
	Zinc	mg/kg	19,67	25,67	25,33	25,67	25,33	17,33	20,67	19,00	8,67	13,33	7,33				200 a 400
	Manganeso	mg/kg	77,33	37,67	46,67	50,67	46,67	111,33	80,67	101,00	153,67	92,00	269,33				1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	0,62	1,86	4,33	5,23	4,05	7,43	6,60	6,00	6,87	8,83	5,60				Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,013	<0,025	<0,010	<0,001	<0,001	<0,001				20
	Cromo	mg/kg						0,24	0,23	0,32	<0,001	<0,001	<0,071				2
	Cadmio	mg/kg						0,12	<0,07	0,07	<0,01	<0,17	<0,01				3
	Plomo	mg/kg						0,42	0,59	<0,803	<1,26	0,32	0,52				10
	Mercurio	mg/kg						<0,017	<0,020	<0,021	<0,001	<0,001	<0,001				No es conocido

T1 = Plantación sin enmiendas; T2 = Plantación con compost; T3 = Plantación con micorrizas.

En el muestreo de verano de plantas del entorno, la especie talhuén se encontraba sin hojas, por lo que el promedio es representado solo por el muestreo de primavera, en el que no se incluyeron los elementos Cr, Cd, Pb y Hg.

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.27. Concentración de elementos en tejido foliar de litre en el monitoreo de otoño**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO	VIVERO	SEGUIMIENTO OTOÑO			UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					T1	T2	T3	
Litre	Nitrógeno	%	1,18	1,13	1,50	1,43	1,39	Mayor 5 % (1)
	Fósforo	%	0,08	0,18	0,19	0,30	0,19	Mayor a 1 % (1)
	Potasio	%	0,74	1,49	2,11	2,64	2,29	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	10,00	7,00	10,00	10,00	10,00	20 a 30
	Zinc	mg/kg	12,67	12,33	8,67	13,33	7,33	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	55,50	16,67	153,67	92,00	269,33	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	<0,09	0,59	6,87	8,83	5,60	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,01	<0,62	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg	<0,001		0,64	0,24	0,50	2
	Cadmio	mg/kg	<0,01		0,07	0,05	0,05	3
	Plomo	mg/kg	1,61		<0,27	0,32	0,52	10
	Mercurio	mg/kg	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.28. Concentración de elementos en tejido foliar de maitén en el monitoreo de otoño**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO	VIVERO	SEGUIMIENTO OTOÑO			UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					T1	T2	T3	
Maitén	Nitrógeno	%	1,77	1,53	2,41	2,18	2,36	Mayor 5 % (1)
	Fósforo	%	0,17	0,14	0,32	0,33	0,32	Mayor a 1 % (1)
	Potasio	%	0,67	0,96	1,65	1,77	1,70	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	15,00	9,00	17,00	16,67	15,67	20 a 30
	Zinc	mg/kg	45,17	39,33	30,67	64,00	28,33	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	217,00	54,00	161,00	93,67	146,33	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	<0,53	1,09	4,53	5,23	4,77	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg	<0,001		0,68	0,15	0,45	2
	Cadmio	mg/kg	<0,01		0,29	0,17	0,27	3
	Plomo	mg/kg	<3,52		0,48	<0,33	0,13	10
	Mercurio	mg/kg	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	No es conocido

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

**Tabla 5.29. Concentración de elementos en tejido foliar de quilo en el monitoreo de otoño**

ESPECIE	VARIABLE	UNIDAD	ENTORNO	VIVERO	SEGUIMIENTO OTOÑO			UMBRAL DE FITOTOXICIDAD
					T1	T2	T3	
Quilo	Nitrógeno	%	3,49		3,08	2,92	2,70	Mayor 5 % (1)
	Fósforo	%	0,20		0,21	0,22	0,20	Mayor a 1 % (1)
	Potasio	%	2,41		3,10	3,06	2,88	No es conocido (1)
	Cobre	mg/kg	11,83		34,67	39,67	24,67	20 a 30
	Zinc	mg/kg	38,83		36,33	45,33	45,00	200 a 400
	Manganeso	mg/kg	115,33		306,67	251,33	278,00	1000 a 3000
	Molibdeno	mg/kg	<0,39		18,70	8,17	10,97	Muy variable, de 50 a 800 y más, según la especie
	Arsénico	mg/kg	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	20
	Cromo	mg/kg	<0,001		0,07	<0,17	0,52	2
	Cadmio	mg/kg	<0,01		0,10	0,07	0,09	3
	Plomo	mg/kg	4,62		0,14	0,24	0,25	10
	Mercurio	mg/kg	<0,001		<0,001	<0,001	<0,009	No es conocido

(1) La variabilidad en las concentraciones de N, P y K, son muy amplias entre especies y no existe un umbral preciso y/o único de toxicidad para estos elementos. Algunos autores se refieren a rangos normales y no a umbrales de toxicidad. En particular destaca el caso del N, en que el valor de referencia de 5 % no implica que superarlo sea sinónimo de toxicidad inmediata, pero lo que se quiere reflejar es que es improbable que haya algún síntoma de toxicidad con concentraciones foliares de N inferiores a 5 %.

#### 5.2.2.5 Discusión del conjunto de monitoreos

En las siguientes páginas se presentan gráficamente resultados de los monitoreos y se discuten los valores obtenidos. Se incluyen en el gráfico, a modo de referencia, los contenidos del elemento encontrados en las muestras de plantas del entorno natural y en plantas juveniles de vivero. En el caso del entorno, se presenta el promedio de los muestreos de primavera y verano, de modo de simplificar las comparaciones referenciales. Para algunas variables incorporadas al final del ensayo (Cr, Cd, Pb y Hg) sólo se dispone de datos en uno de los muestreos de verano para las cuatro especies abordadas en dicha instancia.

En el caso de las plantas del ensayo, como se explicó en la metodología, ni algarrobo ni espino tenían hojas en condiciones de ser muestreadas en el monitoreo de invierno, al igual que talhuén en otoño. Maitén, litre y quilo solo pudieron muestrearse al término del ensayo, en el monitoreo de otoño, por el escaso número de ejemplares. Es por esto que no todos los gráficos contienen a las mismas especies.



## **Macronutrientes**

**Nitrógeno.** En el primer monitoreo, con las plantas recientemente plantadas y dependientes de las reservas del pan de tierra del vivero y la sumatoria de componentes de la casilla, todas las plantas del ensayo se aprecian con contenidos similares de nitrógeno, que es el macro nutriente principal. Salvo talhuén, todas las especies en todos los tratamientos superan a los niveles referenciales del entorno (se explica porque las plantas venían bien nutridas desde el vivero). A medida que transcurre el tiempo (primavera y verano), comienzan a sobresalir las leguminosas: algarrobo y espino por sobre el resto en las tres estaciones evaluadas, lo que es esperable dada su capacidad de fijación de N atmosférico y su rápido crecimiento (acacia saligna y algarrobo) (Figura 5.14). De hecho, se comprobó en el muestreo de raíces la existencia de nódulos de rizobios en estas especies. En otoño se mantiene la ventaja de las tres leguminosas por sobre el resto de las especies, pero con niveles ligeramente más bajos que en verano, lo que podría deberse a la translocación de N hacia órganos de reserva de la planta o a la pérdida de fertilidad progresiva del sustrato.

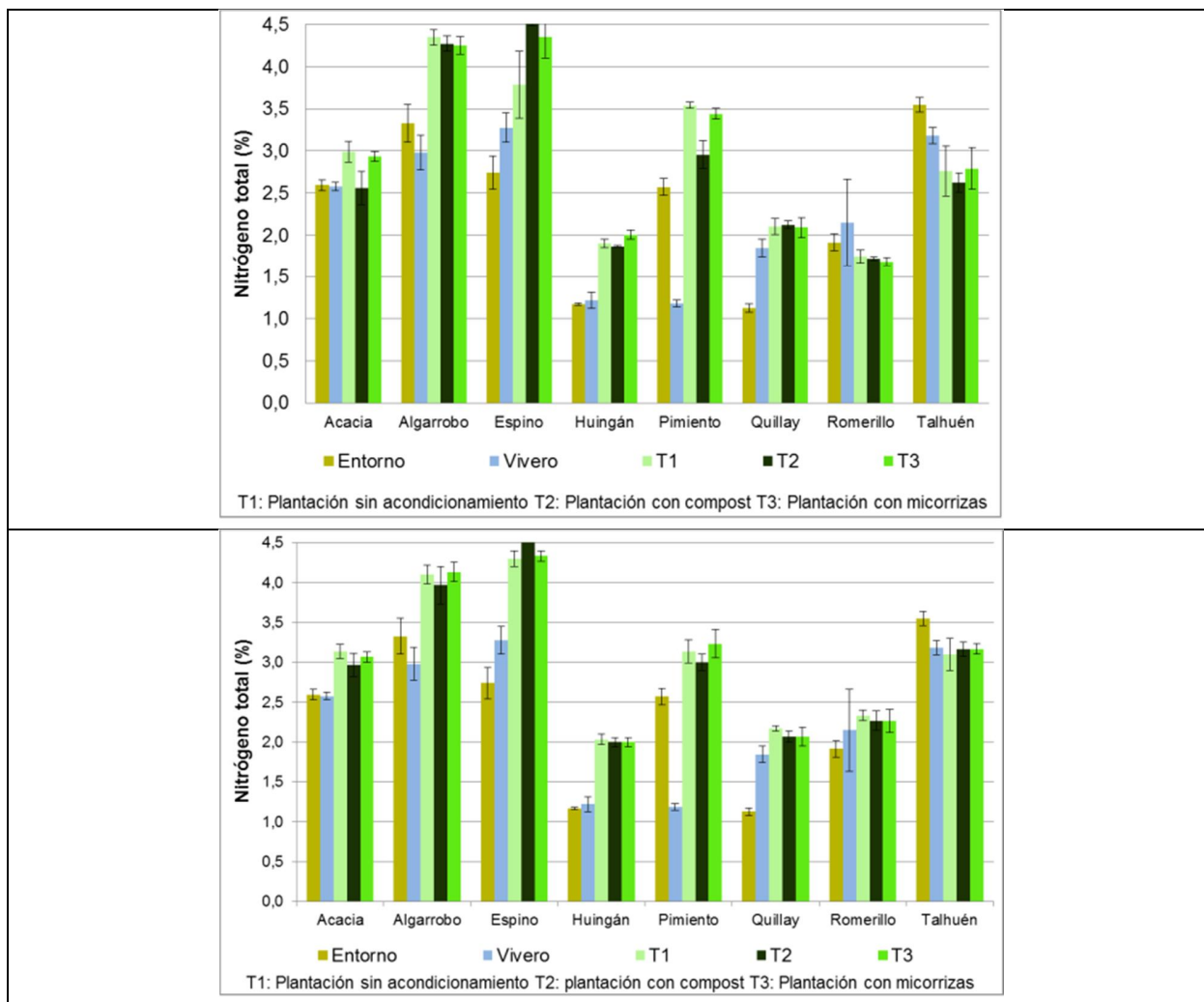
Tal como se mencionó anteriormente, en las estaciones de invierno, primavera y verano no se muestreó litre, quilo y maitén; las dos primeras por estar todos los ejemplares sujetos a seguimiento de crecimiento y desarrollo, mientras que la última, además de haber pocos ejemplares en el ensayo, se trata de una especie muy susceptible al corte de ápices. En la estación de otoño no se muestreó talhuén por estar la mayoría de su follaje senescente. Esto explica que en la Figura 5.14 y las que muestran los contenidos de elementos en follaje en las especies bajo estudio en las distintas instancias de seguimiento, no se grafiquen las 11 especies en una misma estación de seguimiento.

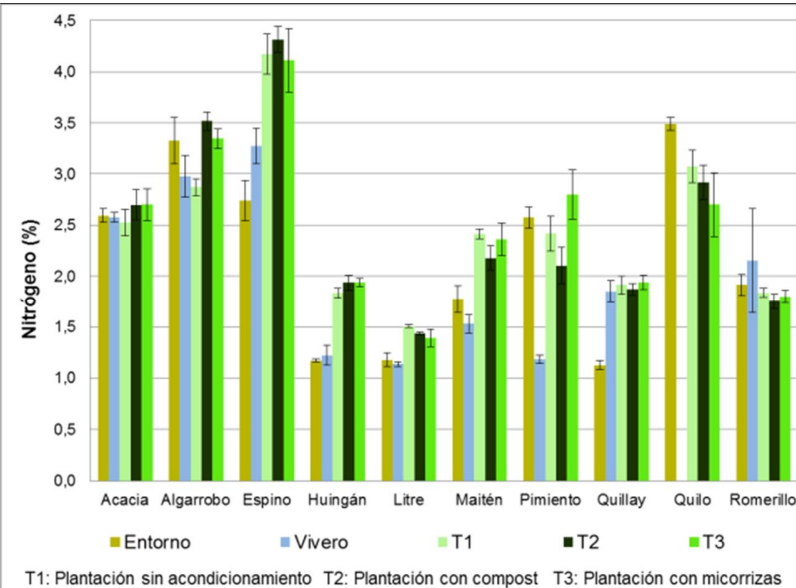
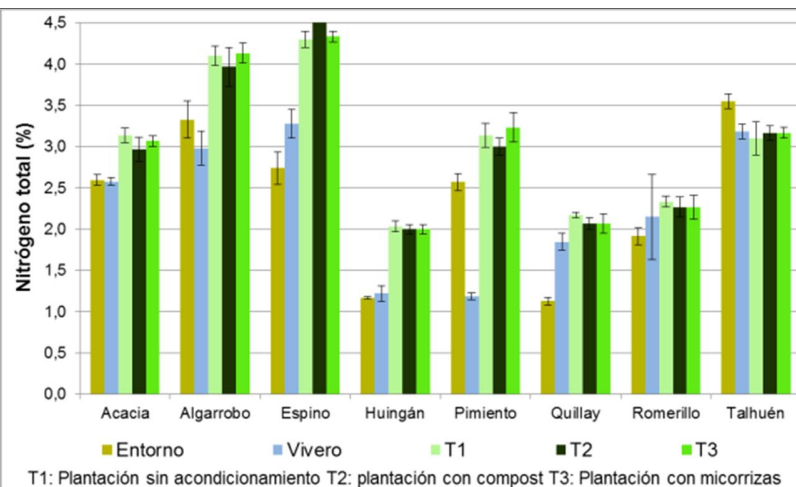
La Figura 5.15 muestra la tendencia global por especie a través del tiempo, haciendo abstracción del tratamiento mediante el promedio de éstos para obtener la gráfica.

Según Havlin *et al.* 1999, el contenido normal de N en follaje fluctúa entre 1 y 5 %, mientras que Marschner (2003) lo sitúa entre 2 % y 5 %. De acuerdo a estas referencias, todas las plantas se encontrarían en rangos normales.

Según se establece en la Tabla 5.18, no existen diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos para esta variable. Todos los tratamientos superan a las plantas tanto de vivero como del entorno, lo que revela el buen estado nutricional de las plantas del ensayo hasta la fecha.

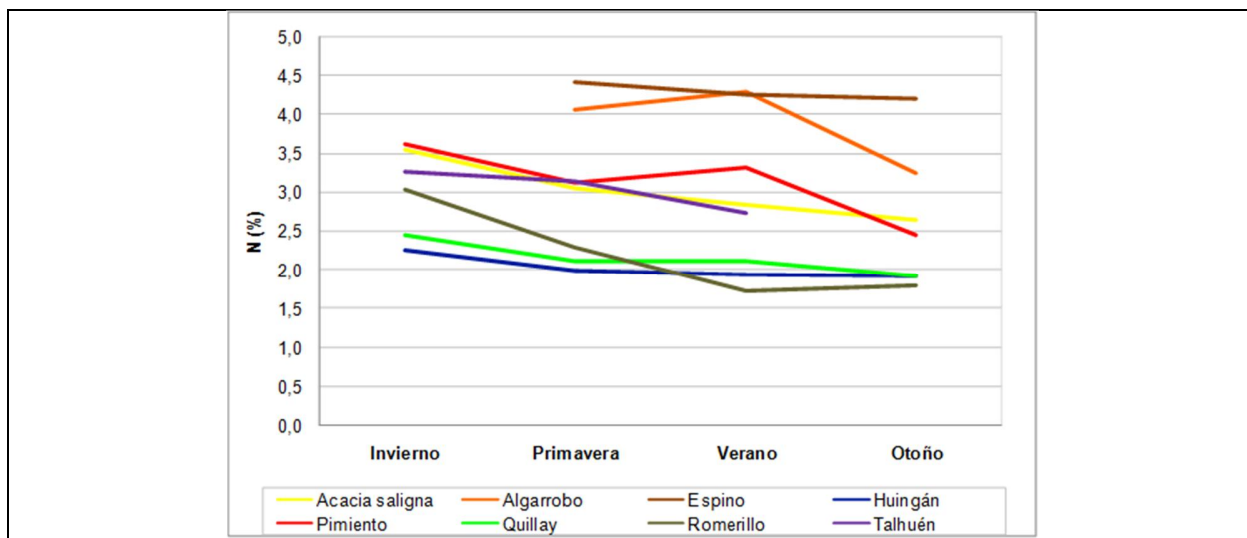
**Figura 5.14. Contenido de N en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de invierno, primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno y vivero**





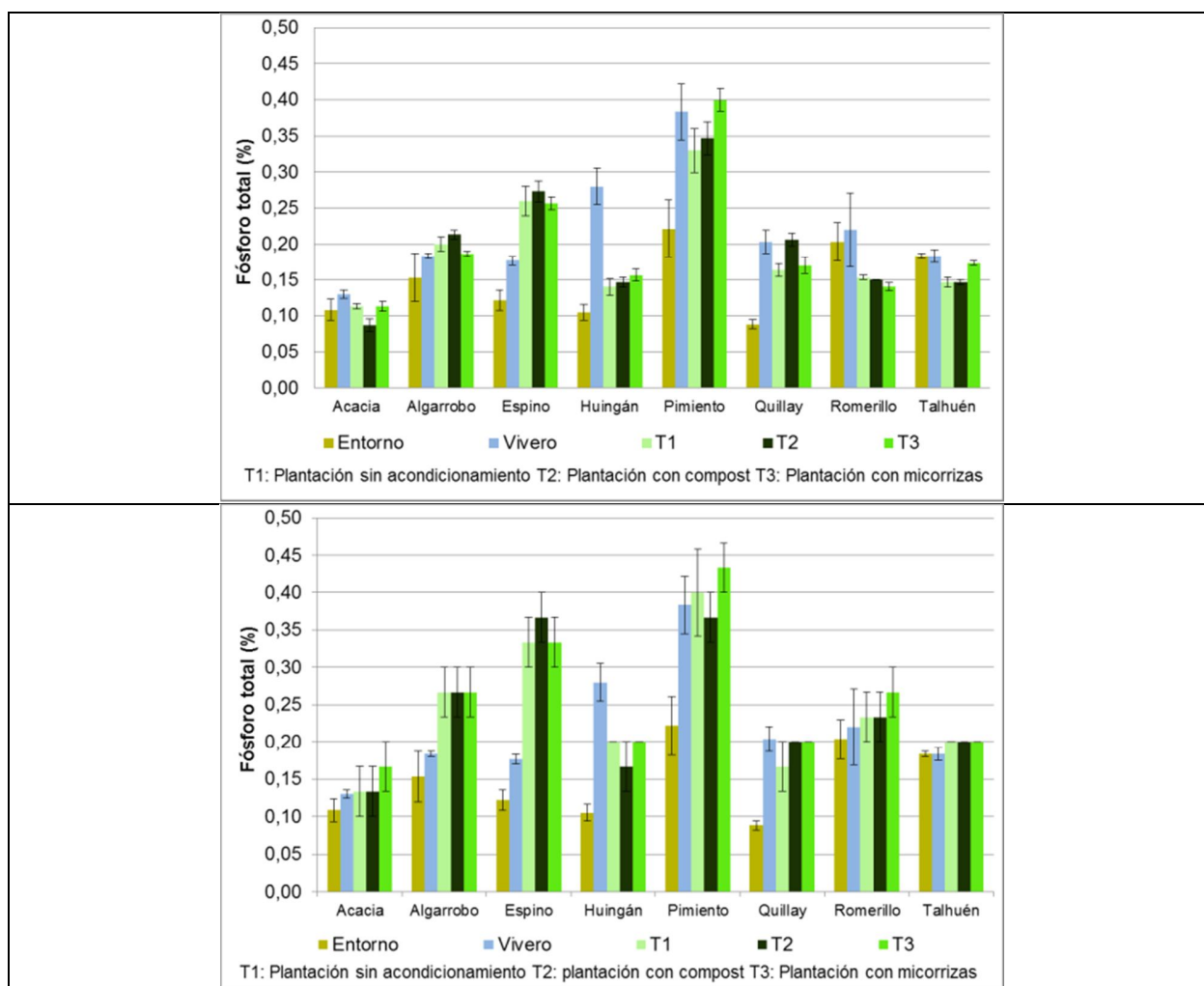
Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

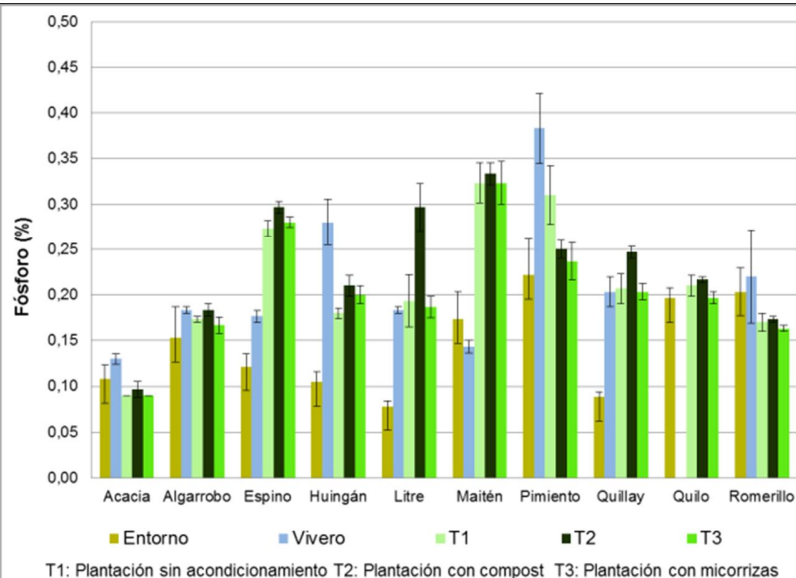
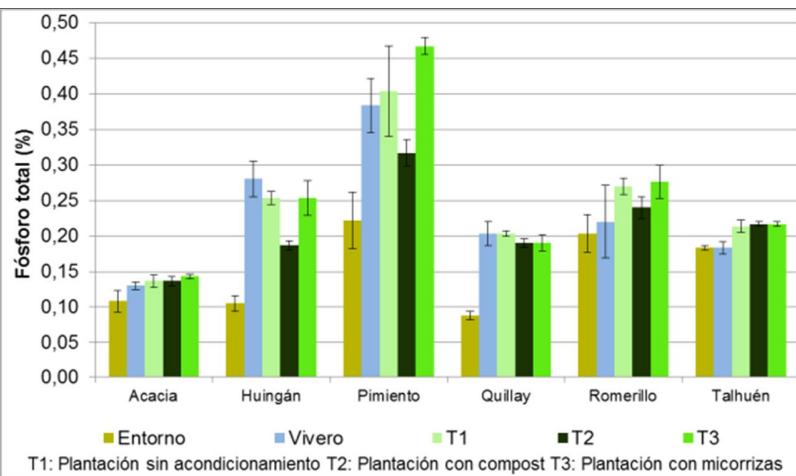
**Figura 5.15. Evolución de las concentraciones de N en el tiempo, en follaje de plantas del ensayo (promedio de los tratamientos)**



**Fósforo.** Referente al fósforo, de acuerdo al análisis estadístico (Tabla 5.18), en ninguna campaña de monitoreo existen diferencias significativas en el contenido de este elemento entre los distintos tratamientos del ensayo y todos los valores superan en general (salvo en huigán) a los valores de referencia del entorno y de vivero. Por otro lado, y de manera temporal, destaca el pimiento con altos contenidos de P en los monitoreos de invierno y primavera, así como en plantas de vivero y entorno (Figura 5.16). Aunque se superan los valores referenciales del vivero, no se llega a superar los umbrales de toxicidad (valores mayores al 1 %) y salvo excepciones (pimiento, espino y maitén), se está relativamente lejos de niveles considerados normales en nutrición vegetal (0,3 % a 0,5 %) de acuerdo a Marschner, 2003. En otras palabras y según se aprecia en la Figura 5.17, habría una ligera tendencia a la disminución de P en el tiempo en varias especies, lo que tendría que ser verificado en sucesivos monitoreos.

**Figura 5.16. Contenido de P en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de invierno, primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno y vivero**

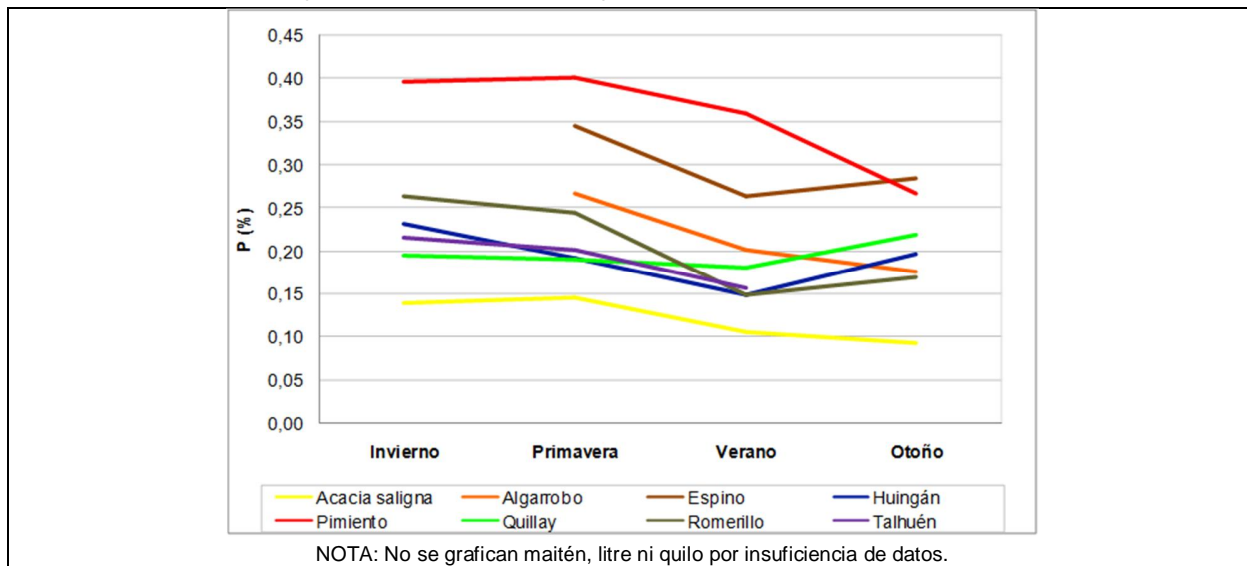




Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.



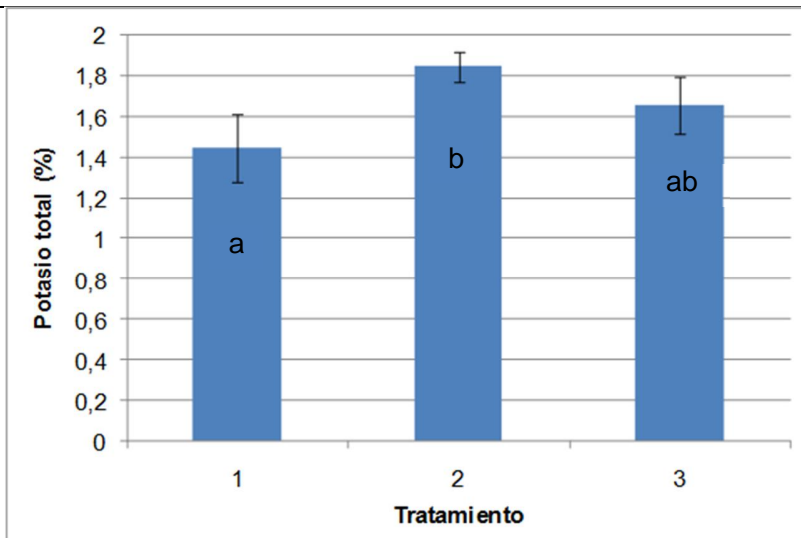
**Figura 5.17. Evolución de las concentraciones de P en el tiempo, en follaje de plantas del ensayo (promedio de los tratamientos)**



**Potasio.** Referente al tercer macronutriente principal, el potasio, en general las plantas del ensayo presentan concentraciones superiores o similares a las plantas de las mismas especies del entorno y del vivero. La naturaleza de los suelos del entorno, predominantemente feldespática, aporta contenidos naturales de potasio suficientes para una adecuada disponibilidad de este elemento en las plantas (tanto contenido en el relave como en el material granular), lo que reduce las diferencias con las plantas bien nutridas del vivero. Sin embargo, al comparar las concentraciones de las plantas del ensayo con los estándares de nutrición vegetal, que establecen rangos de normalidad entre 2 % y 5 %, no todas las especies estarían bien abastecidas de este elemento.

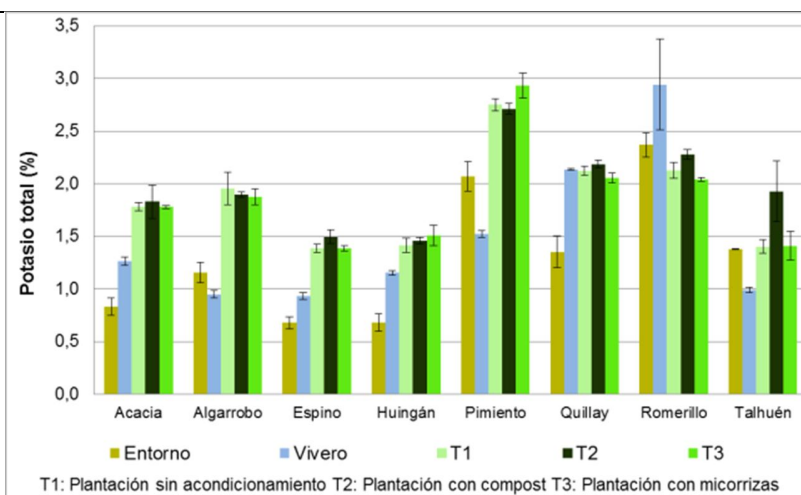
La concentración de K se ha mantenido relativamente constante a través del tiempo (entre estaciones), sin una tendencia al alza o a la baja. En el monitoreo de invierno, se comprobó en la especie *Acacia saligna* la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Tabla 5.18). El tratamiento compost (T2) resultó superior al control (T1), pero igual al tratamiento con micorriza (T3), lo que se representa en la Figura 5.18. A nivel de especie, destaca que romerillo tiene la mayor concentración de potasio tanto en vivero como en el ensayo, seguido de pimiento y de quillay (todas especies esclerófilas, de hojas duras y persistentes, ricas en K y Ca en sus paredes celulares y mesófilo) (Figura 5.19).

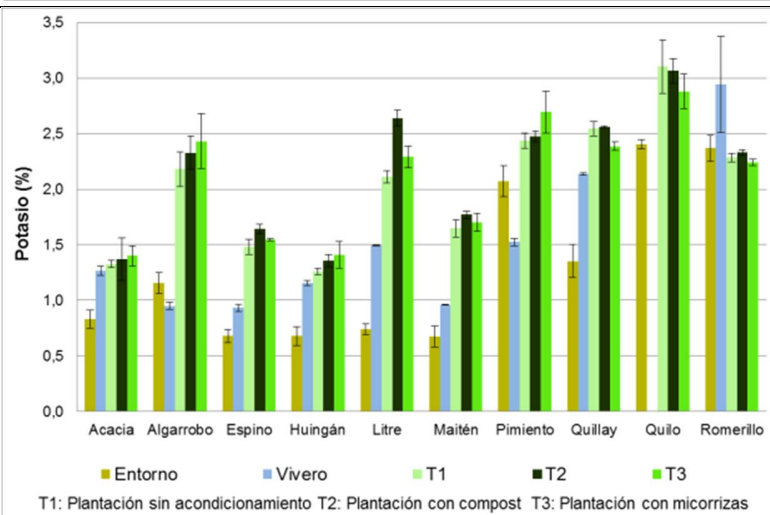
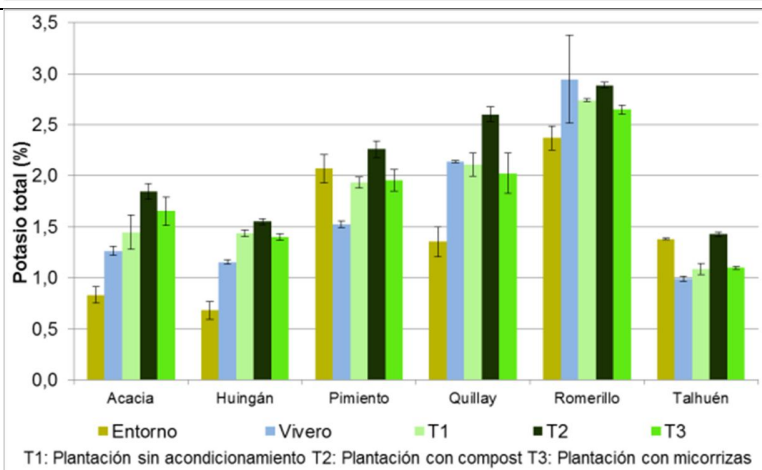
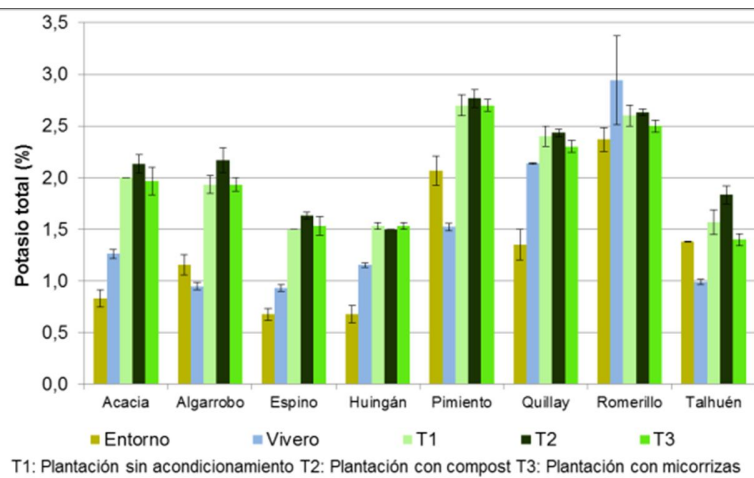
**Figura 5.18. Comparación estadística de contenido de K en tejido foliar en *Acacia saligna* entre tratamientos en muestreo de invierno**



Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar. Las letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

**Figura 5.19. Contenido de K en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de invierno, primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno y vivero**





Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

## **Micronutrientes**

**Cobre.** En todos los tratamientos y para la mayoría de las especies (Figura 5.20), las concentraciones de cobre son altas, comparadas con referencias de follaje de bosque nativo de la zona central (con predominancia de peumo), según el estudio comparativo hecho por Delgado y Serey (2002), que establece 3,67 mg/kg como concentración "normal" para un ecosistema no contaminado (Quintay, Quinta Región). Si bien las concentraciones en el ensayo varían entre especies, en general están siempre por sobre 10 mg/kg y en cinco especies (acacia saligna, algarrobo, espino, pimienta y talhuén), se superan los 20 mg/kg en verano, mientras que en otoño, tres especies se aproximan a los 40 mg/kg (acacia saligna, algarrobo y quilo). Salvo una excepción (espino en el muestreo de primavera) no hay diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Tabla 5.18).

A pesar de los valores relativamente elevados, esto no es sinónimo de toxicidad, dado que Cu en particular tiene una amplia variabilidad de concentración entre especies y sólo como referencia, para algunas especies de hortalizas comienza a ser preocupante un contenido en el rango de 20 a 30 mg/kg (Nriagu, 1979). De acuerdo a Havlin *et al* (1999), su concentración normal en tejido vegetal varía de 5 a 20 mg/kg y deficiencias de este elemento son probables cuando el nivel en las plantas baja de 4 mg/kg (materia seca). Otros autores han reportado que niveles superiores a los 20 mg/kg (peso seco) en los tejidos vegetales son tóxicos para las plantas. Además, la toxicidad de cobre se asocia con una concentración total en suelos sobre los 150 mg/kg (Alloway, 1990). Según Delas (1963), la toxicidad de cobre comienza a niveles de 25 a 50 mg/kg de suelo para las plantas más sensibles.

En el caso de espino y romerillo, en el monitoreo de primavera los datos del entorno para cobre superan a los resultados de los tratamientos en el ensayo (Figura 5.21). Cabe destacar que las muestras de estas dos especies se obtuvieron de rodales situados al interior del recinto de MLP.

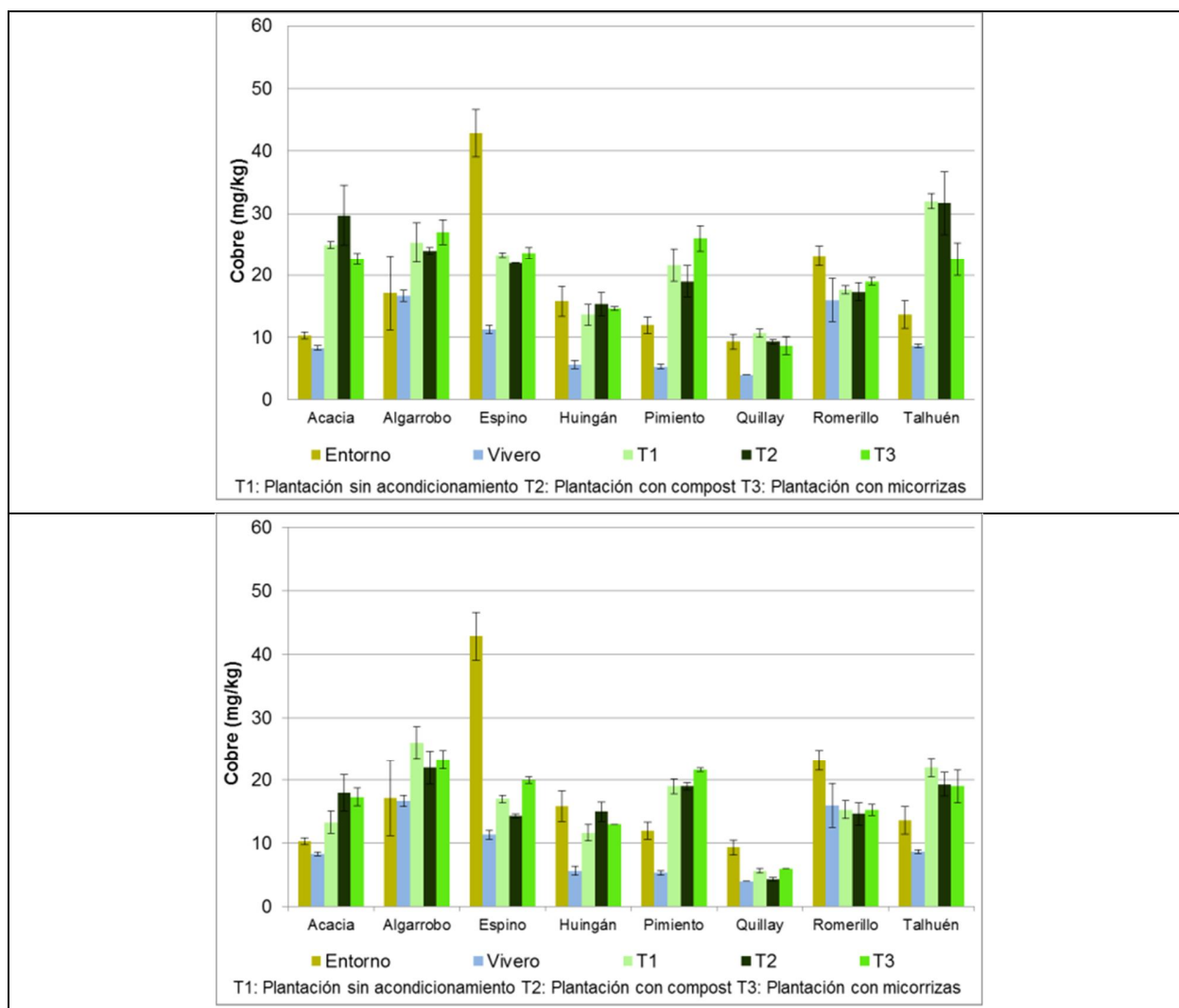
En las cuatro estaciones de monitoreo, todas las especies en todos los tratamientos en el ensayo superan las concentraciones de este elemento encontradas en plantas de vivero, pero no ocurre lo mismo respecto a los valores de referencia en el entorno. Pimiento, romerillo y talhuén incluso superan los umbrales referenciales, sin mostrar en la práctica ninguna evidencia de fitotoxicidad. Algarrobo supera los umbrales en la estación primavera, cuando las plantas ya están más grandes y sus raíces están arraigadas en el relave, fuera de la casilla de plantación. Talhuén destaca por superar en casi cuatro veces su concentración inicial en vivero. Es importante mencionar que muchas de las referencias con que se cuenta en las ciencias agronómicas provienen de especies cultivadas agrícolaemente o plantas relativamente comunes. Estos estándares pueden no tener validez en el caso de especies que han evolucionado en

suelos de cordillera con contenidos naturalmente altos de metales, como el caso de las especies nativas del valle alto del Choapa.

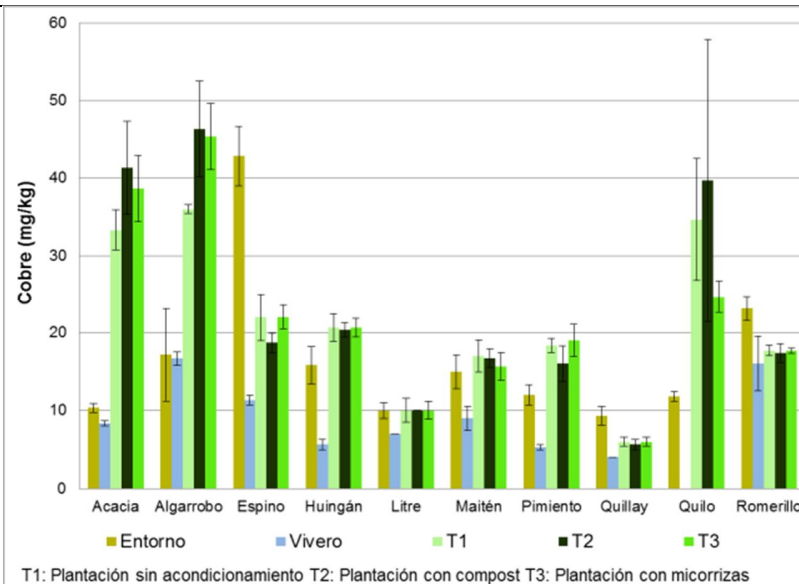
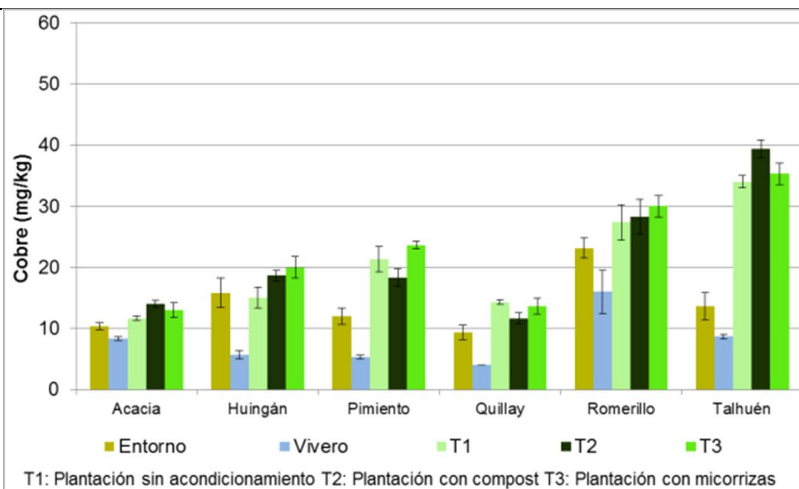
Como se señaló anteriormente, comparados con los datos de vivero, todas las especies presentaron concentraciones más elevadas e incluso se acercaron o superaron los umbrales referenciales más exigentes de fitotoxicidad: 20 mg/kg (Méndez y Maier, 2008; Marschner, 2003; Nriagu, 1979), a pesar que otros autores se refieren a concentraciones de entre 1 y 25 mg/kg como normales y altas a partir de 100 mg/kg (Raskin y Ensley, 2000). Para la mayoría de las especies cultivadas, el umbral de toxicidad en las hojas se encuentra sobre 20 a 30 mg/kg (McBride y Martinez, 2000; citado en Ortiz-Calderón *et al.* 2008). Hiperacumuladoras de cobre > 1.000 mg/kg (Malaise *et al.* 1978; citado en Ortiz-Calderón *et al.* 2008). Se consideran especies hiperacumuladoras de cobre aquellas capaces de contener más de 1.000 mg/kg (Malaise *et al.* 1978; citado en Ortiz-Calderón *et al.* 2008).

Como se señaló anteriormente, los tratamientos no han influido significativamente en la absorción de Cu. Sólo en la especie espino, en el muestreo de primavera, se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Tabla 5,18). En la figura 5.21 se ilustran las diferencias entre tratamientos obtenidas en el muestreo de primavera para la concentración de Cu en el tejido foliar, en la especie espino.

**Figura 5.20. Contenido de Cu en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de invierno, primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno y vivero**

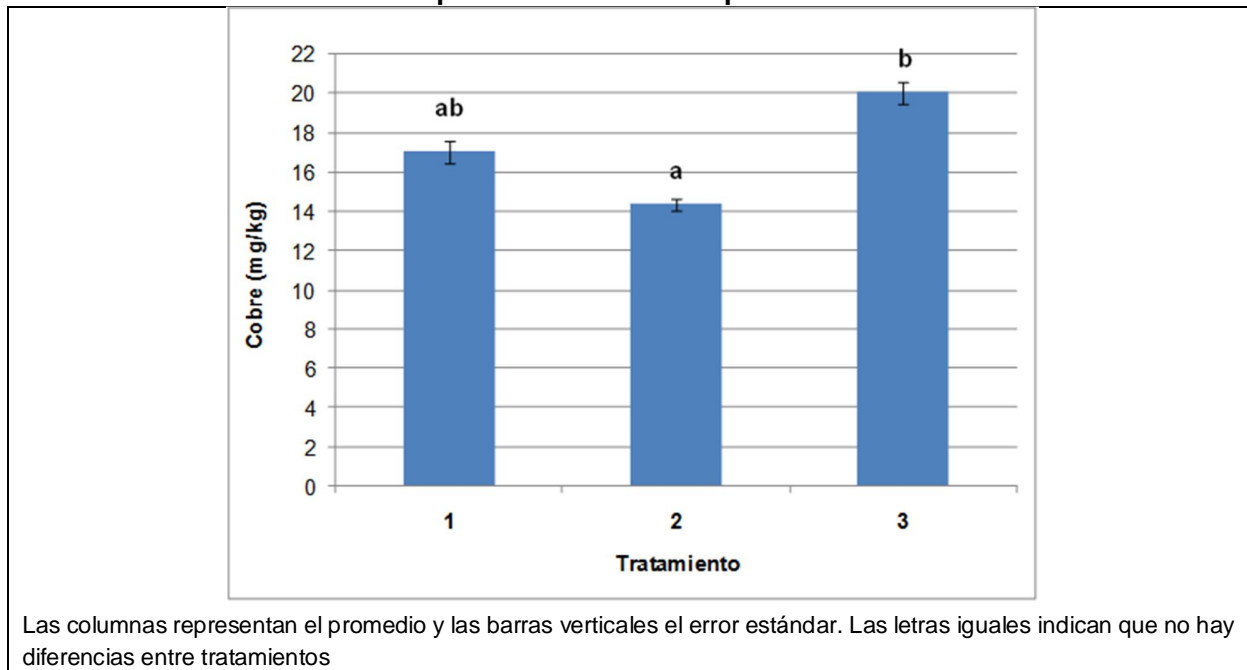






Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

**Figura 5.21. Comparación de contenido de cobre entre tratamientos en tejido foliar de espino en muestreo de primavera**



Estas diferencias no tienen un origen claro, dado que por un lado, es esperable que la materia orgánica del tratamiento compost redujese el pH de la rizósfera, promoviendo así la absorción de Cu; sin embargo, el análisis demuestra lo contrario. Podría ser que la materia orgánica forme ligandos muy firmes con el Cu disuelto en la rizósfera, restándolo de la solución suelo y por ende de la disponibilidad para la planta. Sin embargo, la presencia de materia orgánica y su influencia es acotada, básicamente confinada a la casilla, por lo que sería difícil explicarlo una vez que las raíces abandonan el volumen de la casilla y exploran lejos de ésta.

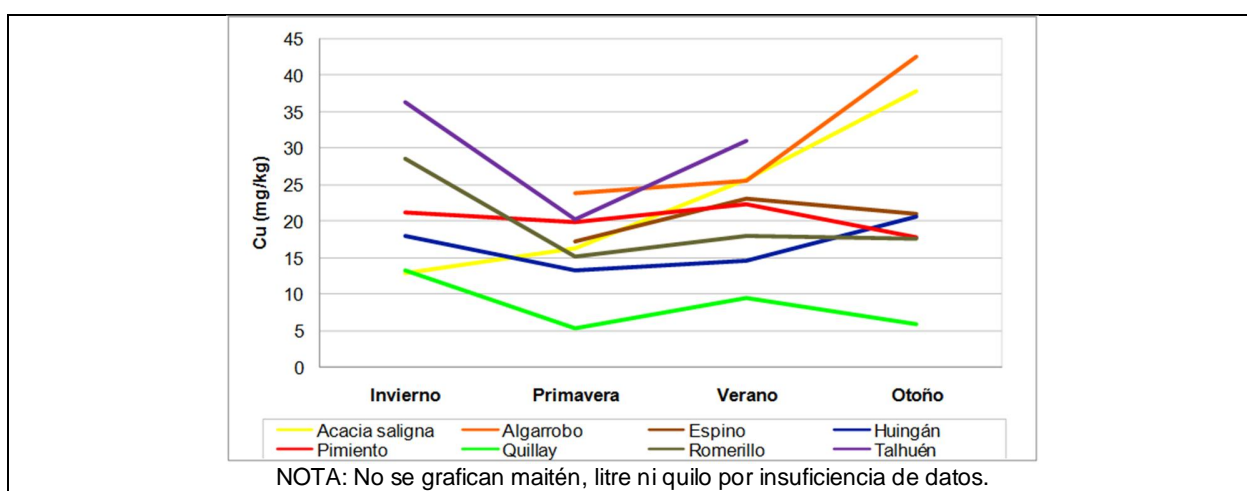
Entre estaciones de monitoreo no hay una tendencia clara que establezca que una misma especie tenga siempre los contenidos más elevados o que una estación propicie las concentraciones más elevadas en todas las especies (Figura 5.22).

Además, es importante tener en consideración las posibles interacciones que ocurren en el suelo con otros elementos o compuestos que suelen estar presentes en las aguas o en los residuos sólidos de procesos mineros. Tal es el caso de cobre y sulfatos. Según el estudio de Gupta y Mehla (1980), referido a trébol alejandrino en distintas etapas de desarrollo o cortes, los sulfatos incrementan la concentración de Cu en el tejido, en todas las etapas de desarrollo y el

incremento es mayor mientras más sulfato es aplicado. Los incrementos fluctuaron entre uno y cuatro puntos (en mg/kg), según el corte y la dosis de  $\text{SO}_4$ .

El incremento en la concentración de cobre puede derivar de la disminución del contenido de molibdeno por efecto del sulfato, ya que Cu y Mo interactúan antagonicamente (Gupta y Mehla, 1980).

**Figura 5.22. Evolución de las concentraciones de Cu en el tiempo, en follaje de plantas del ensayo (promedio de los tratamientos)**

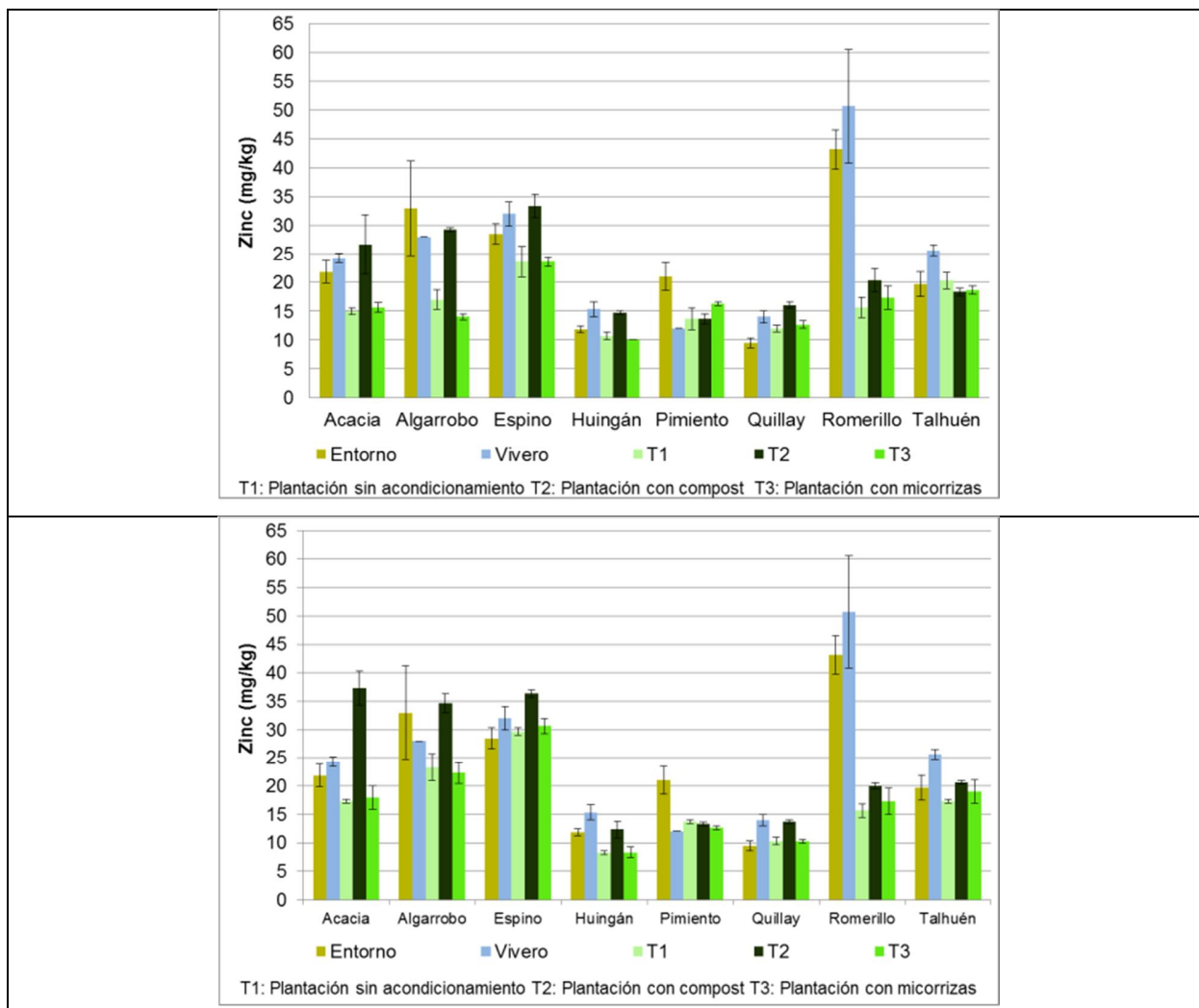


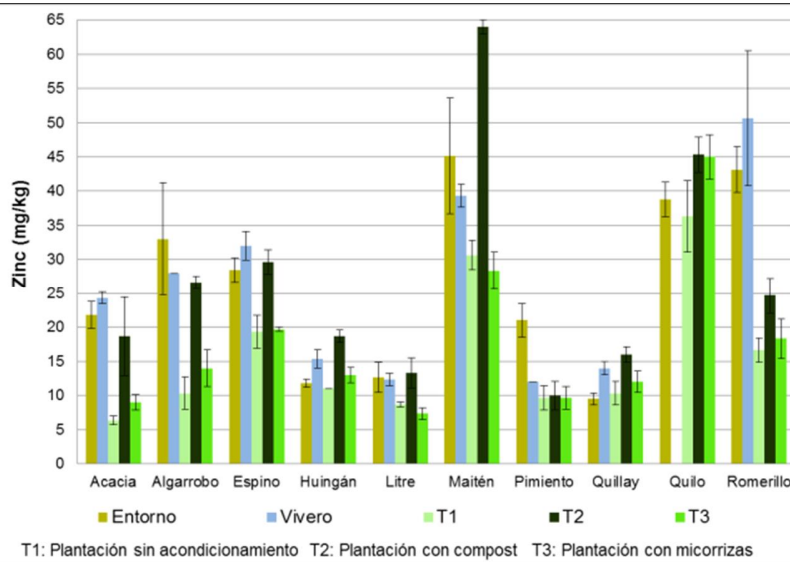
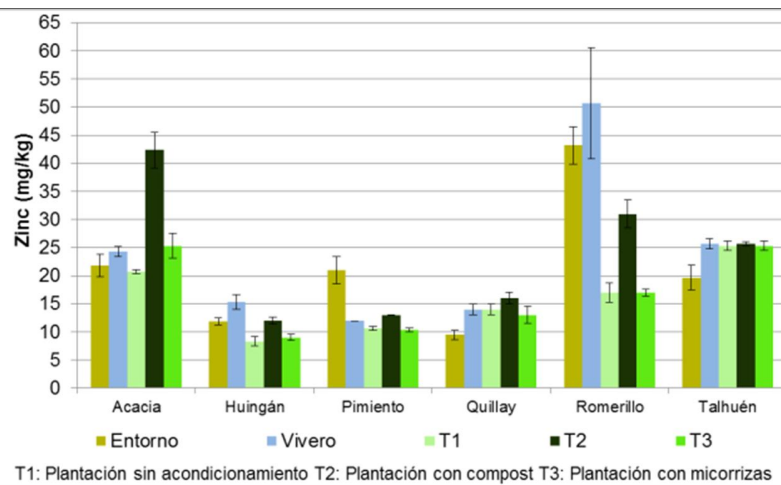
**Zinc.** El contenido de Zn en todas las especies es similar entre los distintos tratamientos, a pesar que la presencia de compost en la casilla (T2) produce un ligero incremento en el contenido foliar de este elemento (Figura 5.28), pero no a niveles estadísticamente significativos, salvo en el muestreo de invierno en acacia saligna, en el muestreo de verano en el caso de algarrobo y en ambas especies en otoño (Figuras 5.23 a 5.27). Huingán, pimiento y quillay incluso presentan contenidos considerados bajos a deficientes de acuerdo a Marschner (2003).

En las cuatro estaciones monitoreadas hasta el momento, sobresale el tratamiento con compost (T2) para las especies romerillo y acacia, y espino en las tres estaciones que ha podido ser muestreado, con contenidos notablemente mayores que el resto de los tratamientos, llegando incluso a comprobarse diferencias estadísticamente significativas en el caso de acacia saligna durante las estaciones invierno y otoño (Tabla 5.18) y de algarrobo en las estaciones verano y otoño (Tabla 5.18) (Figura 5.28). Ambas especies coinciden en ser leguminosas y de rápido

crecimiento en el tranque de relave, con sus raíces muy desarrolladas fuera de la casilla. Esta afinidad selectiva por Zn también se comparte con Mo.

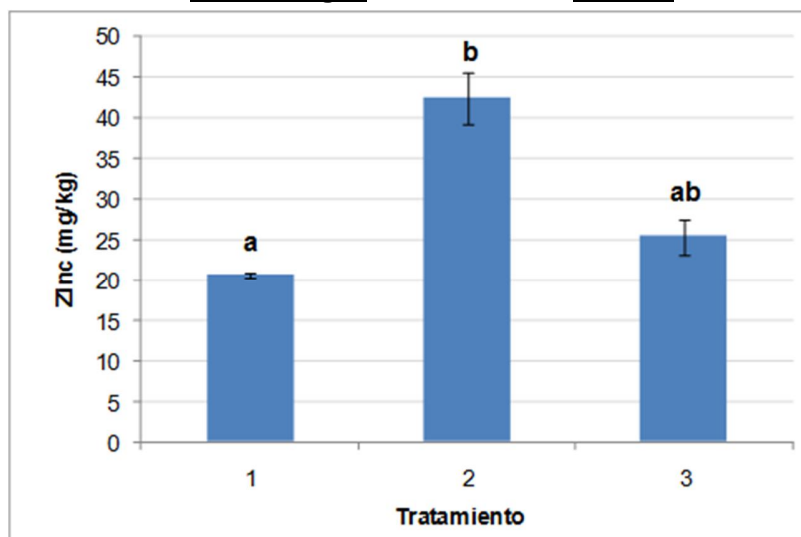
**Figura 5.23. Contenido de Zn en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de invierno, primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno y vivero**





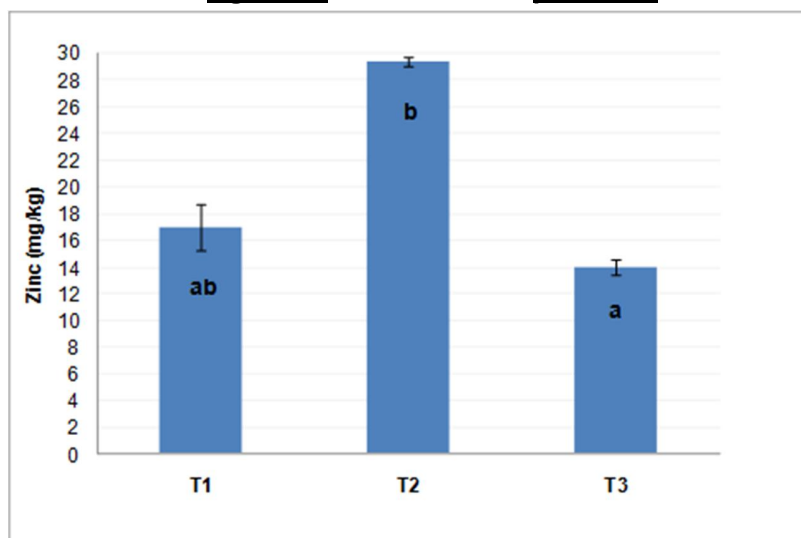
Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

**Figura 5.24. Comparación estadística de contenido de Zn entre tratamientos en tejido foliar de acacia saligna en muestreo de invierno**



Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar. Las letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

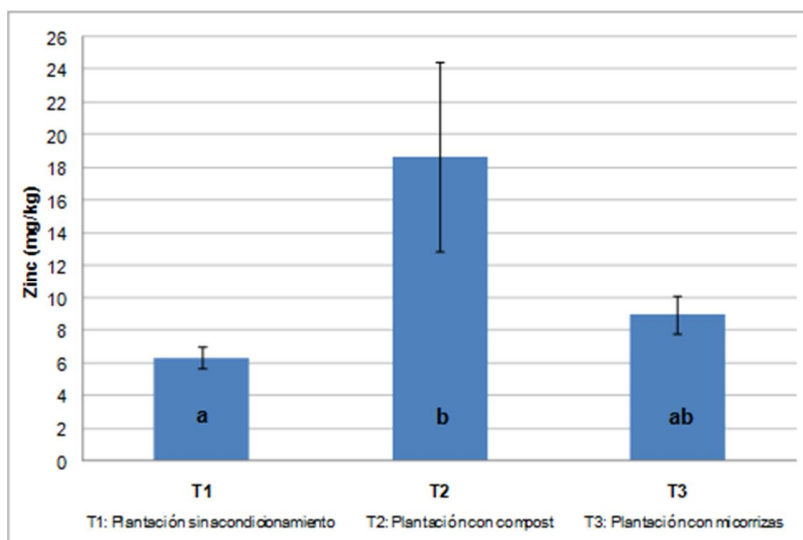
**Figura 5.25. Comparación estadística de contenido de Zn entre tratamientos en tejido foliar de algarrobo en muestreo de primavera**



Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar. Las letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

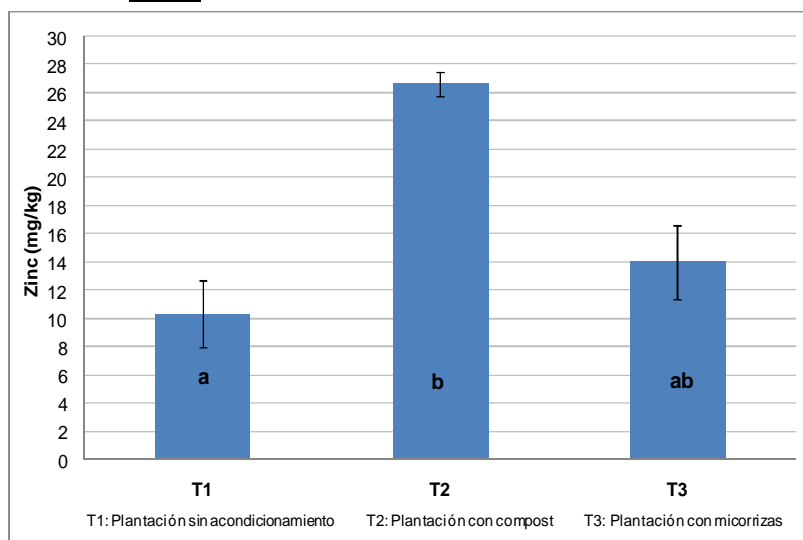


**Figura 5.26. Comparación estadística de contenido de Zn entre tratamientos en tejido foliar de acacia saligna en muestreo de otoño**



Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar. Las letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

**Figura 5.27. Comparación estadística de contenido de Zn entre tratamientos en tejido foliar de algarrobo en muestreo de otoño**



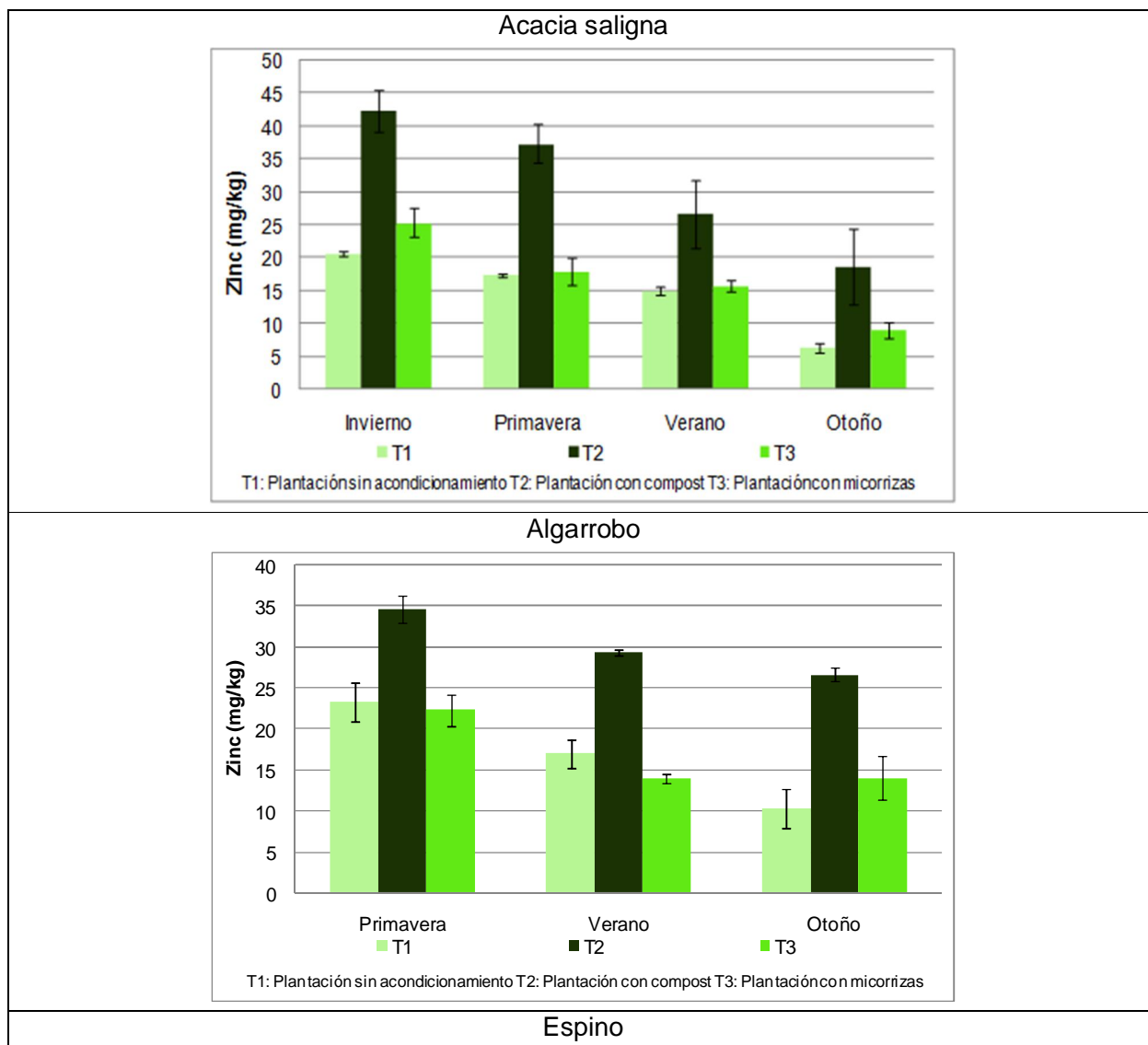
Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar. Las letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

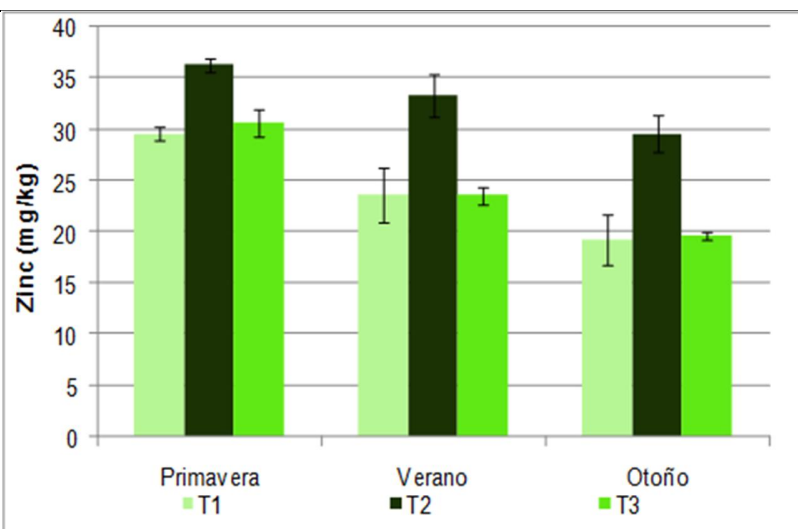
Para fortalecer la apreciación de la influencia del tratamiento 2 (compost) en la absorción y bioacumulación de Zn en follaje, a continuación se presentan gráficos para las seis especies en que se evidencia de manera sistemática a través del tiempo esta relación.

Destaca también el contenido mayor de Zn en plantas de romerillo del entorno y del vivero, respecto los tenores de la misma especie en los tratamientos sobre el tranque, en las tres estaciones del año. Espino y algarrobo obtienen los valores promedio más altos respecto del resto de las especies, en el monitoreo de primavera (hasta 36 mg/kg y casi 35 mg/kg, respectivamente), rangos que se asemejan a valores comunes para especies forestales como pino insignie (30 mg/kg en follaje de plantas juveniles, según Zas y Serrada (2003) y que están muy por debajo de los umbrales de fitotoxicidad que fluctúan entre 200 y 400 mg/kg (aunque Raskin y Ensley (2000), sitúan las concentraciones normales entre 20 y 400 mg/kg).

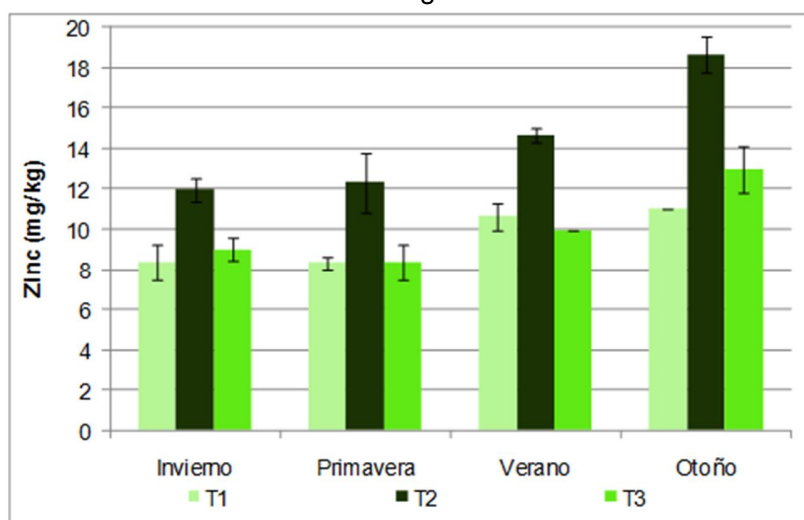
Destaca que las plantas juveniles de vivero presentan valores similares y en algunos casos superiores a los tenores encontrados en el entorno y en plantas del ensayo. Hay que tener en consideración que si bien las concentraciones de Zn en las plantas oscilan ampliamente, entre 20 y 100 mg/kg o más, las partes jóvenes de la planta contienen por lo general más Zn que las partes más viejas, y las hojas tienen más Zn que los tallos (Katyal y Randhawa, 1986).

**Figuras 5.28. Especies en que se comprueba una mayor absorción de Zn en el tratamiento 2 (compost) en todos los monitoreos**

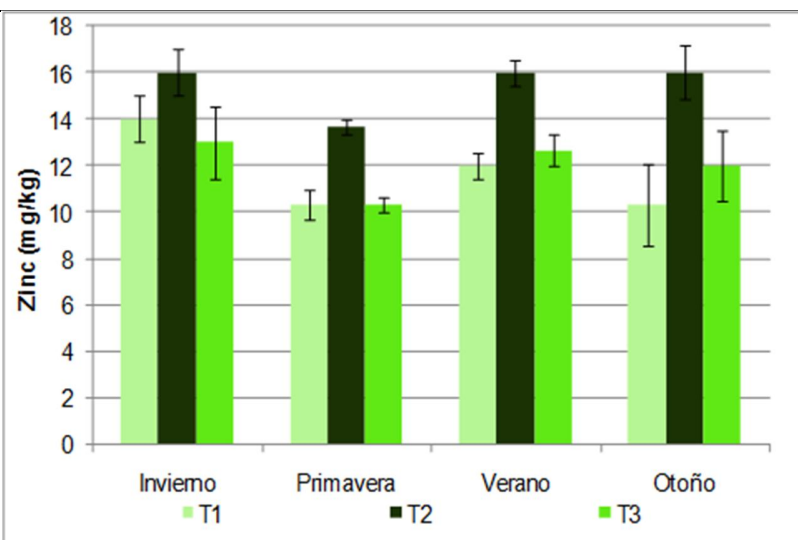




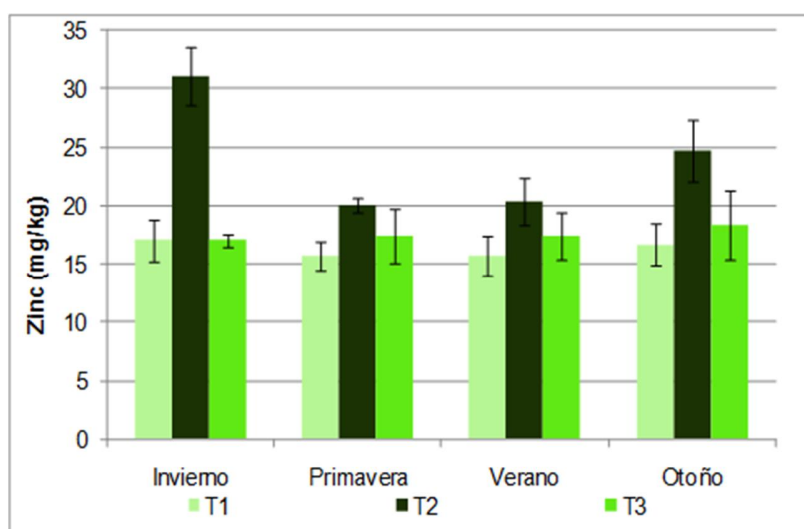
### Huingán



### Quillay



#### Romerillo

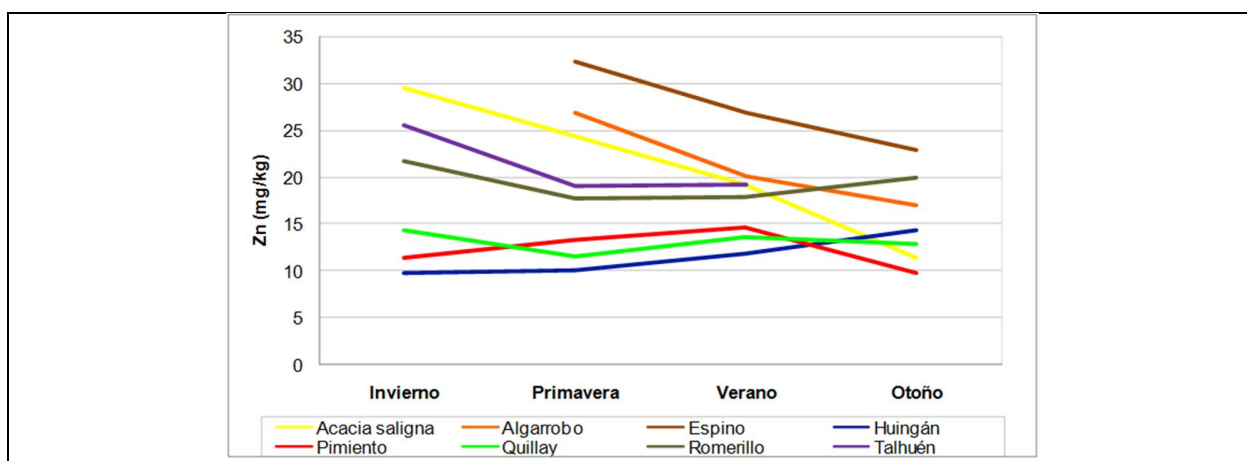


Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

El aumento de Zn y Cu en tejido vegetal en sistemas abonados con materia orgánica y en suelos ricos en metales, es frecuentemente citado en la literatura nacional y mundial. Tapia (2005) comprobó que sólo Cu y Zn incrementaban su concentración en el tejido foliar de maíz y avena luego de tres años de aplicación de biosólidos de plantas de tratamiento de Aguas Andinas, en la Región Metropolitana. El estudio de ATM (2008) en el tranque El Chinche también mostró incrementos de Zn para la mayoría de las especies estudiadas en el tratamiento con tierra vegetal.

Al analizar la tendencia a través del tiempo (Figura 5.29), solo huingán y romerillo estarían presentando una evolución creciente, mientras que el resto de las especies tendrían concentraciones decrecientes en el tiempo o estables (talhuén y quillay).

**Figura 5.29. Evolución de las concentraciones de Zn en el tiempo, en follaje de plantas del ensayo (promedio de los tratamientos)**



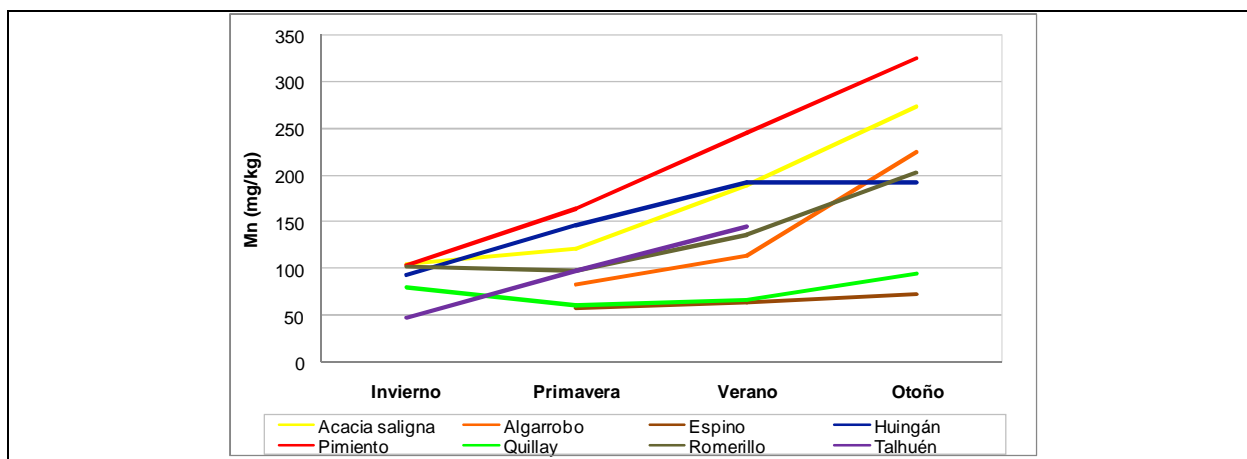
**Manganeso.** En el caso del Mn, para una misma especie, presenta notables variaciones entre plantas de vivero, del entorno y del ensayo, siendo las concentraciones siempre superiores en las plantas que crecen en el tranque respecto del vivero y del entorno (salvo una excepción en talhuén en el primer monitoreo). Esta diferencia se acentúa muestreo tras muestreo, incrementándose la concentración en las plantas que crecen en el tranque de relave en más del doble entre el monitoreo de invierno y el de verano, llegando seis especies a superar los 100 mg/kg y tres de ellas (acacia saligna, huingán y pimiento) a superar en todos los tratamientos los 150 mg/kg, mientras que en el último monitoreo (otoño de 2013), se alcanzaron concentraciones superiores a 250 mg/kg en tres especies (acacia saligna, pimiento y quilo).



Estos valores, a pesar de su incremento sostenido, aún se encuentran dentro de rangos normales (hasta 500 mg/kg) y por debajo de los umbrales de toxicidad (1000 a 2000 mg/kg).

Esta tendencia creciente a través del tiempo en la concentración relativamente generalizada de este elemento (todas las especies, independientemente del tratamiento), se aprecia en la Figura 5.30.

**Figura 5.30. Evolución de las concentraciones de Mn en el tiempo, en follaje de plantas del ensayo (promedio de los tratamientos)**



Al respecto, este elemento no es fijado preferentemente por las raíces y presenta concentraciones mayores en las hojas que en la parte subterránea, al igual que nitrógeno. Estos resultados son coherentes con otras experiencias publicadas. Según Mukhopadhyay y Sharma (1991), dentro del tejido vegetal la mayor acumulación se produce en las hojas y dentro de éstas en el tejido de más edad, con relación al follaje nuevo. La mayor demanda foliar obedece a que el elemento es requerido por los cloroplastos, organelo mayoritariamente presente en el follaje. Estudios realizados en cuatro especies del género *Brassica*, determinaron que las concentraciones en el follaje pueden ser de 4 a 5 veces superior a los niveles del elemento en el tejido radicular. Según los autores antes citados, los resultados indicaron concentraciones de 44 a 68 mg/kg de Mn en el follaje y entre 11 y 14 mg/kg en raíz.

Como referencia, plantas juveniles de pino insignie (*Pinus radiata*), tienen contenidos de Mn en el follaje de 189 mg/kg (Zas y Serrada, 2003). Este elemento tiende a acumularse en cortezas y leños, lo que se asocia con individuos más maduros. Esto explicaría que los registros de primavera y verano superan en prácticamente todas las especies a los registros de invierno, en

que las plantas eran más juveniles (Figura 5.31). Sin embargo, también se ha descrito que la concentración de este elemento en las plantas varía mucho más que cualquier otro micronutriente, con un rango de contenido normal de 20 a 500 mg/kg según Katyal y Randhawa (1986) y de 20 a 400 mg/kg según Raskin y Ensley, 2000.

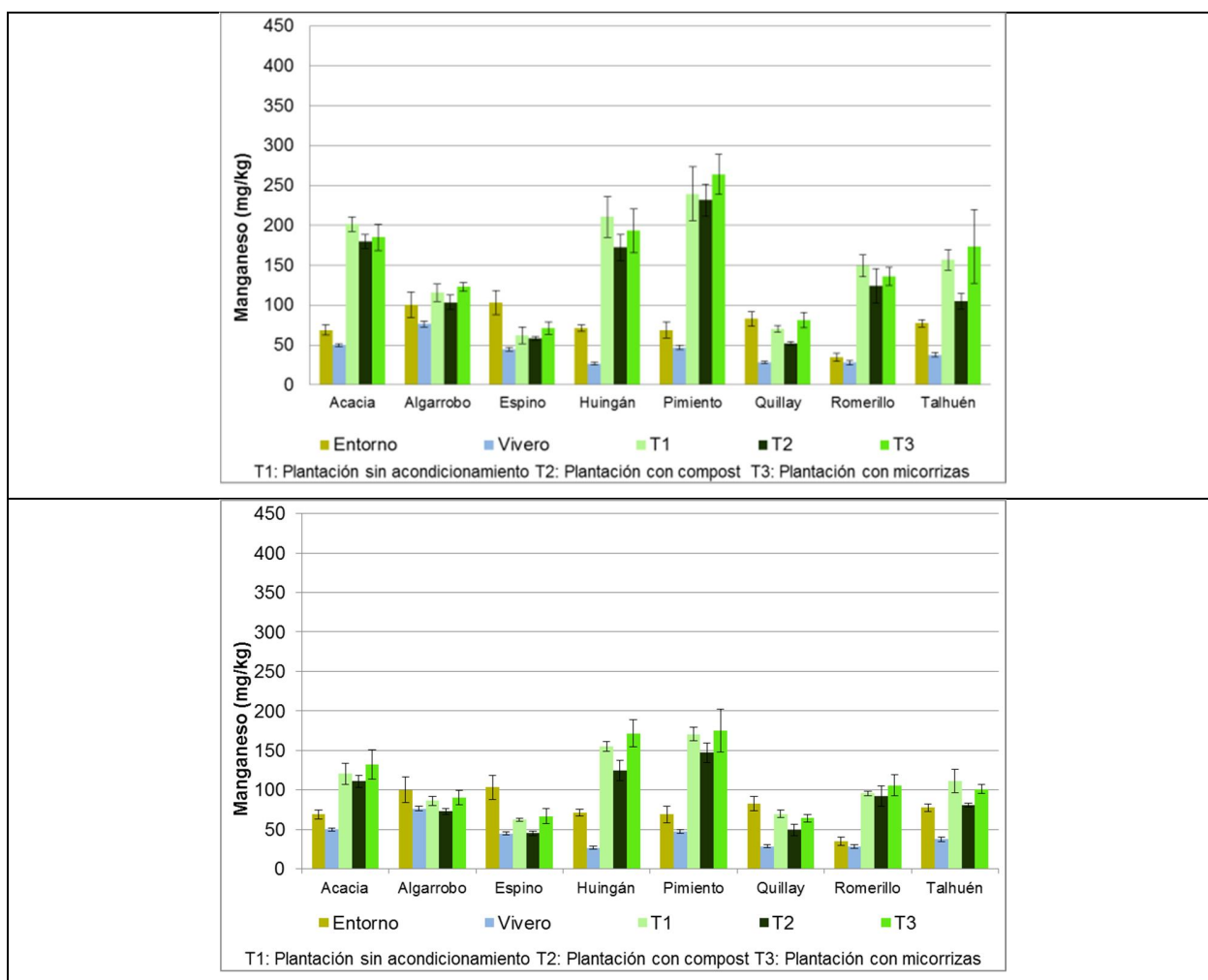
Dentro del mismo contexto, en papa se habla de un nivel umbral de toxicidad de 700 mg/kg en follaje; sin embargo, otros autores citan para esta especie niveles hasta 3000 mg/kg (Marsh y Peterson, 1990) sin producir efectos detrimentales. Los mismos autores indican que la acumulación de Mn en los distintos órganos de la planta, depende del tiempo al que están expuestos los tejidos a la concentración del metal; así, determinaron que las hojas más viejas presentaron una mayor cantidad de manganeso con relación al follaje nuevo. En alfalfa, que es una especie leguminosa forrajera, se ha observado selectividad en la absorción del elemento (Macfie et al., 1989), al igual que se ha observado en el presente ensayo con acacia saligna y algarrobo. Por selectividad en la absorción, se entiende que hay especies que absorben más determinado(s) elementos que otra(s), teniendo todas la misma oferta del elemento en el sustrato o medio de crecimiento.

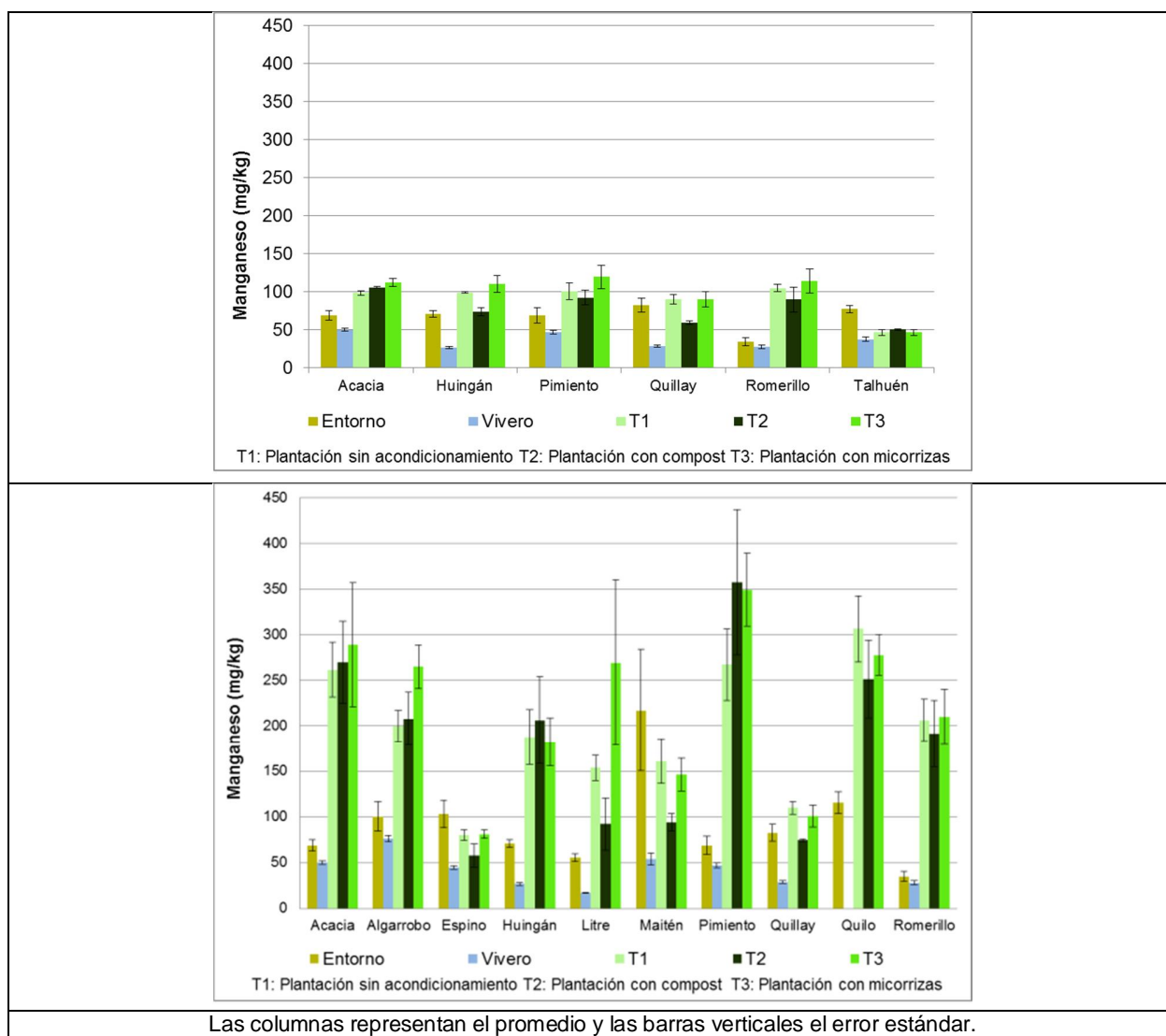
Entre tratamientos no existen diferencias estadísticamente significativas y todos los valores se encuentran muy por debajo de los umbrales de toxicidad de referencia (1000 mg/kg, según Méndez y Maier, 2008; Katyal y Randhawa, 1986; y 2000 mg/kg según Raskin y Ensley, 2000). Según Katyal y Randhawa (1986), es un elemento que tiende a disminuir con la edad de la planta y a aumentar en las hojas apicales. El contenido de este elemento es muy dependiente del pH del suelo, tendiendo a disminuir ostensiblemente si el pH es alcalino y a aumentar en el caso contrario, por lo que es importante mantener el monitoreo de este elemento en el tiempo, dada la posible acidificación del relave en la medida que se oxide. Al respecto, es interesante lo que aporta Lindsay (1983), que señala que la tolerancia diferencial a suelos ácidos de ciertas especies y ciertas variedades de una misma especie, está asociada a la tolerancia a excesos de Mn y Al. Sobre la base de lo anterior, se podría suponer (algo que hay que monitorear en el tiempo) que las especies que hoy presentan afinidad con Mn sin mostrar problemas en su desarrollo, pudieran estar mejor preparadas para un escenario de acidificación del sustrato.

Se ha determinado que existe interacción entre los sulfatos y el manganeso. Sin embargo, a diferencia de lo que sucede con el molibdeno, el sulfato incrementa la absorción de manganeso. Los estudios se realizaron en trébol, donde se observó este efecto sinérgico del aumento de la concentración de este metal con la edad de la planta (Gupta y Mehla, 1980). El efecto del sulfato en el aumento de la concentración del manganeso podría deberse a la formación de pares iónicos de Mn y  $\text{SO}_4$  en la solución suelo, situación que favorece la absorción de manganeso. Esta situación derivó en la disminución de la absorción del molibdeno

observándose un efecto antagónico entre Mn y Mo (Mulder, 1954, citado por Gupta y Mehla, 1980).

**Figura 5.31. Contenido de Mn en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de invierno, primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno y vivero**

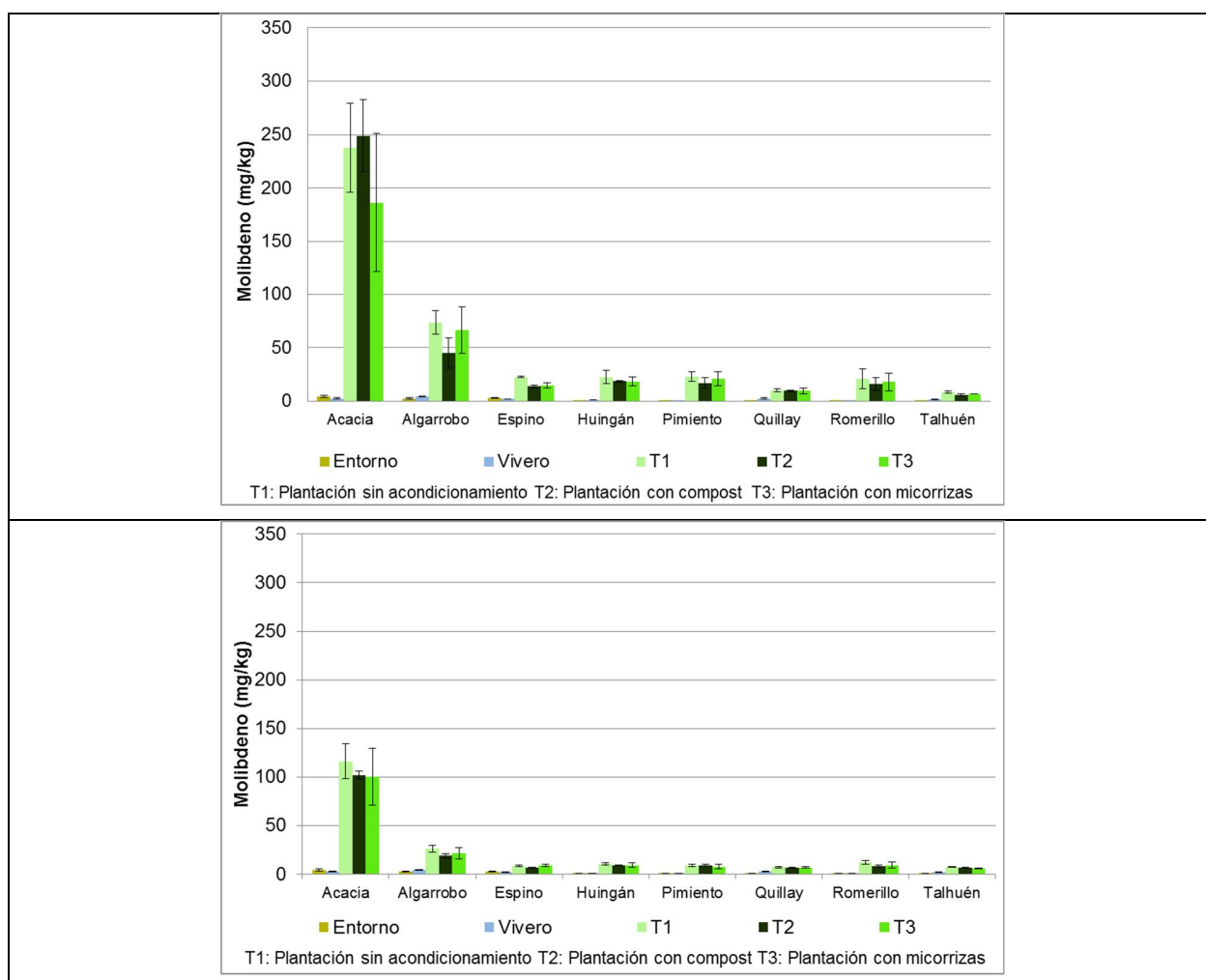


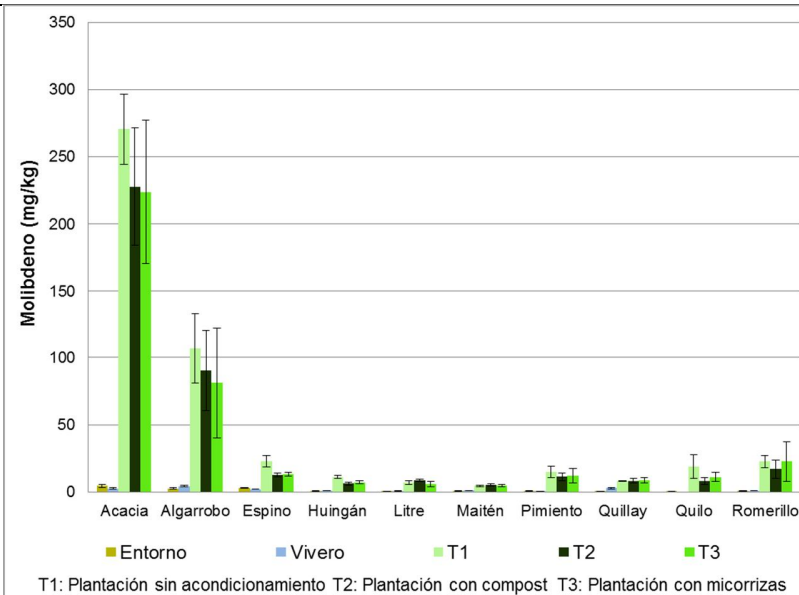
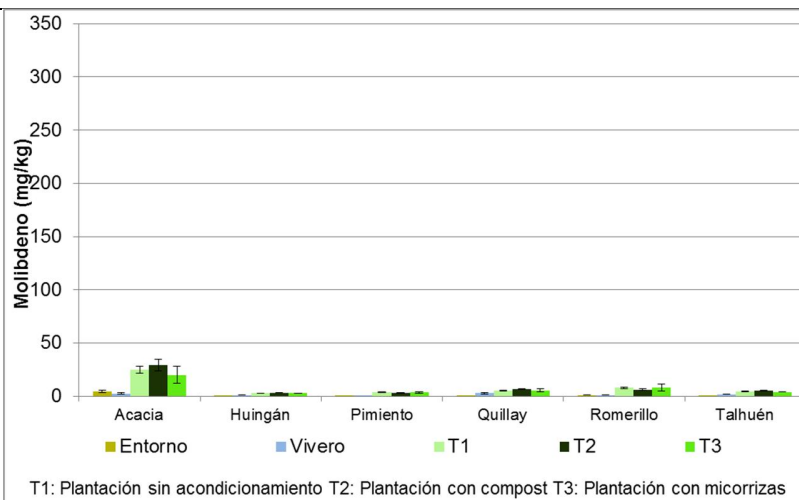


**Molibdeno.** Este metal ha presentado una notable variación a lo largo del ensayo (Figura 5.32). En el primer monitoreo, salvo en *Acacia saligna*, presenta valores relativamente bajos en todas las especies y tratamientos, sin diferencias estadísticamente significativas entre éstos (Tabla 5.18). Posteriormente, se suma algarrobo en el monitoreo de primavera con valores sobresalientes, si bien muy por debajo de *Acacia saligna*, que ya triplica los valores del monitoreo anterior. En el monitoreo de verano, esta tendencia se mantiene, con *Acacia saligna* y algarrobo duplicando los valores anteriores y distanciándose cada vez más del resto de las especies. En el último monitoreo, coincidente con el otoño, estas ventajas se mantienen, pero no la tasa de incremento de los monitoreos anteriores (Figura 5.34), lo que podría estar relacionado con una tendencia a estabilizarse o con la fisiología menos activa del otoño. *Acacia*

*saligna* se mantiene bordeando los 250 mg/kg, mientras que algarrobo se sitúa entre 50 y 100 mg/kg entre verano y otoño, respectivamente. Los tratamientos no influyen en el comportamiento de este elemento, salvo en el caso de litre en el monitoreo de otoño, en que el tratamiento 2 (compost) supera a los otros tratamientos.

**Figura 5.32. Contenido de Mo en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de invierno, primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno y vivero**

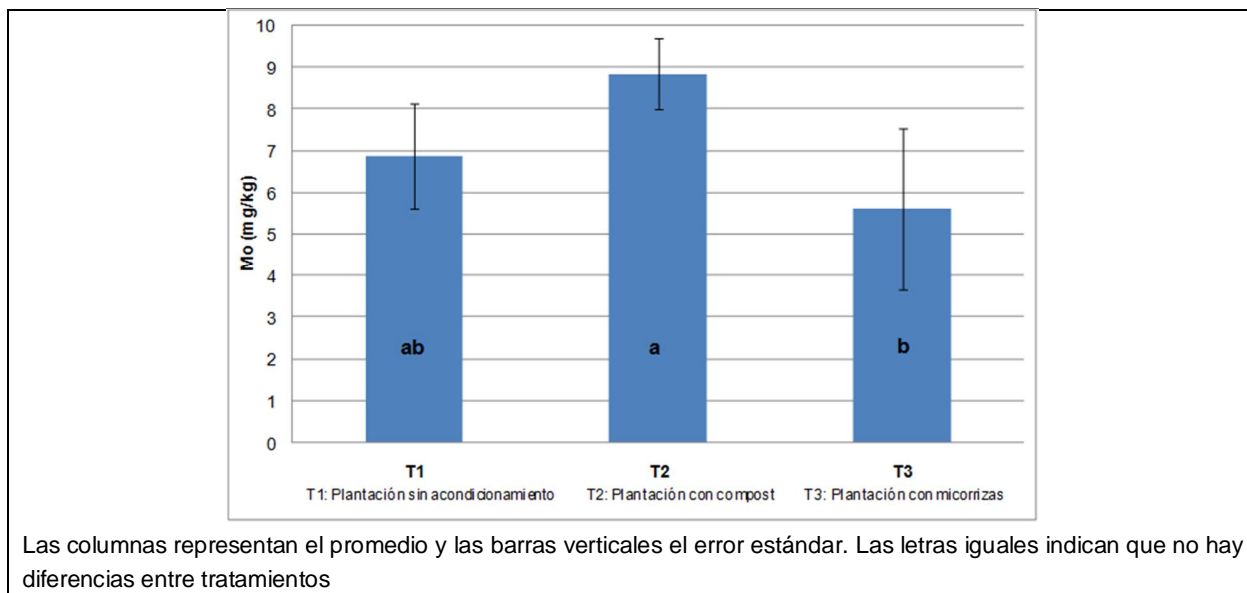




Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

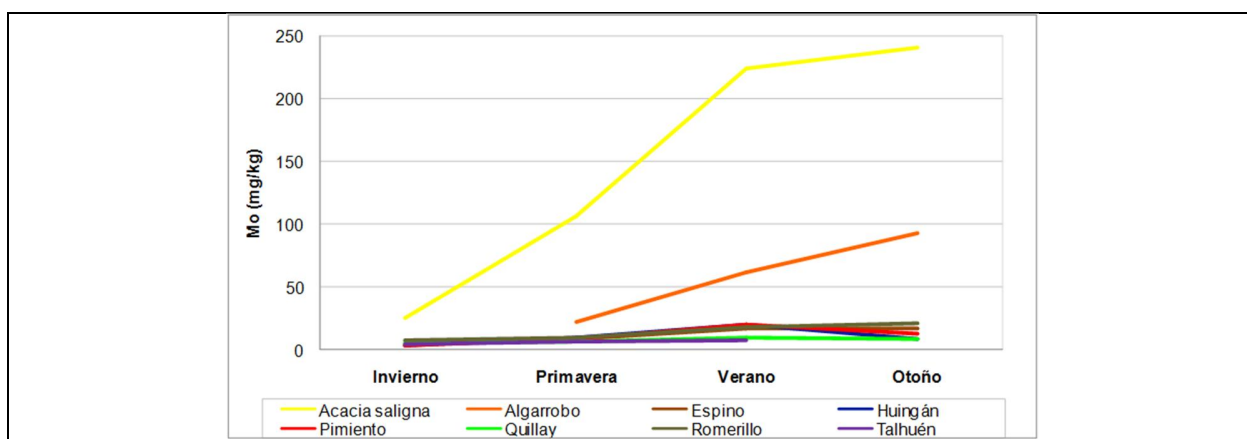


**Figura 5.33. Comparación estadística de contenido de Mo entre tratamientos en tejido foliar de litre en muestreo de otoño**



La siguiente figura representa la evolución global de las concentraciones por especie a través del tiempo, haciendo abstracción de los tratamientos, los cuales han mostrado tener muy poca o nula incidencia en las tendencias de concentración. Esta gráfica facilita la visualización de las tendencias y variaciones entre estaciones del año.

**Figura 5.34. Evolución de las concentraciones de Mo en el tiempo, en follaje de plantas del ensayo (promedio de los tratamientos)**



Se entiende la relación entre las especies acacia saligna y algarrobo respecto a molibdeno, por su naturaleza leguminosa. Este grupo de plantas presentan una afinidad especial por el Mo, por su relación con las enzimas nitrato reductasa y nitrogenasa, vinculadas a la fijación microbiana de N atmosférico. El Mo también participa en el sistema enzimático nitrogenasa, responsable del rendimiento y velocidad de fijación del N atmosférico por parte de los rizobios. El Mo suele encontrarse como ión molibdato y compite a nivel de absorción con sulfatos y fosfatos. Cabe señalar, como ya se ha mencionado, que contenidos de Mo sobre 10 mg/kg en el follaje pueden inducir molibdenosis (anemia cúprica) en el ganado rumiante, si se emplea exclusivamente forraje de plantas con exceso de este elemento en la alimentación animal y no se compensa con suplementos cúpricos en la dieta animal.

El espino también es una especie leguminosa, pero ha tenido crecimientos muy modestos, con buena parte de su sistema radicular aún confinado en la casilla, lo que explicaría que no presente un comportamiento tan intenso en absorción como algarrobo y acacia.



Fotos 75 a 77: De izquierda a derecha, sistema radicular de algarrobo, muy extendido y pivotante, profundo, que atraviesa la casilla original y penetra en el relave subyacente; al centro, sistema radicular abundante y extendido de Acacia saligna, también compenetrando en el relave; a la derecha, rizobios en raíces de espino.

Respecto al potencial fitotóxico del molibdeno, los antecedentes difieren en la fijación de los niveles tóxicos para este elemento. En diversas investigaciones se observa la diferente sensibilidad de las plantas al molibdeno. Según Kubota (citado por Alloway, 1990), el Mo comienza a ser tóxico en un tejido foliar maduro a partir de concentraciones de 10 a 50 mg/kg. De acuerdo a Epstein (2003), las plantas forrajeras leguminosas pueden contener de manera normal 200 mg/kg, pero 100 mg/kg es un valor umbral de riesgo para la mayoría de las plantas. En gramíneas, se han producido síntomas de toxicidad con 100 a 200 mg/kg y los cereales presentaron mayor tolerancia con 800 mg/kg de molibdeno total sobre base seca.

Como referencia, en un estudio desarrollado por CICA (1997), apoyado por profesionales de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad de Chile, se analizó el contenido de Mo en distintas partes de árboles de eucalipto (fuste, ramas, hojas y raíces) regados con agua de pozo y con agua clara de relave. El contenido de Mo en el follaje promedió 8,25 mg/kg en el primer caso y 10,25 en el segundo, no encontrándose diferencias estadísticamente significativas, al 95% de confianza, luego de cuatro años de experimentación. Con estas concentraciones del elemento, ambos grupos de árboles presentaban crecimientos y estados de vigor sobresalientes y muy superiores al estándar nacional e internacional para la especie.

Como referencia, estudios en hidroponía (método de raíz flotante) realizados en la Estación Experimental Hacienda Loncha (CICA, 1995) en lechuga, mostraron que la raíz es un importante centro de acumulación del elemento. Este órgano de reserva, concentró entre 14 y 15 veces más en relación al follaje. Concentraciones de 2400 ppm en raíz y 158 ppm en follaje no afectaron el crecimiento de esta especie, reafirmando la baja toxicidad que tiene este elemento para las plantas. La concentración de molibdeno en la solución nutritiva fue de 10 ppm.

Se ha observado que niveles de 400 mg/kg en grano de frijol no producen síntomas de fitotoxicidad, así como concentraciones promedio de 25 mg/kg de Mo no producen patologías, ni afectan la productividad (CICA, 1994a). En general, las leguminosas, como la alfalfa, son bioacumuladoras de Mo debido al papel fundamental que cumple en la fijación del  $N_2$  atmosférico en asociación simbiótica a nivel radicular, con un género de bacterias denominados *Rhizobium*. En el proceso intervienen las enzimas nitrogenasa y nitrato reductasa donde el molibdeno es parte estructural (Barcelo *et al.*, 1984). Sin embargo, el hecho que las plantas puedan seguir creciendo y desarrollándose con niveles altos de Mo en el suelo, no permite inferir que para otro organismo vivo que las ingiera, sea inocuo.

Según Gupta y Lipsett (1981), la presencia de grandes cantidades de molibdeno en las plantas generalmente no produce efectos dañinos y no disminuye la producción. Así, concentraciones de 218 mg/kg en tejido de cebolla no produjeron síntomas de toxicidad.

Al considerar las interacciones que ocurren en el sistema edáfico, la presencia de sulfatos afecta la disponibilidad de Mo para las plantas, generalmente de forma antagónica, ya que ambos iones (molibdato y sulfato) se parecen atómicamente y eléctricamente y compiten por los mismos sitios de absorción de la planta (Gupta y Mehla, 1980). Estos autores ensayaron el efecto en la absorción de micronutrientes, de la adición de cantidades variables de sulfato, vía  $K_2SO_4$ , en un suelo franco arenoso de pH 8,7 (reacción alcalina) y elevada disponibilidad de molibdeno. La especie en estudio era trébol alejandrino (*Trifolium alexandrinum*) y el análisis de tejido se realizó en tres estados de desarrollo o madurez del cultivo (tres cortes o cosechas de forraje). Según este estudio, la adición de sulfato produce una significativa reducción en la

concentración de molibdeno en la planta. De todos modos, en la medida que la planta crece, consume más molibdeno y dado que se trata de una leguminosa, se produce una bioacumulación más notoria que en otros tipos de plantas, independiente del tratamiento o sustancia añadida. En los dos primeros cortes de este forraje en este estudio, la adición de 75 mg/kg de  $\text{SO}_4$ , redujo la concentración de Mo en la planta a niveles seguros para la salud animal (inferiores al umbral de molibdenosis, de 10 mg/kg según la mayoría de los autores). En el tercer corte (planta de casi cuatro meses de edad), la concentración de Mo se redujo de 31 a 13 mg/kg con la adición de 75 mg/kg de  $\text{K}_2\text{SO}_4$ .

Singh y Kumar (1979) en un ensayo con poroto de soya (*Glycine max*) en un suelo deficiente en S y P, pero suficiente en Mo (0,1 mg/kg), con pH 8,3, determinaron que la concentración de Mo en los diferentes componentes de la planta (follaje, tallo, frutos y semilla), disminuía en la medida que se añadían dosis crecientes de sulfato ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) y aumentaba frente a dosis crecientes de fosfato. Todos los componentes (excepto el tallo para  $\text{SO}_4$ ), resultaron muy sensibles a adiciones crecientes de sulfato y fosfato, sobre todo a partir de 80 mg/kg. Estos autores coinciden con otros en que la disminución de la concentración de Mo en la planta se debe a la competencia directa entre molibdato y sulfato por los sitios de absorción de las raíces y descartan el efecto de la acidez derivado de la adición de sulfato. Por lo tanto, el uso de fertilizantes sulfatados o con manganeso, puede ayudar a reducir la absorción de Mo (Alloway, 1990).

Es importante tener en cuenta que en la naturaleza los elementos no actúan con las plantas de manera independiente de otros factores ambientales y de manejo, como el tipo de suelo (especialmente el pH, el contenido de carbonatos y de aluminio-silicatos), la fertilización, el tipo y frecuencia de riego, la calidad del agua de riego y la adición de enmiendas orgánicas o calcáreas. Esta interacción entre elementos minerales, especialmente iones y metales, es común que ocurra en los sustratos o suelos chilenos asociados a operaciones mineras, ya sea por la acción de aguas residuales (aguas de transporte de concentrado o aguas claras de relave) o por residuos sólidos (relaves, escombreras), que suelen ser ricos en cobre, sulfatos y molibdeno.

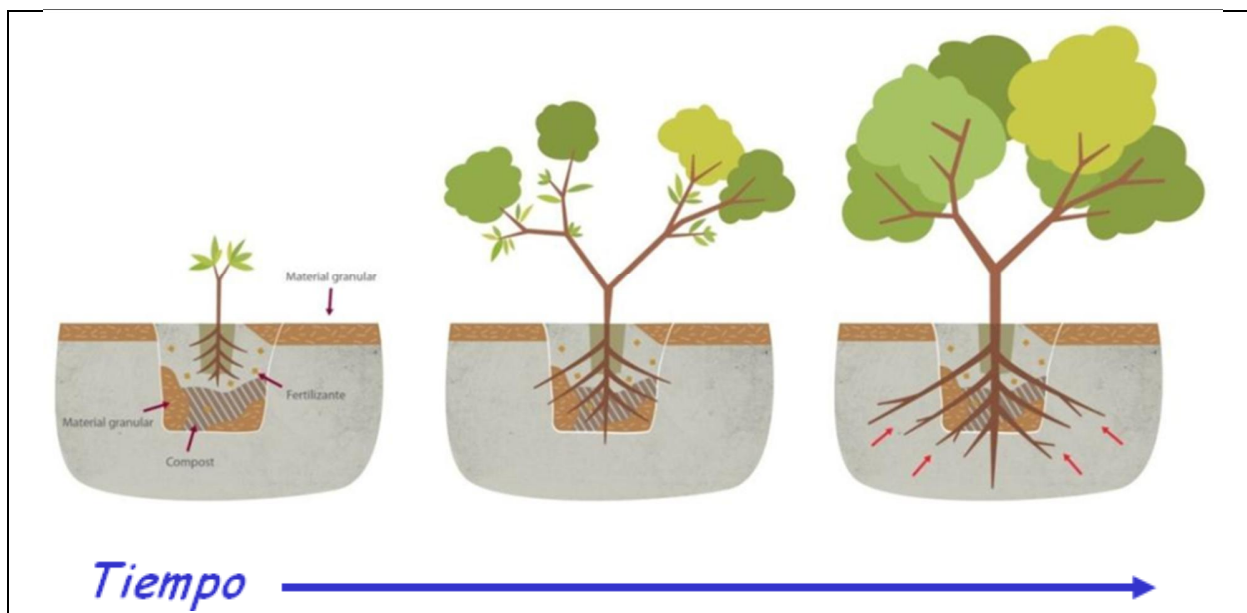
### **Metales pesados no esenciales**

El análisis de los metales no esenciales cromo, plomo, cadmio y mercurio solo se hizo a partir del monitoreo de primavera en plantas del ensayo, mientras que alcanzó a ser aplicado a cuatro especies del entorno que fueron muestreadas complementariamente en verano: acacia saligna, maitén, litre y quilo. Arsénico fue muestreado en todas las especies y en todas las instancias de monitoreo.

En términos generales, es importante considerar que la bioacumulación está asociada intrínsecamente al paso del tiempo y a la permanencia en la planta de los tejidos vegetales muestreados. Según sea la estrategia de vida de la planta (y eventualmente de tolerancia a los metales pesados), será la cantidad de tiempo que efectivamente puedan durar las hojas en el follaje. Hay especies que presentan estrategias de acumulación en vacuolas, otras impiden que el metal llegue al follaje, fijándolo en las raíces y otras permiten que se acumule hasta un cierto umbral y luego botan la hoja, de modo que el nuevo tejido no presenta bioacumulación. Por ende, es muy relevante al interpretar los resultados, contextualizar el tiempo de vida que tienen las plantas evaluadas. Las plantas del entorno, por ejemplo, tienen más años (el follaje persistente puede durar entre 3 y 4 años en la mayoría de las especies esclerófilas) que las plantas (o el follaje) del ensayo. Esto es un aspecto que justifica la prolongación del período de monitoreo para estos metales en plantas del ensayo, hasta que por lo menos se compruebe una renovación completa del follaje y puedan ser muestreados los máximos niveles de acumulación de las hojas que persistan más tiempo.

La figura 5.35 representa la secuencia de desarrollo radicular de las plantas a través del tiempo, donde se aprecia que en la medida que avanzan los monitoreos, existe mayor compenetración de la planta con el relave a través de sus raíces y por ende hay un mayor potencial de absorción de los elementos que este sustrato aporte. Se aprecia que al comienzo (primer monitoreo), la información capturada proviene de una interacción entre las raíces de la planta y lo que contenía la casilla (fertilizante, material granular, sustrato de la bolsa en que venía la planta del vivero y compost, en el caso de T2). En la medida que transcurre el tiempo (monitoreos de primavera (centro) y de verano-otoño (derecha), las raíces se encuentran explorando cada vez más fuera de la casilla original, y por ende, "capturando más información" del relave propiamente tal y por ende, reflejando mejor lo que podrían ser las absorciones y concentraciones de elementos en el mediano y largo plazo.

**Figura 5.35. Representación de la influencia del tiempo en el desarrollo de la planta y en su interacción con el relave**



**Arsénico.** En relación al arsénico en el tejido vegetal, se observó que la mayor parte de los contenidos de este elemento encontrados en las plantas del ensayo son tan bajos (de hecho por ello no aparecen en los gráficos), ya que son inferiores a los límites de detección (Figura 5.36). Lo mismo se comprueba en el caso de muestras de plantas del vivero, a excepción de pimienta y huingán, ambas anacardiáceas. En las plantas del entorno, en el primer monitoreo destaca romerillo con una concentración notablemente superior al resto, pero siempre muy por debajo del umbral de toxicidad, situado en 20 mg/kg según diversos autores. En las campañas de primavera, verano y otoño, algarrobo aparece con valores estables en torno a 0,2 mg/kg, mientras que romerillo se mantiene en torno a 0,15 mg/kg en los cuatro monitoreos. Pimienta presenta valores inferiores, del orden 0,1 mg/kg en todos los casos. El resto de las especies presentan valores muy bajos o indetectables.

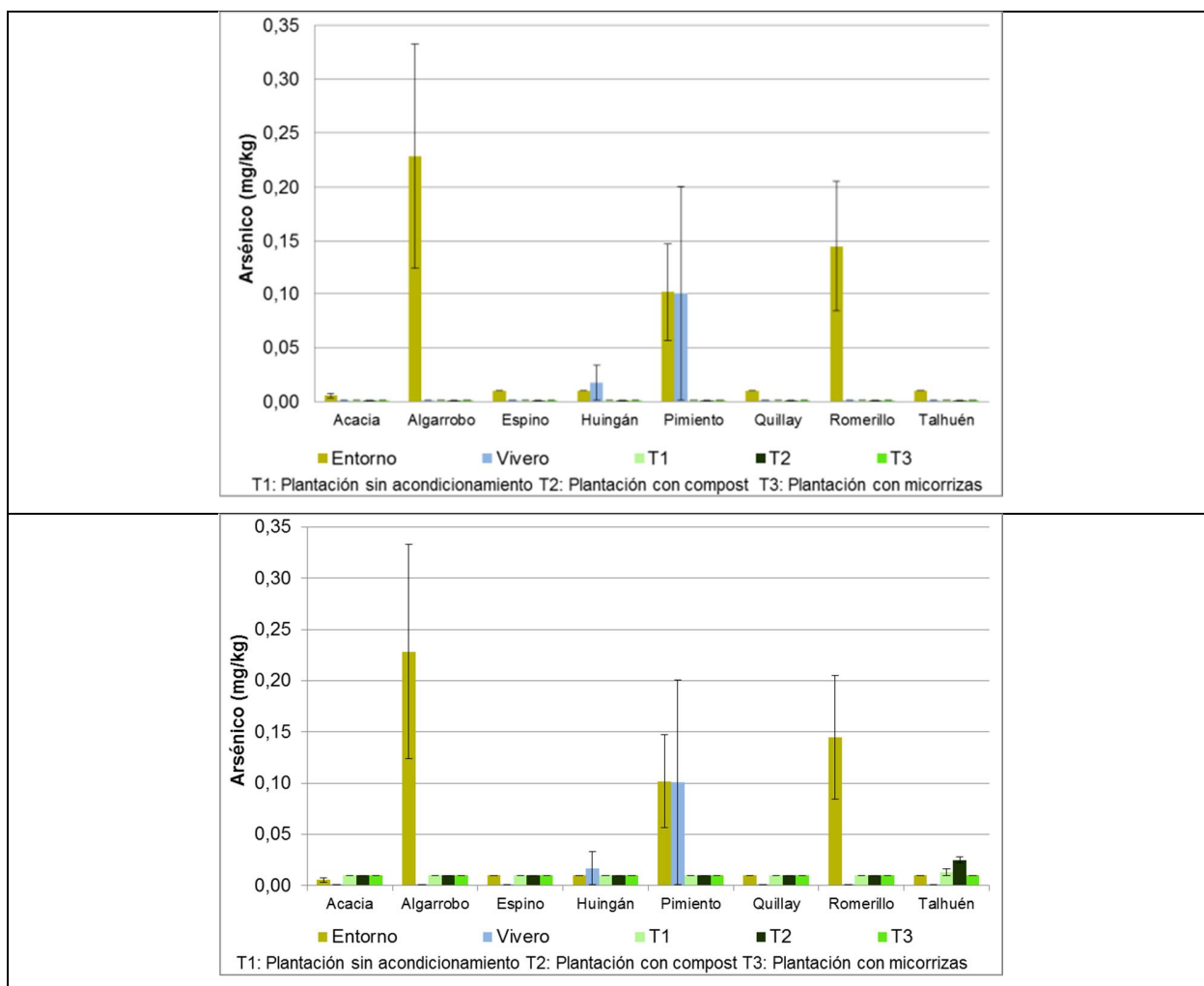
En el ensayo, todos los valores tienden a igualarse en torno al límite de detección analítica, lo que revela que este elemento no sería relevante en ninguna especie sobre el tranque de relave y no sería afectado por los tratamientos.

Arsénico se presenta como anión en el suelo, al igual que selenio y molibdeno, lo que determina que sea más soluble en condiciones alcalinas. Los aniones se adhieren firmemente a los óxidos

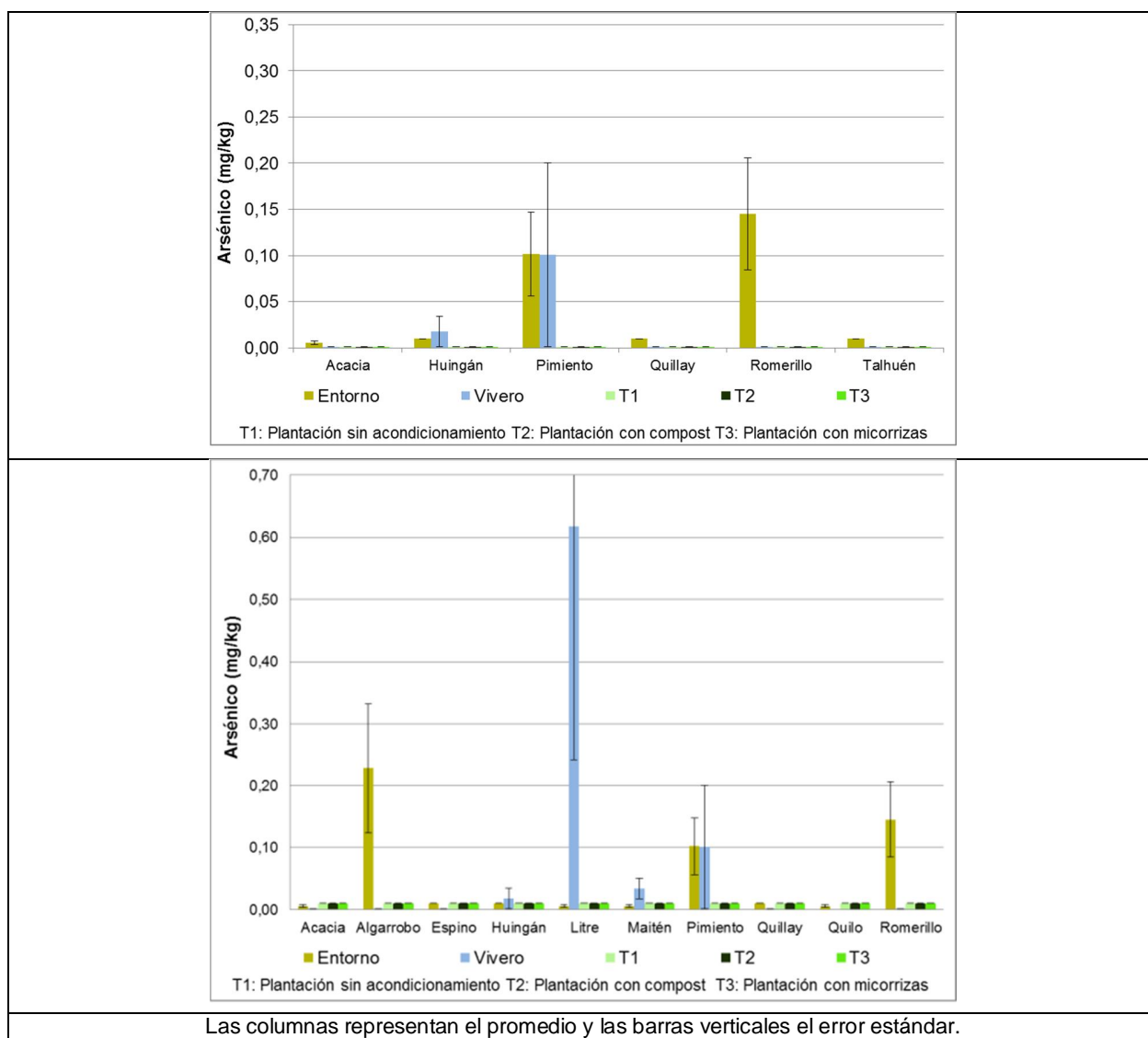


de Fe en condiciones de bajo pH (Miller y Miller, 2000). Según estudios citados por Epstein (2003), el arsénico tiende a acumularse en raíces, lo que reduce su concentración en la parte aérea de las plantas.

**Figura 5.36. Contenido de As en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de invierno, primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno y vivero**







**Cromo.** En relación al cromo, los valores encontrados en plantas del ensayo varían ligeramente entre estaciones monitoreadas. En primavera, la mayor parte de los valores se encuentran en el rango de 0,15 a 0,25 mg/kg; en el verano los valores descienden generalizadamente por debajo de 0,1 mg/kg, mientras que en otoño vuelven a aumentar hacia un rango de 0,25 a 0,5 mg/kg y espino sobresale con valores cercanos a 1 mg/kg.

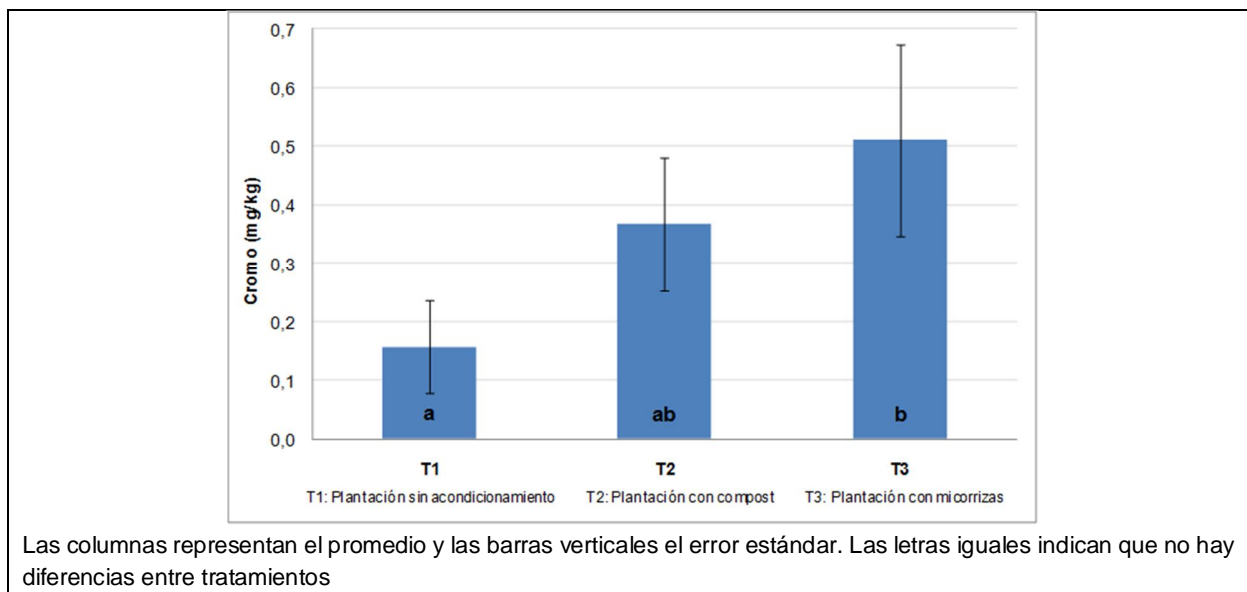
La especie talhuén presentó los valores más altos en el conjunto de los tres tratamientos en primavera, mientras que pimiento y romerillo destacaron en verano y espino en otoño. Por la

forma en que se están distribuyendo las concentraciones en el tiempo y entre especies, se infiere que la dinámica de las plantas del ensayo respecto de este elemento no presenta aún una estabilidad ni una tendencia consistente. En el muestreo de verano, los valores en general estuvieron por debajo de 0,10 mg/kg, salvo en pimienta y romerillo, que superaron en al menos uno de los tratamientos (T1 y T2, respectivamente) los 0,4 mg/kg. Por la aislación y distanciamiento del resto de estos datos, es factible que haya un error analítico, especialmente en el caso de pimienta.

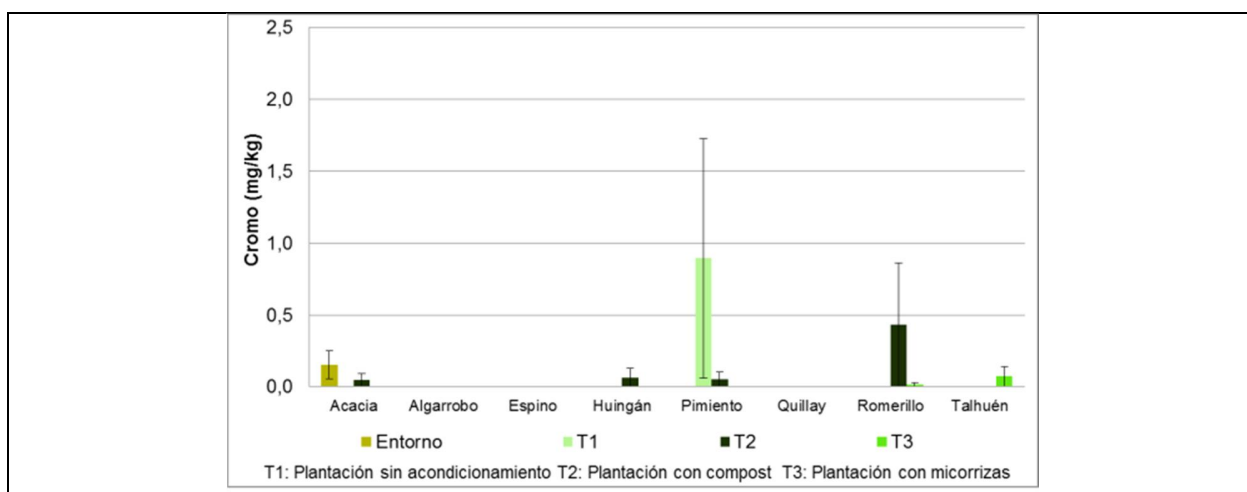
La presencia normal de este elemento en las plantas varía ampliamente. Según Raskin y Ensley (2000) la concentración normal en follaje de plantas fluctúa entre 0,2 y 5 mg/kg. Varios autores citados por Sopper (1993) sugieren que 2 mg/kg es la tolerancia máxima permitida para cultivos agrícolas. Sin embargo, de acuerdo a Epstein (2003), en hojas de maíz se presentan evidencias de toxicidad en un rango de 4 a 8 mg/kg, mientras que en tabaco este rango corresponde a 18 a 24 mg/kg y en avena asciende a 252 mg/kg, lo que refleja la amplia variación de los umbrales según la especie. El cromo no es un elemento que las plantas necesiten para vivir, sin embargo, las plantas absorben este elemento de manera casi proporcional a su abundancia en la solución suelo. En pastos abonados con lodos residuales con alto contenido de cromo, la concentración se ha elevado hasta 11,6 mg/kg. El umbral de fitotoxicidad no es uniforme o estándar, ya que depende del tipo de planta (gramíneas o dicotiledóneas, pastos o árboles, entre otros). Los valores encontrados en todos los monitoreos están por debajo de los umbrales de referencia citados, en todas las especies evaluadas (Figura 5.38). Al comparar con los valores encontrados en plantas del entorno, solo en acacia saligna se registró un valor por sobre el límite de detección analítico, correspondiente a 0,15 mg/kg, mientras que en maitén, litre y quilo no hubo registro analítico del elemento.

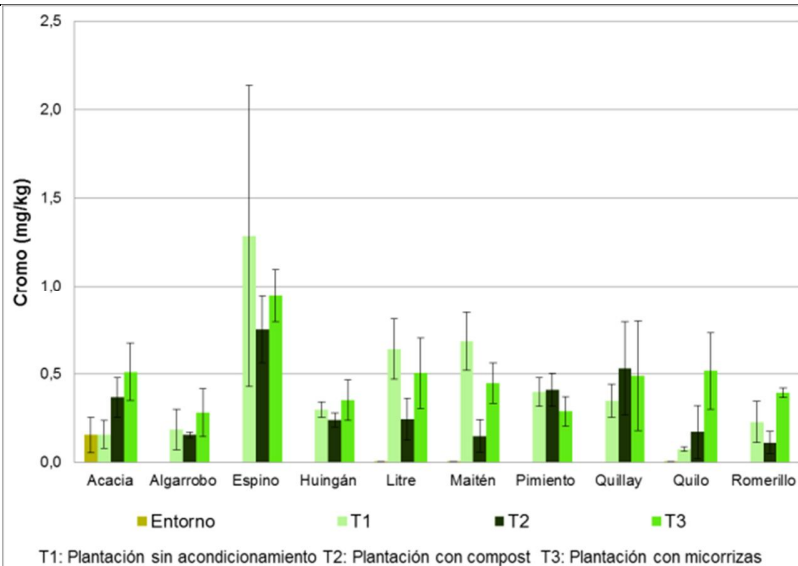
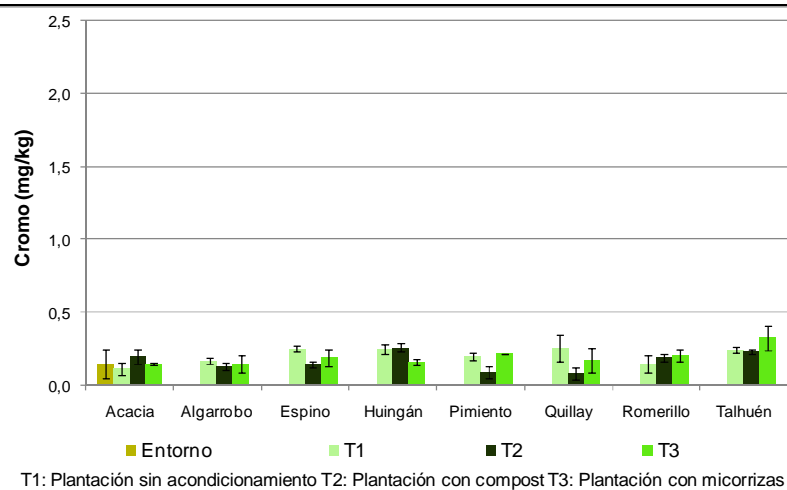
Referente a la incidencia de los tratamientos en alguna especie, se comprobó que sólo en acacia saligna en otoño, se comprueba una diferencia estadísticamente significativa, en que T3 supera a T1 y T2. Pero no se trata de una diferencia muy potente, dadas las asociaciones que se establecen tras aplicar el test estadístico (Wilcoxon-Wilcox).

**Figura 5.37. Comparación estadística de contenido de Cr entre tratamientos en tejido foliar de acacia saligna en muestreo de otoño**



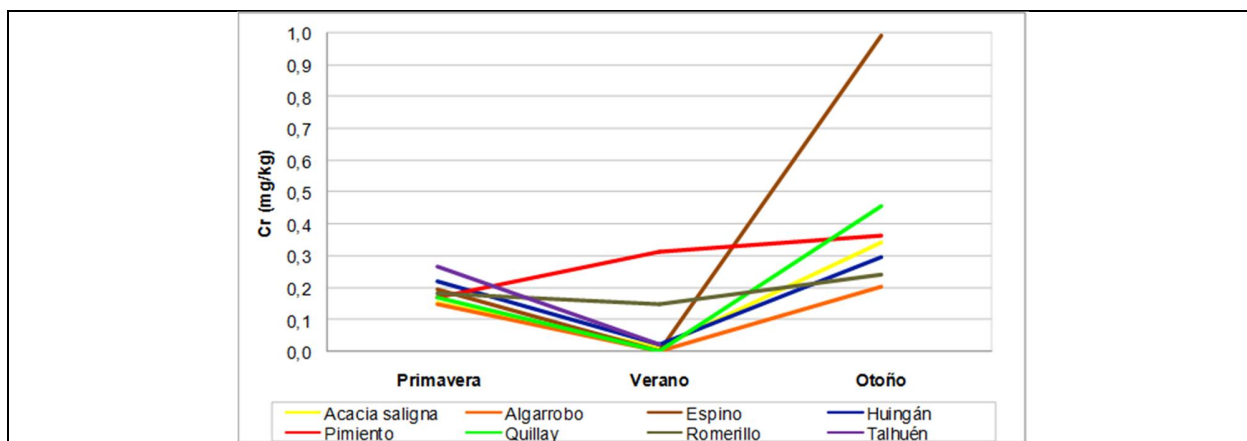
**Figura 5.38. Contenido de Cr en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno**





Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.

**Figura 5.39. Evolución de las concentraciones de Cr en el tiempo, en follaje de plantas del ensayo (promedio de los tratamientos)**



**Plomo.** Referente al plomo, en las especies evaluadas en el ensayo sobre el tranque Quillayes, el monitoreo de primavera determinó contenidos en un rango de 0,2 mg/kg a 0,8 mg/kg, siendo las especies espino y talhuén las que más se elevaron en este rango, sin que hubiese un tratamiento que en específico representase estas alzas. En el verano, los rangos se elevaron entre 0,5 mg/kg y 3,7 mg/kg, alcanzándose los máximos en las especies algarrobo, espino, huingán y romerillo, y en el tratamiento T2 en todos los casos. Al comparar estos valores con los datos del entorno que se tienen de este elemento para las especies acacia saligna, litre, maitén y quilo, se aprecia que las especies del entorno litre, maitén y quilo presentan concentraciones más altas, en un rango de 1,5 mg/kg a 4,5 mg/kg, aproximadamente (en acacia saligna la concentración estuvo bajo el límite de detección analítico). En el último monitoreo, otoño, la concentración de Pb en todas las especies y en todos los tratamientos, es muy pareja y está por debajo de 0,5 mg/kg. Las concentraciones en el follaje de las plantas adultas del entorno que fueron muestreadas, litre, maitén y quilo, es muy superior, llegando a superar los 3 mg/kg y los 4 mg/kg en maitén y quilo, respectivamente. Esto podría deberse a que los individuos muestreados se encuentran cerca de caminos por donde circula todo tipo de vehículos, con combustibles con trazas de plomo y posiblemente residuos en el suelo de este elemento de décadas anteriores en que la gasolina contenía mayor concentración de este elemento.

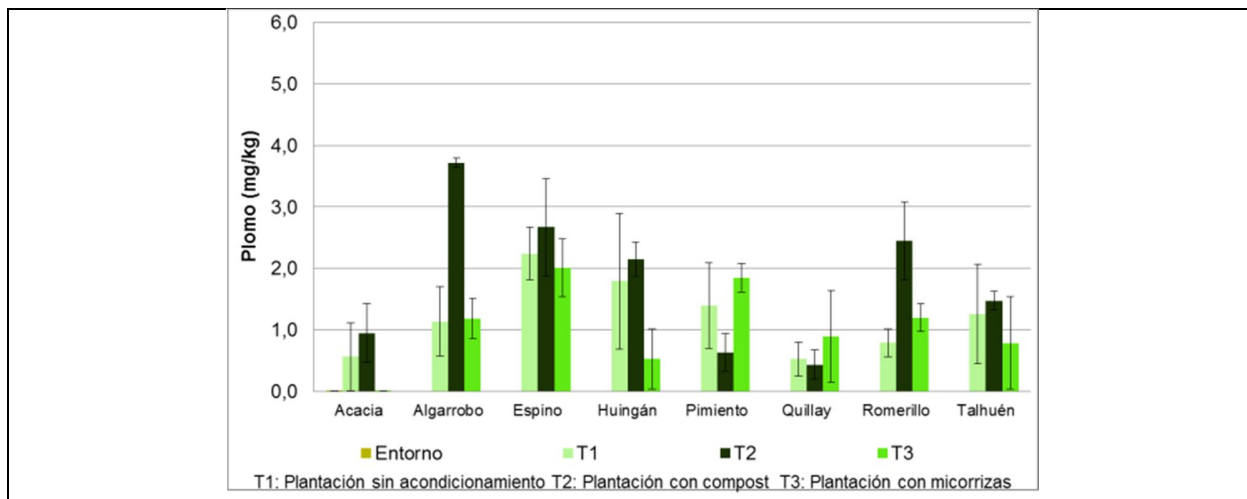
A pesar de ser más altos que los de otoño, tanto los valores de primavera como los de verano, están muy por debajo que los umbrales de referencia situados en 10 mg/kg (Figura 5.40). Diversos autores citados por Sopper (1993) sugieren que el umbral de tolerancia de plomo en cultivos agrícolas corresponde a 10 mg/kg y que en el caso de vegetales de consumo fresco o

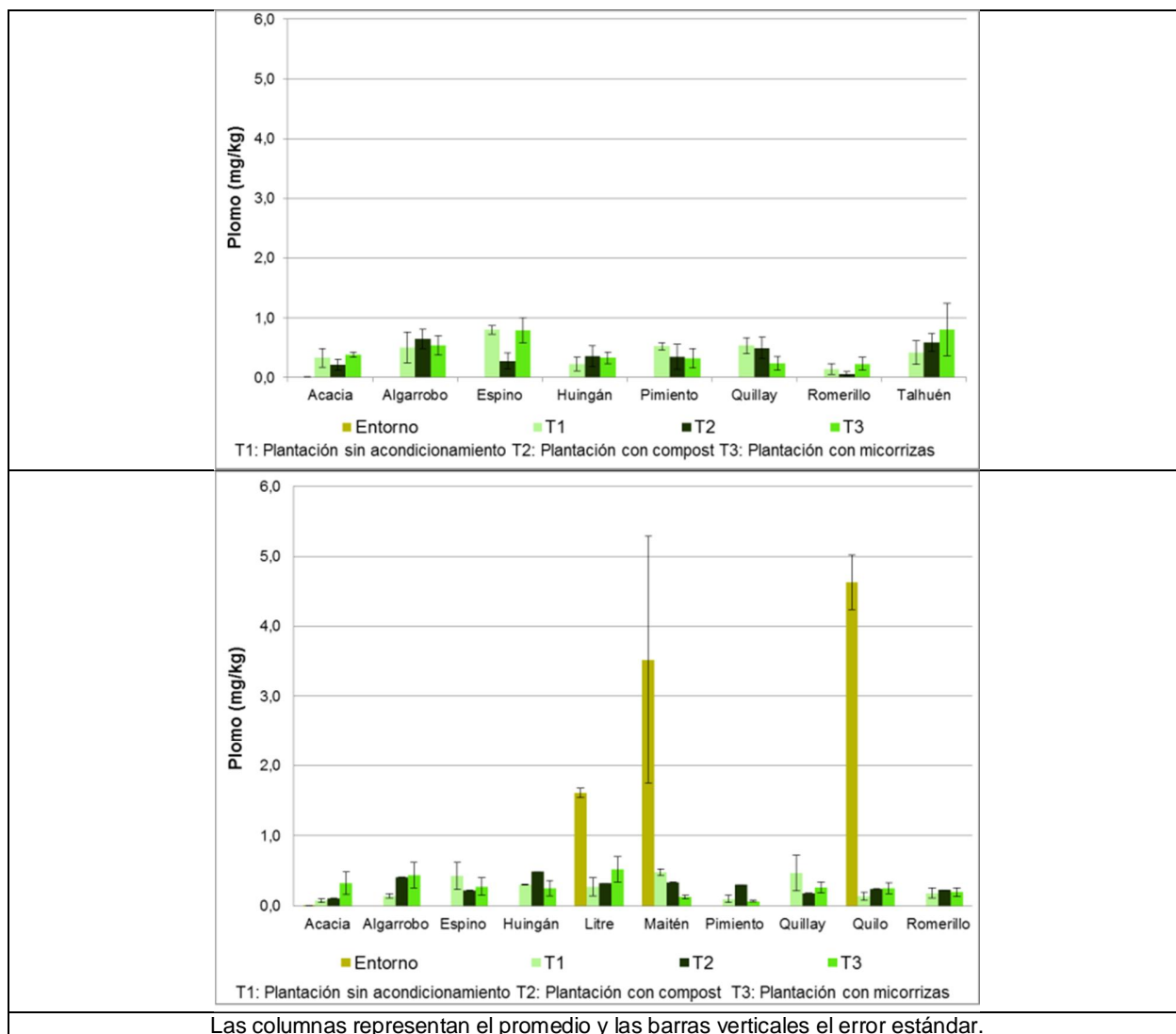
cocido como espinacas, lechugas y papas, el umbral se fije en torno a 2 mg/kg. De acuerdo a Raskin y Ensley (2000) el rango de concentración normal de este elemento fluctúa entre 0,1 mg/kg y 5 mg/kg.

El plomo no constituye un elemento esencial para humanos, animales y plantas. En general la retención de este elemento en el suelo es la más alta comparada con el resto de los elementos no esenciales. Estudios han demostrado que este metal permanece principalmente en la superficie del suelo, lo que minimiza el riesgo de contaminación de aguas subterráneas.

En el suelo, el Pb puede ligarse a la materia orgánica formando complejos de lenta liberación, adsorberse a las arcillas o asociarse a óxidos de Fe (Ghorayshi, 1989), por lo que la absorción de este elemento por las plantas es prácticamente nula, aun ante altas concentraciones de Pb en el suelo. De existir absorción de este metal, suele acumularse en las raíces (Acevedo *et al.* 2005). Estudios con Pb en hortalizas (lechuga) han determinado absorción de Pb de manera significativa a partir de una concentración de 300 mg/kg en el suelo (Witter, 1989).

**Figura 5.40. Contenido de Pb en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno**





Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.



**Cadmio.** En el caso del cadmio, en el muestreo de primavera los rangos de concentración en follaje fluctuaron mayoritariamente entre 0,05 mg/kg y 0,1 mg/kg, con espino, pimienta y romerillo superando este rango, con valores de 0,17 mg/kg (T3) en espino; 0,16 mg/kg (T1) en pimienta y 0,43 mg/kg, 0,31 mg/kg y 0,34 mg/kg (T1, T2 y T3, respectivamente) en romerillo. En el muestreo de verano todos los valores bajan salvo excepciones que parecen errores analíticos, mientras que en otoño se retorna a valores similares a los de primavera, con maitén y romerillo sobresaliendo notablemente en todos los tratamientos, aunque T2 más rezagado. El valor más alto en el último monitoreo corresponde a 0,31 mg/kg en T1 en romerillo, lo que refleja que las enmiendas compost y micorriza no están afectando adversamente (incremento de concentración) la concentración en follaje. En el muestreo de verano, todas las concentraciones en todas las especies y sin variación por tratamiento, estuvieron en el límite de detección, a excepción de T1 en acacia saligna y T2 en talhuén (aparentemente errores analíticos), ascendiendo a cerca de 0,18 mg/kg.

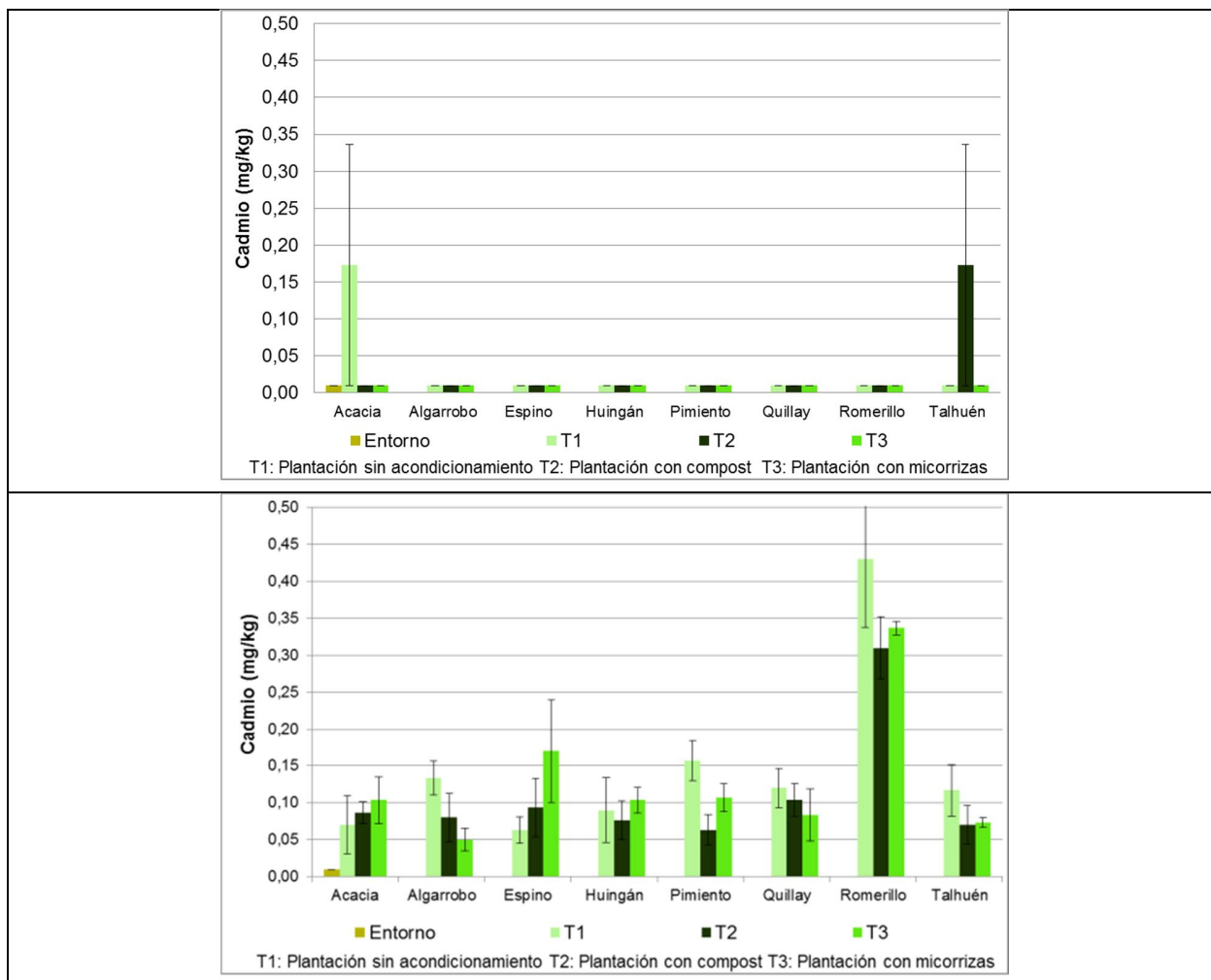
De los resultados disponibles hasta la fecha, se infiere que tampoco se está produciendo una tendencia clara a la bioacumulación de este elemento. No se aprecia una tendencia consistente que refleje que un tratamiento en particular propicia una mayor concentración en todas las especies.

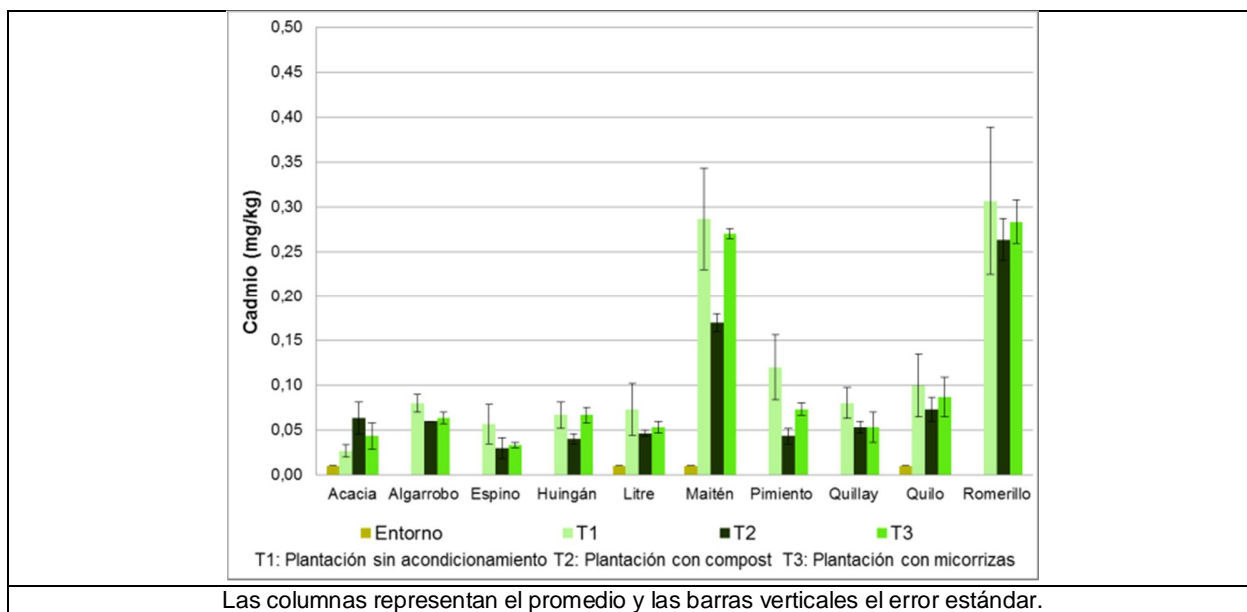
En las plantas del entorno, este metal fue medido solo en cuatro especies en el monitoreo de verano y en todas estas la concentración estuvo por debajo del límite de detección analítico.

Diversos autores citados por Sopper (1993) sugieren en 3 mg/kg el umbral de tolerancia para su presencia en cultivos agrícolas y valores aún más bajos, que fluctúan entre 1 mg/kg y 3,85 mg/kg para espinaca, lechuga y papa. Los valores normales o usuales en plantas se sitúan entre 0,1 y 3 mg/kg (Raskin y Ensley, 2000). En consecuencia, todos los valores encontrados en el follaje de plantas del ensayo, incluso los valores aparentemente anómalos de acacia saligna y talhuén en verano, están muy por debajo de los umbrales de riesgo y lejos de cualquier efecto fitotóxico (Figura 5.41).

Cadmio es fuertemente adsorbido por la materia orgánica del suelo. En los suelos ácidos aumentan la absorción de Cd por las plantas, lo que no es el caso del tranque Quillayes en la actualidad. Una característica del Cd es su fácil transferencia del suelo a los vegetales, siendo uno de los metales que mejor absorben las plantas.

**Figura 5.41. Contenido de Cd en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno**





En los gráficos de primavera y verano no aparecen maitén, litre ni quilo, dado que no fueron muestreados en plantas del ensayo. En estas tres especies en el entorno, además de acacia saligna, se analizó Cd en el muestreo de verano, pero los valores estuvieron todos por debajo del límite de detección (0,01 mg/kg). A partir del muestreo de otoño de 2013 se integran las tres especies antes mencionadas. Destacan maitén y romerillo, ambas con concentraciones similares entre sí y muy superiores al resto de las especies, aunque siempre por debajo de los umbrales de riesgo y dentro de los rangos normales de concentración de este elemento en plantas. La influencia del compost (tratamiento 2) no es estadísticamente superior al resto de los tratamientos. En la mayoría de los casos la concentración en este tratamiento es inferior a los otros dos tratamientos, salvo en los casos de acacia saligna en otoño y talhuén en verano.

**Mercurio.** En relación con el mercurio, los resultados de concentración en follaje en las plantas del ensayo, están todos por debajo del límite de detección analítico, en las tres estaciones monitoreadas, con excepción de talhuén en primavera, en que de todos modos la concentración alcanzada es muy baja (0,02 mg/kg aproximadamente), y de quilo en otoño, con un resultado - al parecer anómalo- de 0,009 mg/kg aproximadamente (Figura 5.42). No hay evidencias de que algún tratamiento incida consistentemente en el incremento de absorción de este elemento.

Para este elemento no existen umbrales genéricos de fitotoxicidad para las plantas. Autores citados por Munshower (1993) señalan que en suelos ricos en mercurio el contenido de este elemento en el tejido vegetal puede fluctuar entre 1 y 3,5 mg/kg, sin mostrar las plantas síntomas de toxicidad. Lo mismo ocurre en la zona de Almadén, en España, donde especies

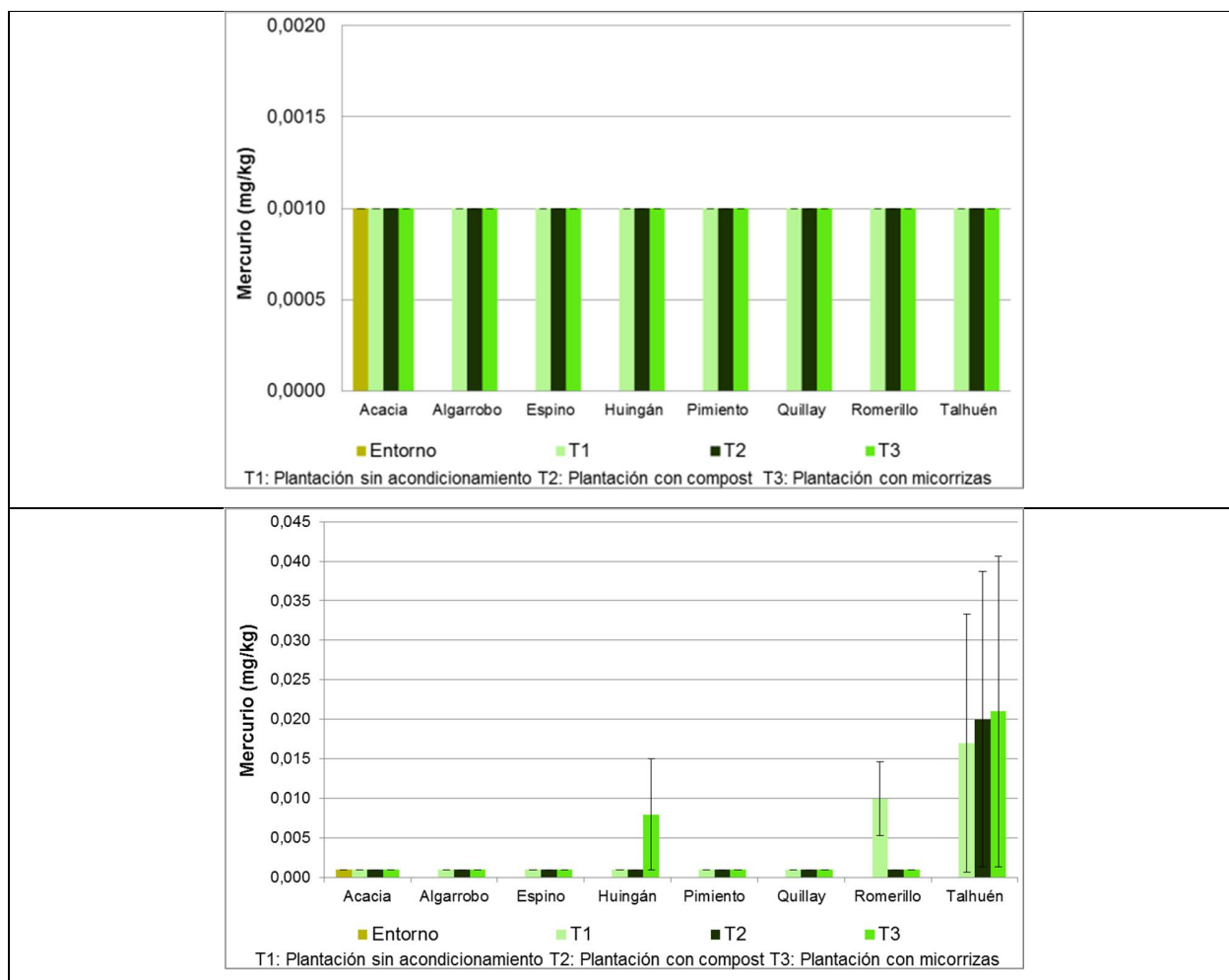
que crecen naturalmente en suelos ricos en Hg alcanzan contenidos en follaje que fluctúan entre 7,3 y 23 mg/kg, sin mostrar síntomas de toxicidad (Moreno-Jiménez *et al.*, 2006). Estas referencias, sitúan a las plantas del ensayo de MLP muy lejos de cualquier síntoma de absorción o de toxicidad.

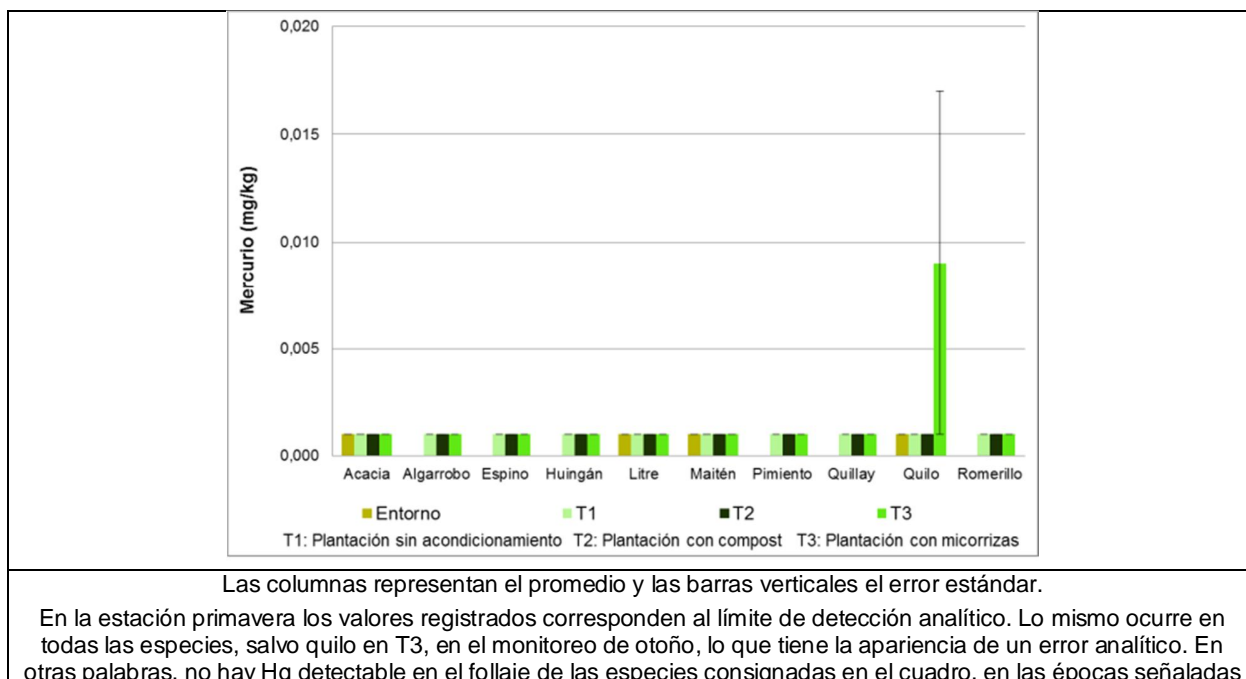
En las especies muestreadas en el entorno: acacia saligna, maitén, litre y quilo, no se detectó mercurio en el follaje. Se considera que esta muestra es representativa de la baja presencia de este elemento en el entorno natural.

Si bien el Hg es altamente tóxico para animales, no hay registros de envenenamiento vía cadena alimenticia a través del sistema suelo – planta, debido a la prácticamente nula absorción de este elemento por parte de los vegetales. Estudios en Escandinavia demuestran que incluso con altas concentraciones en el suelo, las plantas no lo absorben ni se produce lixiviación (Witter, 1989). El único riesgo de dispersión de Hg es a través de la evaporación de formas volátiles o vía erosión de suelo. El rango de concentración normal de Hg en suelo fluctúa entre 0,01 y 0,5 mg/kg (Bowen, 1979), mientras que la concentración considerada crítica es de 5 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1984).

El mercurio debe estar en forma metilada para ser absorbido y para ello se requieren condiciones anaeróbicas estables, lo que ocurre en sedimentos acuáticos (Beauford *et al.*, 1977). La metilación del mercurio no es común en suelos superficiales terrestres. Es a través de plantas acuáticas que se puede producir la bioacumulación que generalmente produce preocupación social y no a través de plantas terrestres. Los estudios que señalan absorción de mercurio por plantas terrestres son en general realizados en ambientes hidropónicos con soluciones muy concentradas (Beauford *et al.*, 1977), que no se relacionan con las concentraciones esperadas en la solución suelo del tranque Quillayes.

**Figura 5.42. Contenido de Hg en follaje en las distintas especies y tratamientos del ensayo; monitoreos de primavera, verano y otoño (en orden descendente) en relación a contenidos en entorno**





### 5.3 Seguimiento de tejido radicular de plantas del ensayo

Al comparar las distintas especies en cuanto a su capacidad de acumular los elementos analizados en el tejido radicular, destaca maitén, al igual que en el caso de la línea base radicular de plantas del entorno, especie en que se registraron los mayores contenidos (en relación a las otras especies) de P, Cu, Zn, Mn, Mo, Pb, Cr, Cd, As y Hg. Acacia destaca por sobre otras especies en los elementos N, Zn, Mo, Pb y Cr. Huigán también destaca con mayores contenidos de K, Cu, Mn y Mo. Por otra parte, en las especies quilo, romerillo, pimiento y algarrobo se registraron menores contenidos de ciertos elementos con mayor frecuencia en el seguimiento radicular. En quilo se encontraron bajos contenidos (en relación a las otras especies) para P, K, Zn, Pb y Cr. En el caso de romerillo fue en N, P, Cr y As. Pimiento destaca por menores contenidos en N, Cu, Mn y As. En tanto que algarrobo evidenció los menores contenidos para Mo, Cd, As y Hg.

El tratamiento 2 (compost en la casilla) está determinando una mayor acumulación en raíces para la mayoría de las especies de los siguientes elementos: P, K, Zn, Cr y Pb. Esto se debería a la incidencia que tiene en la reducción de pH en la rizósfera (concentrada en la casilla), el proceso de descomposición y mineralización de la materia orgánica y al aporte de los elementos señalados por parte del compost.

A continuación se presentan los rangos y promedios para los contenidos de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en el tejido radicular según tratamiento, en comparación con los datos referenciales de plantas del entorno y del vivero, en las distintas especies en estudio. Los registros de los análisis de laboratorio se presentan en el Anexo 3.

**Tabla 5.30. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de acacia saligna en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	1,55 - 2,28	1,94 - 2,45	1,63 - 1,88	1,52 - 1,96	2,08 - 2,36
	promedio	1,80	2,19	1,78	1,79	2,20
Fósforo (%)	rango	0,14 - 0,19	0,21 - 0,32	0,14 - 0,37	0,07 - 0,12	0,17 - 0,24
	promedio	0,16	0,25	0,25	0,09	0,19
Potasio (%)	rango	0,86 - 1,12	0,95 - 1,14	0,83 - 1,22	0,60 - 0,87	0,50 - 0,59
	promedio	0,96	1,07	1,01	0,76	0,55
Cobre (mg/kg)	rango	30,10 - 480,39	78,10 - 139,00	67,00 - 135,30	20,46 - 60,31	145,00 - 175,00
	promedio	194,50	116,03	98,57	37,16	158,33
Zinc (mg/kg)	rango	5,60 - 11,95	28,90 - 49,00	10,00 - 11,70	40,64 - 53,79	50,00 - 83,00
	promedio	8,52	38,76	10,57	48,52	62,00
Manganeso (mg/kg)	rango	34,70 - 132,67	57,80 - 93,00	34,90 - 51,00	90,40 - 205,50	142,00 - 235,00
	promedio	69,79	79,18	42,37	142,21	176,67
Molibdeno (mg/kg)	rango	29,20 - 124,00	30,60 - 150,00	31,40 - 134,00	9,58 - 12,87	3,30 - 5,82
	promedio	82,34	74,93	69,17	11,03	4,58
Arsénico (mg/kg)	rango	-	0,13 - 0,30	<0,001 - 0,03	0,05 - 0,20	3,05 - 4,55
	promedio	<0,001	0,19	<0,01	0,13	3,97
Cromo (mg/kg)	rango	0,50 - 2,32	1,37 - 5,26	0,81 - 1,68	1,86 - 2,34	
	promedio	1,21	2,96	1,29	2,03	
Cadmio (mg/kg)	rango	0,28 - 0,41	0,26 - 0,81	0,21 - 0,47	0,24 - 0,40	
	promedio	0,34	0,50	0,33	0,32	
Plomo (mg/kg)	rango	1,09 - 3,51	2,18 - 3,54	0,56 - 1,11	2,28 - 4,22	
	promedio	2,14	2,84	0,92	2,96	
Mercurio (mg/kg)	rango	0,05 - 0,25	0,03 - 0,05	<0,001 - 0,022	-	
	promedio	0,12	0,04	<0,01	<0,001	



**Tabla 5.31. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de algarrobo en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	1,17 - 1,34	0,97 - 1,84	1,09 - 1,60	1,89 - 2,50	1,76 - 2,07
	promedio	1,28	1,47	1,29	2,15	1,93
Fósforo (%)	rango	0,14 - 0,15	0,14 - 0,22	0,11 - 0,14	0,06 - 0,16	0,19 - 0,24
	promedio	0,14	0,17	0,12	0,12	0,21
Potasio (%)	rango	0,83 - 0,99	0,91 - 1,12	0,68 - 0,83	0,87 - 1,00	0,90 - 0,94
	promedio	0,89	0,98	0,76	0,92	0,92
Cobre (mg/kg)	rango	25,00 - 51,46	28,00 - 630,47	24,60 - 38,30	16,32 - 43,30	26,00 - 30,00
	promedio	36,79	231,52	33,30	25,53	28,00
Zinc (mg/kg)	rango	7,80 - 11,57	12,50 - 30,97	6,20 - 9,90	13,81 - 26,00	21,00 - 25,00
	promedio	9,12	19,82	7,70	18,37	23,33
Manganeso (mg/kg)	rango	45,00 - 71,32	39,60 - 104,20	35,50 - 61,30	63,40 - 244,60	22,00 - 28,00
	promedio	55,77	63,93	45,60	127,31	25,00
Molibdeno (mg/kg)	rango	14,10 - 21,29	10,70 - 33,00	5,40 - 28,00	1,47 - 9,92	3,62 - 6,66
	promedio	17,46	18,75	13,43	5,14	4,80
Arsénico (mg/kg)	rango	-	-	-	<0,001 - 0,40	<0,001 - 1,05
	promedio	<0,001	<0,001	<0,001	<0,13	<0,37
Cromo (mg/kg)	rango	0,29 - 2,48	0,59 - 3,87	0,56 - 1,59	0,85 - 1,23	
	promedio	1,17	1,82	1,01	1,08	
Cadmio (mg/kg)	rango	0,05 - 0,26	0,07 - 0,25	0,02 - 0,19	0,11 - 0,28	
	promedio	0,1533333333	0,18	0,12	0,19	
Plomo (mg/kg)	rango	<0,02 - 1,67	1,02 - 2,70	<0,02 - 1,32	0,40 - 1,53	
	promedio	<0,99	1,74	<0,60	0,83	
Mercurio (mg/kg)	rango	<0,001 - 0,04	-	-	-	
	promedio	<0,022	<0,001	<0,001	<0,001	

**Tabla 5.32. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de espio en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	1,60 - 2,11	1,86 - 2,71	1,85 - 2,14	2,26 - 2,97	1,96 - 2,40
	promedio	1,91	2,26	1,95	2,55	2,21
Fósforo (%)	rango	0,18 - 0,21	0,24 - 0,28	0,15 - 0,27	0,05 - 0,08	0,16 - 0,21
	promedio	0,20	0,26	0,21	0,07	0,18
Potasio (%)	rango	0,96 - 0,99	0,93 - 1,14	0,90 - 1,01	0,48 - 0,71	1,00 - 1,10
	promedio	0,98	1,04	0,95	0,58	1,06
Cobre (mg/kg)	rango	46,03 - 97,00	79,00 - 104,10	112,00 - 158,40	45,20 - 711,00	29,00 - 34,00
	promedio	64,41	88,67	136,67	278,83	32,33
Zinc (mg/kg)	rango	10,78 - 18,00	18,74 - 30,00	13,80 - 17,80	13,10 - 40,00	16,00 - 20,00
	promedio	13,43	23,35	15,20	22,27	17,67
Manganeso (mg/kg)	rango	32,60 - 56,00	36,38 - 67,10	49,80 - 66,00	81,50 - 176,00	17,00 - 22,00
	promedio	42,81	56,16	59,83	122,90	19,00
Molibdeno (mg/kg)	rango	31,95 - 45,00	26,15 - 41,00	34,70 - 78,00	7,37 - 12,99	7,90 - 8,79
	promedio	39,65	32,88	50,33	10,20	8,22
Arsénico (mg/kg)	rango	-	<0,001 - 0,175	<0,001 - 0,15	0,20 - 0,43	0,55 - 0,80
	promedio	<0,001	<0,06	<0,05	0,32	0,63
Cromo (mg/kg)	rango	0,13 - 1,43	1,57 - 2,44	1,01 - 1,62	0,32 - 1,07	
	promedio	0,83	1,94	1,40	0,79	
Cadmio (mg/kg)	rango	0,13 - 0,38	0,12 - 0,23	0,17 - 0,27	0,15 - 0,28	
	promedio	0,21	0,18	0,23	0,21	
Plomo (mg/kg)	rango	<0,02 - 0,81	0,92 - 1,56	0,62 - 1,48	<0,02 - 0,83	
	promedio	<0,41	1,20	0,99	<0,46	
Mercurio (mg/kg)	rango	<0,001 - 0,08	<0,001 - 0,025	<0,001 - 0,05	-	
	promedio	<0,04	<0,02	<0,02	<0,001	

**Tabla 5.33. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de huingán en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	0,53 - 0,69	0,58 - 0,98	0,55 - 0,67	0,86 - 1,20	0,50 - 0,77
	promedio	0,62	0,74	0,59	1,03	0,61
Fósforo (%)	rango	0,10 - 0,17	0,14 - 0,30	0,14 - 0,17	0,09 - 0,20	0,22 - 0,26
	promedio	0,14	0,21	0,16	0,13	0,24
Potasio (%)	rango	1,73 - 2,12	1,63 - 1,93	1,58 - 1,87	1,24 - 2,08	1,11 - 1,26
	promedio	1,92	1,75	1,77	1,77	1,18
Cobre (mg/kg)	rango	88,00 - 522,22	51,40 - 184,00	124,00 - 235,70	18,40 - 1288,00	77,00 - 143,00
	promedio	296,17	111,41	172,67	442,37	108,67
Zinc (mg/kg)	rango	10,00 - 12,11	15,10 - 55,00	9,20 - 14,00	18,30 - 100,70	22,00 - 32,00
	promedio	11,07	30,07	11,20	51,30	28,67
Manganeso (mg/kg)	rango	65,00 - 154,49	44,00 - 117,00	87,80 - 94,00	124,20 - 227,60	48,00 - 85,00
	promedio	100,00	70,23	91,20	175,23	68,67
Molibdeno (mg/kg)	rango	19,00 - 128,00	18,24 - 77,00	7,00 - 81,00	3,52 - 6,92	5,37 - 7,66
	promedio	68,57	39,01	33,40	5,10	6,18
Arsénico (mg/kg)	rango	-	-	-	<0,001 - 0,20	0,30 - 1,05
	promedio	<0,001	<0,001	<0,001	<0,07	0,72
Cromo (mg/kg)	rango	0,36 - 1,40	0,80 - 3,35	0,37 - 2,04	0,14 - 1,11	
	promedio	0,79	1,83	1,10	0,66	
Cadmio (mg/kg)	rango	0,11 - 0,28	0,15 - 0,32	0,24 - 0,35	0,16 - 0,26	
	promedio	0,19	0,24	0,29	0,20	
Plomo (mg/kg)	rango	0,52 - 1,27	1,63 - 2,71	0,80 - 2,10	-	
	promedio	0,79	2,07	1,41	<0,02	
Mercurio (mg/kg)	rango	<0,001 - 0,125	0,025 - 0,097	-	-	
	promedio	<0,04	0,05	<0,001	<0,001	

**Tabla 5.34. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de litre en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	0,59 - 0,78	0,69 - 0,83	0,29 - 0,67	0,67 - 0,81	0,73 - 0,83
	promedio	0,69	0,75	0,51	0,74	0,77
Fósforo (%)	rango	0,13 - 0,19	0,22 - 0,25	0,14 - 0,17	0,08 - 0,10	-
	promedio	0,17	0,23	0,16	0,09	0,16
Potasio (%)	rango	1,33 - 1,65	1,78 - 1,90	1,41 - 1,59	1,51 - 1,81	1,37 - 1,46
	promedio	1,50	1,85	1,47	1,66	1,43
Cobre (mg/kg)	rango	61,20 - 112,87	94,60 - 124,00	79,10 - 101,40	10,51 - 59,92	113,00 - 121,00
	promedio	87,36	109,53	93,17	32,51	117,00
Zinc (mg/kg)	rango	10,61 - 15,00	23,25 - 60,00	8,00 - 9,60	6,99 - 27,27	29,00 - 31,00
	promedio	12,70	39,82	9,00	18,11	29,67
Manganeso (mg/kg)	rango	44,60 - 77,16	40,48 - 101,00	51,10 - 125,00	73,65 - 180,62	84,00 - 97,00
	promedio	63,59	78,39	90,87	125,07	90,67
Molibdeno (mg/kg)	rango	14,40 - 29,00	19,71 - 40,00	13,10 - 73,00	2,27 - 6,92	4,66 - 7,48
	promedio	23,23	30,17	34,37	4,63	5,70
Arsénico (mg/kg)	rango	-	-	-	-	1,13 - 1,55
	promedio	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1,33
Cromo (mg/kg)	rango	0,51 - 1,19	1,06 - 3,24	0,17 - 1,44	1,04 - 1,44	
	promedio	0,79	2,09	0,95	1,28	
Cadmio (mg/kg)	rango	0,15 - 0,36	0,20 - 0,29	0,10 - 0,31	0,11 - 0,42	
	promedio	0,23	0,23	0,23	0,28	
Plomo (mg/kg)	rango	0,22 - 1,65	1,54 - 3,29	<0,02 - 0,99	0,04 - 1,54	
	promedio	0,92	2,51	<0,48	0,90	
Mercurio (mg/kg)	rango	0,025 - 0,032	<0,001 - 0,05	<0,001 - 0,075	-	
	promedio	0,03	<0,03	<0,03	<0,001	

**Tabla 5.35. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de maitén en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	1,05 - 1,25	1,19 - 1,29	1,09 - 1,23	0,71 - 1,79	1,11 - 1,31
	promedio	1,15	1,26	1,16	1,10	1,20
Fósforo (%)	rango	0,20 - 0,21	0,33 - 0,45	0,25 - 0,33	0,06 - 0,17	0,17 - 0,20
	promedio	0,21	0,39	0,28	0,12	0,18
Potasio (%)	rango	0,71 - 0,78	1,31 - 1,75	0,79 - 1,38	0,61 - 1,33	0,72 - 0,97
	promedio	0,75	1,52	1,03	0,90	0,82
Cobre (mg/kg)	rango	113,20 - 299,00	97,19 - 297,30	82,90 - 135,00	49,50 - 729,50	173,00 - 185,00
	promedio	180,89	176,83	116,83	328,73	178,67
Zinc (mg/kg)	rango	18,29 - 29,00	55,25 - 70,40	16,00 - 20,20	19,6 - 113,90	31,00 - 33,00
	promedio	23,40	63,88	18,03	59,93	31,67
Manganeso (mg/kg)	rango	62,90 - 170,90	79,42 - 137,00	109,40 - 132,80	152,80 - 330,90	97,00 - 116,00
	promedio	122,60	111,24	121,07	220,73	107,33
Molibdeno (mg/kg)	rango	32,30 - 73,00	30,53 - 65,50	34,40 - 101,00	5,25 - 12,59	4,42 - 5,54
	promedio	48,00	51,68	58,80	9,15	5,13
Arsénico (mg/kg)	rango	0,025 - 0,125	0,225 - 0,325	<0,001 - 0,325	0,25 - 0,93	3,55 - 5,30
	promedio	0,075	0,29	<0,18	0,49	4,61
Cromo (mg/kg)	rango	0,46 - 2,37	3,74 - 5,06	0,82 - 3,20	0,46 - 0,79	
	promedio	1,43	4,40	1,94	0,59	
Cadmio (mg/kg)	rango	0,45 - 1,34	0,38 - 0,54	0,40 - 0,71	0,39 - 1,88	
	promedio	0,75	0,48	0,60	0,89	
Plomo (mg/kg)	rango	<0,02 - 2,99	3,30 - 4,57	0,52 - 3,11	0,13 - 1,06	
	promedio	<1,45	3,79	1,63	0,59	
Mercurio (mg/kg)	rango	0,025 - 0,40	0,025 - 0,125	<0,001 - 0,165	-	
	promedio	0,26	0,09	<0,11	<0,001	

**Tabla 5.36. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de pimiento en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	0,34 - 0,54	0,50 - 0,60	0,42 - 0,60	0,68 - 1,21	0,59 - 0,62
	promedio	0,45	0,56	0,51	0,92	0,61
Fósforo (%)	rango	0,12 - 0,17	0,20 - 0,33	0,19 - 0,22	0,08 - 0,19	0,17 - 0,20
	promedio	0,15	0,27	0,20	0,14	0,18
Potasio (%)	rango	1,41 - 1,74	1,94 - 2,29	1,79 - 2,04	1,77 - 2,11	1,16 - 1,26
	promedio	1,54	2,11	1,93	1,98	1,21
Cobre (mg/kg)	rango	23,40 - 34,00	53,90 - 83,00	50,90 - 78,30	15,12 - 21,48	76,00 - 94,00
	promedio	28,17	70,40	68,73	17,33	83,00
Zinc (mg/kg)	rango	5,80 - 7,00	12,30 - 33,00	4,30 - 10,00	8,26 - 25,35	16,00 - 30,00
	promedio	6,41	21,35	7,53	16,31	22,00
Manganeso (mg/kg)	rango	38,30 - 53,88	43,50 - 75,00	53,00 - 85,00	65,90 - 99,99	57,00 - 121,00
	promedio	43,73	55,47	65,53	80,29	84,00
Molibdeno (mg/kg)	rango	8,47 - 25,00	9,75 - 29,00	6,00 - 78,00	4,06 - 5,59	0,97 - 2,11
	promedio	15,96	16,85	31,97	4,93	1,46
Arsénico (mg/kg)	rango	-	-	-	-	0,30 - 1,05
	promedio	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,63
Cromo (mg/kg)	rango	0,24 - 1,08	1,09 - 3,03	0,90 - 1,08	1,01 - 1,57	
	promedio	0,56	1,93	0,97	1,22	
Cadmio (mg/kg)	rango	0,11 - 0,30	0,22 - 0,24	0,17 - 0,25	0,13 - 0,25	
	promedio	0,18	0,23	0,21	0,19	
Plomo (mg/kg)	rango	<0,02 - 1,00	1,03 - 3,47	0,21 - 1,57	<0,02 - 0,68	
	promedio	<0,61	2,05	0,78	<0,38	
Mercurio (mg/kg)	rango	<0,001 - 0,057	<0,001 - 0,125	<0,001 - 0,025	-	
	promedio	<0,02	<0,05	<0,02	<0,001	

**Tabla 5.37. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de quillay en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	0,62 - 0,77	0,73 - 1,01	0,65 - 0,89	0,58 - 1,31	0,83 - 0,93
	promedio	0,68	0,89	0,76	0,84	0,89
Fósforo (%)	rango	0,11 - 0,15	0,17 - 0,22	0,16 - 0,19	-	0,14 - 0,17
	promedio	0,13	0,20	0,17	0,08	0,15
Potasio (%)	rango	1,01 - 1,21	1,25 - 1,33	0,97 - 1,14	0,73 - 0,78	0,92 - 1,17
	promedio	1,09	1,29	1,08	0,76	1,05
Cobre (mg/kg)	rango	28,00 - 439,00	71,00 - 90,00	39,00 - 51,60	15,8 - 26,8	42,00 - 95,00
	promedio	182,67	80,85	45,00	19,53	59,67
Zinc (mg/kg)	rango	10,10 - 17,00	35,90 - 55,00	12,10 - 18,20	7,10 - 10,00	29,00 - 36,00
	promedio	14,37	44,00	14,43	8,20	33,00
Manganeso (mg/kg)	rango	45,10 - 95,00	52,30 - 111,00	50,00 - 74,00	50,40 - 66,30	41,00 - 69,00
	promedio	66,37	77,30	60,97	59,60	50,67
Molibdeno (mg/kg)	rango	21,80 - 49,00	26,00 - 47,00	25,60 - 55,00	2,11 - 3,12	8,17 - 11,84
	promedio	37,00	34,25	37,30	2,71	9,98
Arsénico (mg/kg)	rango	-	<0,001 - 0,25	-	-	0,55 - 1,05
	promedio	<0,001	<0,08	<0,001	<0,001	0,74
Cromo (mg/kg)	rango	0,21 - 1,63	0,53 - 2,29	0,10 - 0,71	0,18 - 0,53	
	promedio	0,87	1,14	0,43	0,41	
Cadmio (mg/kg)	rango	0,32 - 0,41	0,25 - 0,34	0,25 - 0,54	0,18 - 0,29	
	promedio	0,37	0,29	0,40	0,23	
Plomo (mg/kg)	rango	<0,02 - 1,20	0,51 - 6,28	<0,02 - 1,15	-	
	promedio	<0,56	2,73	<0,72	<0,02	
Mercurio (mg/kg)	rango	<0,001 - 0,175	<0,001 - 0,015	-	-	
	promedio	<0,07	<0,01	<0,001	<0,001	



**Tabla 5.38. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de quilo en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	0,71 - 0,96	0,65 - 0,75	0,37 - 1,13	0,80 - 1,56	-
	promedio	0,83	0,70	0,76	1,22	-
Fósforo (%)	rango	0,08 - 0,10	0,11 - 0,15	0,07 - 0,12	0,07 - 0,11	-
	promedio	0,09	0,13	0,10	0,09	-
Potasio (%)	rango	0,62 - 0,77	0,71 - 0,78	0,69 - 0,86	0,82 - 0,95	-
	promedio	0,69	0,74	0,76	0,87	-
Cobre (mg/kg)	rango	53,66 - 64,00	74,00 - 103,20	48,00 - 547,70	23,00 - 573,00	-
	promedio	58,52	84,57	276,87	206,63	-
Zinc (mg/kg)	rango	6,00 - 7,29	10,03 - 18,00	6,00 - 7,60	6,2 - 34,10	-
	promedio	6,43	13,04	6,93	19,87	-
Manganeso (mg/kg)	rango	32,20 - 97,57	42,98 - 83,00	50,00 - 89,60	75,30 - 186,80	-
	promedio	65,92	59,43	75,40	138,97	-
Molibdeno (mg/kg)	rango	15,00 - 92,00	31,54 - 52,00	18,30 - 82,00	3,69 - 8,34	-
	promedio	46,01	38,98	41,57	5,85	-
Arsénico (mg/kg)	rango	-	<0,001 - 0,075	-	<0,001 - 0,40	-
	promedio	<0,001	<0,03	<0,001	<0,13	-
Cromo (mg/kg)	rango	0,28 - 0,87	0,39 - 1,93	0,88 - 0,91	0,05 - 0,83	-
	promedio	0,54	1,14	0,90	0,45	-
Cadmio (mg/kg)	rango	0,11 - 0,46	0,14 - 0,22	0,15 - 0,41	0,12 - 0,27	-
	promedio	0,24	0,19	0,29	0,21	-
Plomo (mg/kg)	rango	<0,02 - 0,87	0,64 - 1,75	0,16 - 1,19	0,04 - 0,93	-
	promedio	<0,44	1,03	0,79	0,42	-
Mercurio (mg/kg)	rango	0,01 - 0,15	<0,001 - 0,028	<0,001 - 0,035	-	-
	promedio	0,06	<0,01	<0,01	<0,001	-

Nota: en esta especie no se tomó muestra de tejido radicular en el vivero.

**Tabla 5.39. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de romerillo en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	0,49 - 0,65	0,20 - 0,59	0,34 - 0,61	0,44 - 0,89	0,53 - 1,32
	promedio	0,56	0,45	0,50	0,69	1,00
Fósforo (%)	rango	0,07 - 0,09	0,11 - 0,14	0,09 - 0,13	0,05 - 0,08	0,10 - 0,18
	promedio	0,08	0,12	0,11	0,06	0,14
Potasio (%)	rango	1,49 - 1,93	1,73 - 2,21	1,50 - 1,82	1,47 - 1,98	1,10 - 2,40
	promedio	1,76	2,00	1,71	1,80	1,81
Cobre (mg/kg)	rango	31,00 - 135,45	44,60 - 76,40	110,00 - 114,50	40,00 - 328,50	55,00 - 171,00
	promedio	80,48	55,33	112,80	222,77	95,33
Zinc (mg/kg)	rango	5,80 - 8,44	11,00 - 14,10	6,00 - 7,90	19,50 - 42,40	33,00 - 38,00
	promedio	7,08	12,79	7,00	34,67	36,00
Manganeso (mg/kg)	rango	41,00 - 69,86	35,00 - 53,20	33,00 - 57,50	80,10 - 161,40	45,00 - 210,00
	promedio	54,19	44,33	45,77	129,43	108,67
Molibdeno (mg/kg)	rango	9,40 - 29,00	8,10 - 21,00	9,50 - 83,00	2,63 - 9,14	1,59 - 4,22
	promedio	22,07	14,58	34,83	5,94	2,95
Arsénico (mg/kg)	rango	-	-	-	0,25 - 0,35	1,06 - 4,55
	promedio	<0,001	<0,001	<0,001	0,29	2,46
Cromo (mg/kg)	rango	0,27 - 1,39	0,13 - 2,13	0,28 - 0,76	0,46 - 1,09	-
	promedio	0,83	1,01	0,60	0,69	-
Cadmio (mg/kg)	rango	0,18 - 0,48	0,09 - 0,33	0,12 - 0,44	0,55 - 0,95	-
	promedio	0,35	0,24	0,29	0,77	-
Plomo (mg/kg)	rango	0,66 - 2,44	<0,02 - 1,69	<0,02 - 1,07	<0,02 - 0,68	-
	promedio	1,43	<1,10	<0,48	<0,31	-
Mercurio (mg/kg)	rango	<0,001 - 0,25	<0,001 - 0,025	-	-	-
	promedio	<0,11	<0,01	<0,001	<0,001	-

**Tabla 5.40. Rango y promedio de contenido de N, P, K, Cu, Zn, Mn, Mo, As, Cr, Cd, Pb y Hg en tejido radicular de plantas de talhuén en el ensayo**

Elemento	Estadígrafo	Tratamientos			LB entorno (promedio)	LB vivero CDS (promedio)
		T1	T2	T3		
Nitrógeno (%)	rango	1,58 - 1,70	1,50 - 1,66	1,46 - 1,67	1,11 - 1,32	1,52 - 1,73
	promedio	1,62	1,56	1,57	1,20	1,60
Fósforo (%)	rango	0,14 - 0,16	0,19 - 0,22	0,16 - 0,17	0,05 - 0,06	0,11 - 0,15
	promedio	0,15	0,20	0,17	0,06	0,13
Potasio (%)	rango	0,67 - 0,76	0,65 - 1,06	0,65 - 0,75	0,36 - 0,53	0,70 - 0,80
	promedio	0,70	0,80	0,69	0,46	0,75
Cobre (mg/kg)	rango	72,00 - 132,40	91,66 - 125,80	80,80 - 142,00	7,48 - 15,85	92,00 - 153,00
	promedio	97,09	104,49	110,40	12,47	123,67
Zinc (mg/kg)	rango	13,00 - 24,90	31,18 - 44,10	16,70 - 24,00	5,07 - 8,79	25,00 - 33,00
	promedio	20,00	39,76	19,63	7,17	29,67
Manganeso (mg/kg)	rango	54,00 - 70,12	63,60 - 95,00	40,30 - 92,00	27,82 - 56,92	68,00 - 106,00
	promedio	64,34	79,61	63,87	43,90	87,33
Molibdeno (mg/kg)	rango	51,50 - 58,00	50,75 - 66,00	45,50 - 66,70	5,43 - 5,85	15,89 - 17,85
	promedio	54,45	55,98	59,07	5,68	16,79
Arsénico (mg/kg)	rango	-	0,075 - 0,175	-	-	2,05 - 3,05
	promedio	<0,001	0,12	<0,001	<0,001	2,55
Cromo (mg/kg)	rango	0,31 - 1,85	0,75 - 2,05	0,50 - 1,65	0,66 - 1,03	-
	promedio	1,04	1,33	1,15	0,80	-
Cadmio (mg/kg)	rango	0,21 - 0,36	0,22 - 0,30	0,29 - 0,39	0,12 - 0,16	-
	promedio	0,28	0,26	0,34	0,14	-
Plomo (mg/kg)	rango	<0,02 - 0,78	1,46 - 1,92	0,81 - 1,91	0,04 - 0,17	-
	promedio	<0,49	1,62	1,33	0,10	-
Mercurio (mg/kg)	rango	0,025 - 0,105	<0,001 - 0,075	<0,001 - 0,100	-	-
	promedio	0,05	<0,05	<0,05	<0,001	-

Dado que se cuenta con un muestreo de follaje y de raíz efectuado casi simultáneamente en una misma estación climática (otoño de 2013), es posible hacer comparaciones representativas de la distribución proporcional de los elementos evaluados en las distintas especies del ensayo. Esta distribución proporcional es indicadora de la habilidad de las especies para retener o fijar elementos en las raíces (reflejado por altas concentraciones en la raíz y bajas en el follaje), pero también de la capacidad de excluirlos (reflejado por bajas concentraciones en ambos tejidos). Es una comparación de concentraciones y no de cantidades totales del elemento dentro de la planta, para lo cual habría que ponderar por la biomasa de la parte aérea y subterránea de la planta.

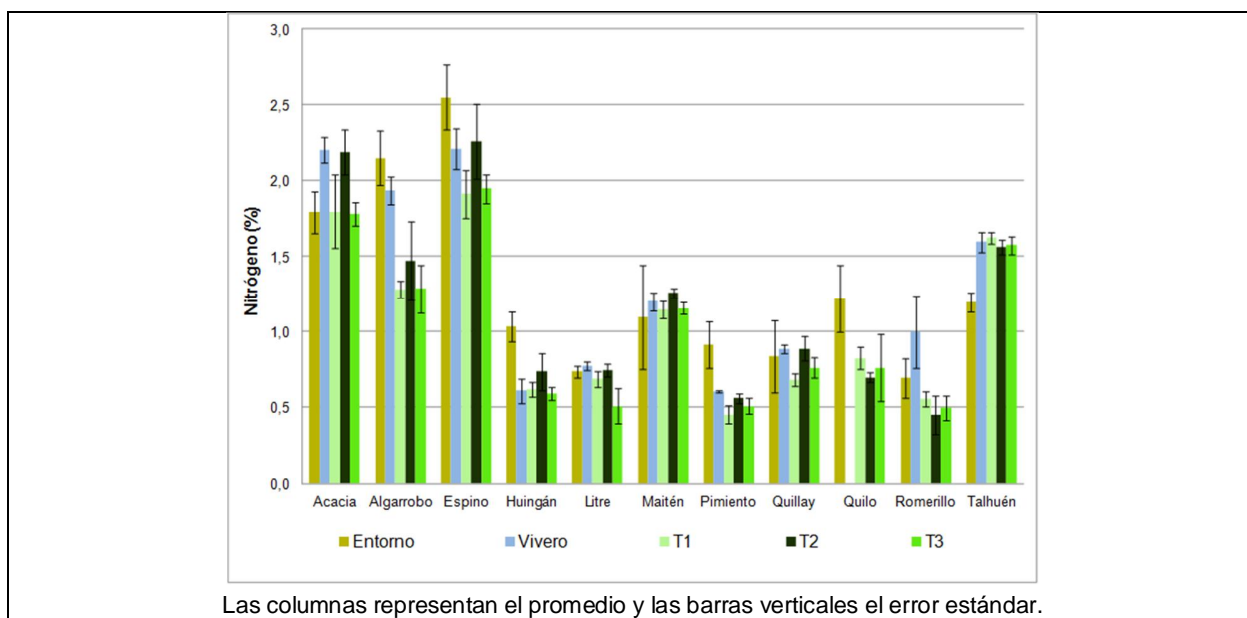
La relación de cobre hojas : raíces indica el movimiento de este elemento en la planta, relación que por sobre 1 estaría indicando su movimiento desde las raíces hacia las hojas (Ortiz-Calderón *et al.* 2008).

A continuación se presentan los resultados gráficos por grupo de elementos y se discuten las relaciones entre especies, entre tratamientos, entre instancias de muestreo (relave, vivero, entorno) y en el balance follaje/raíz.

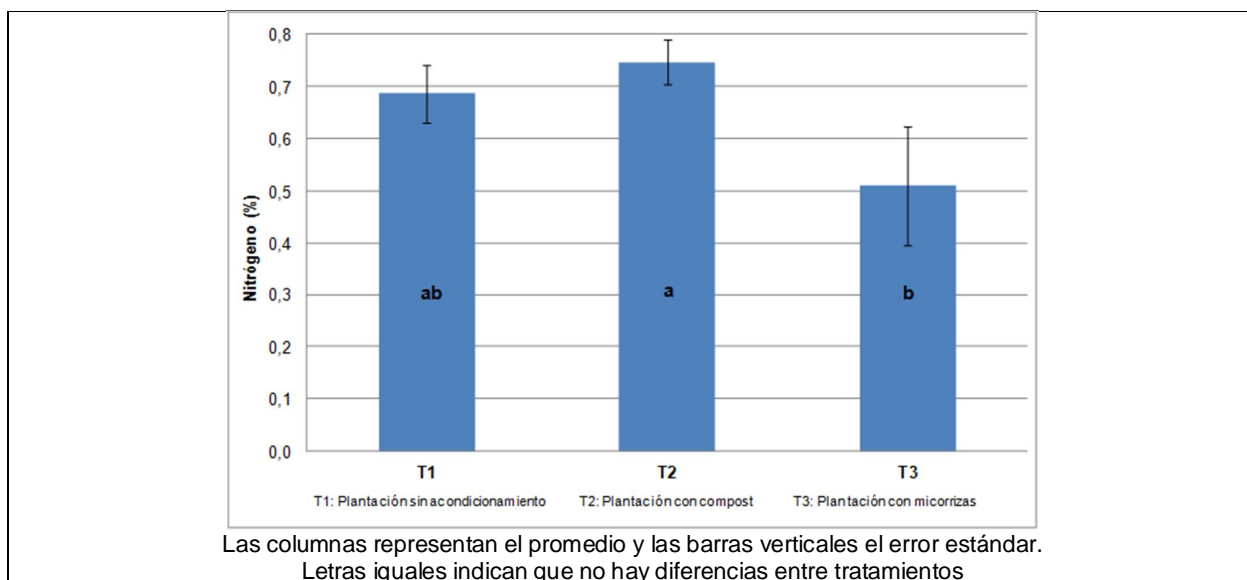
## Macronutrientes

**Nitrógeno.** Las principales acumulaciones de N en raíz en plantas del ensayo se están produciendo en las especies espino, acacia saligna, talhuén y algarrobo. Las cuatro superan dos o tres veces al resto de las especies. Sin embargo, es interesante constatar que las concentraciones y la jerarquía entre especies en el ensayo, es muy similar al integrar los datos del entorno y del vivero. En otras palabras, las concentraciones de N en raíz son relativamente indiferentes al sitio de muestreo y se relacionan más con la especie. Respecto de la influencia de los tratamientos en plantas del ensayo, si bien la concentración en el tratamiento 2 es superior en ocho de las once especies evaluadas, solo existe diferencia estadísticamente significativa en la especie litre, según se aprecia en la Figura 5.44.

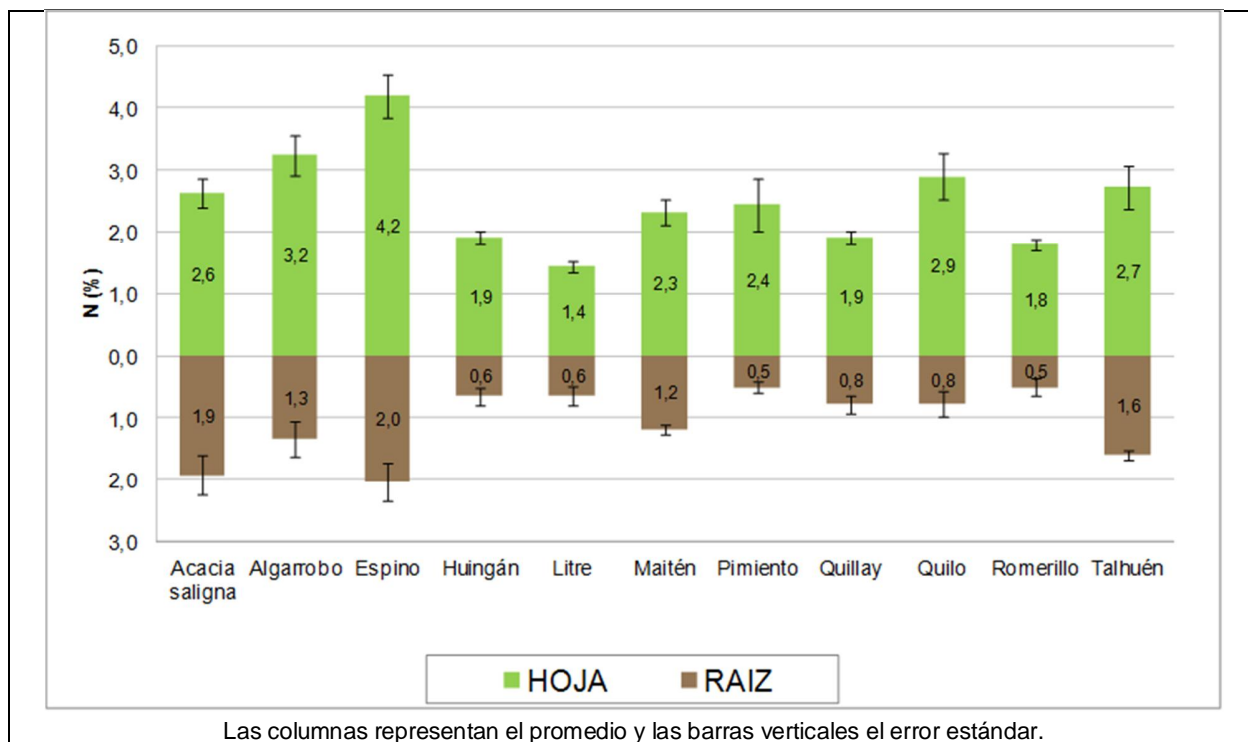
**Figura 5.43. Contenido de N en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**



**Figura 5.44. Comparación estadística de contenido de N en tejido radicular de litre entre tratamientos**



**Figura 5.45. Contenido de N en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**

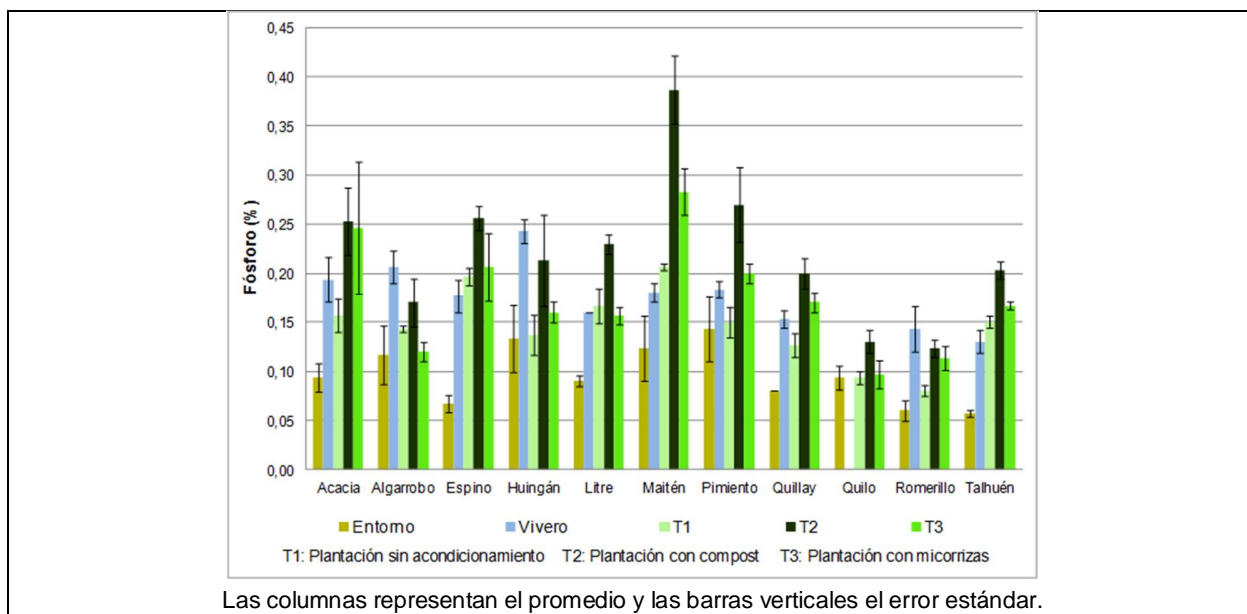


**Fósforo.** Referente a fósforo, en las once especies se evidenció que las raíces del tratamiento 2 revelaron mayores concentraciones en relación a los demás tratamientos y que esta diferencia es estadísticamente significativa en cuatro especies maitén, pimiento, quillay y talhuén. La concentración de P es máxima en maitén, seguido de acacia saligna, pimiento y espino. Esto se condice con las concentraciones más altas encontradas en el monitoreo de follaje en otoño, con maitén, pimiento y espino con las concentraciones más sobresalientes. Las concentraciones de referencia en vivero y en plantas del entorno son en general inferiores a las concentraciones en el tranque de relave, incluidos todos los tratamientos, lo que se comprueba más en raíces que en follaje, pero sin muchas diferencias. Las concentraciones más bajas se constatan en las raíces de plantas adultas del entorno. La concentración en tejido radicular es muy similar a la concentración en tejido foliar, para todas las especies, con excepción de acacia saligna.

En síntesis, la concentración en follaje es indicativa de la concentración en raíces, tanto en los montos absolutos (valores muy balanceados), como en la proporcionalidad entre sitios de muestreo y entre especies. La concentración de P disponible en el tranque de relave está en

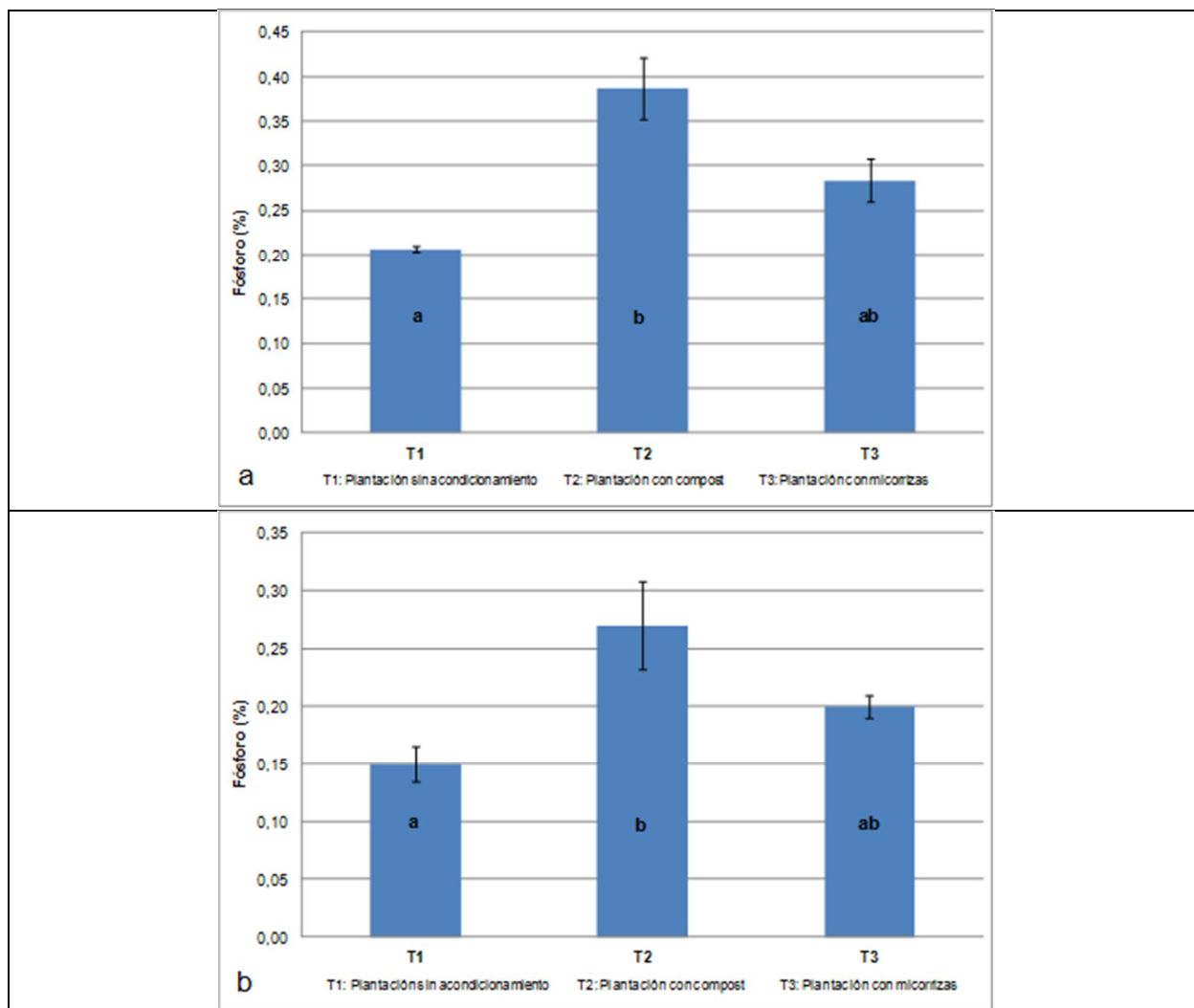
niveles adecuados en la línea base y bajos en el último monitoreo efectuado en junio del presente año.

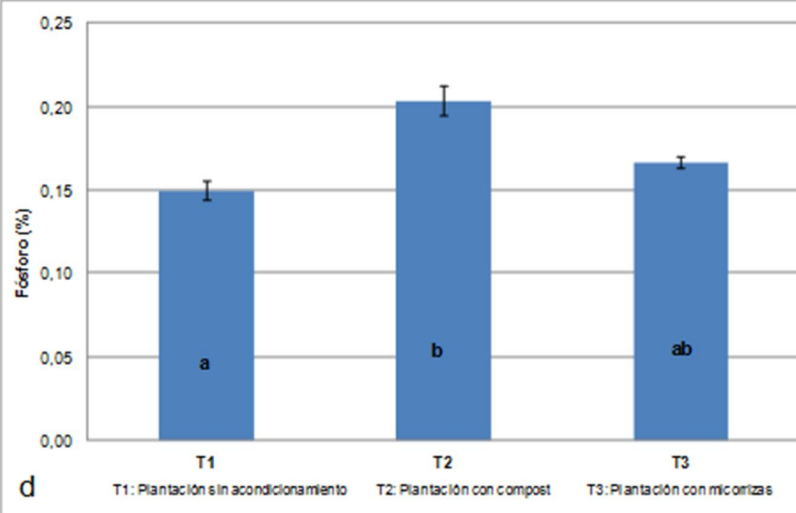
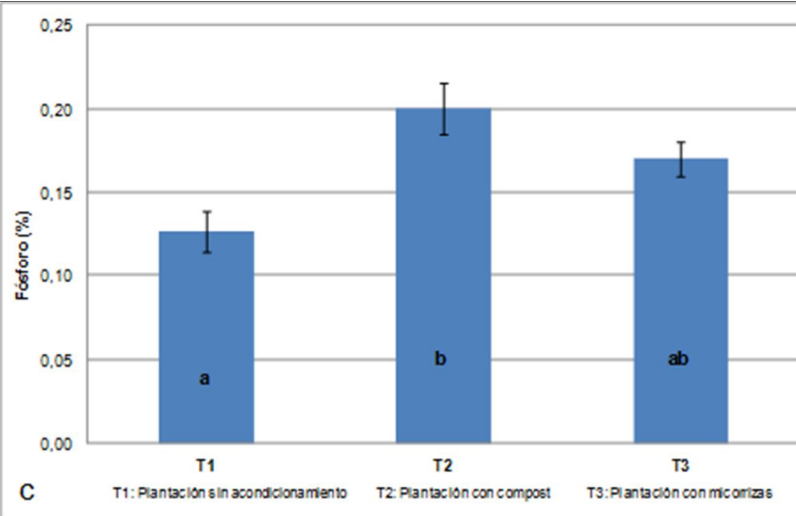
**Figura 5.46. Contenido de P en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**





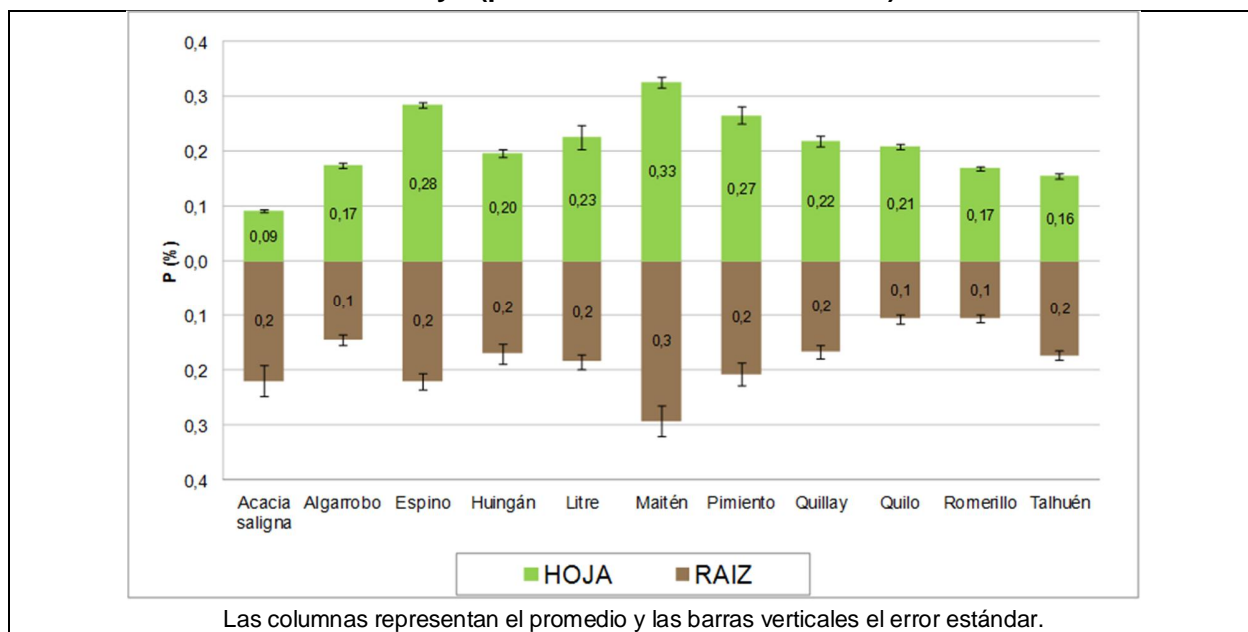
**Figura 5.47. Comparación estadística de contenido de P en tejido radicular de maitén (a), pimienta (b), quillay (c) y talhuén (d) entre tratamientos**





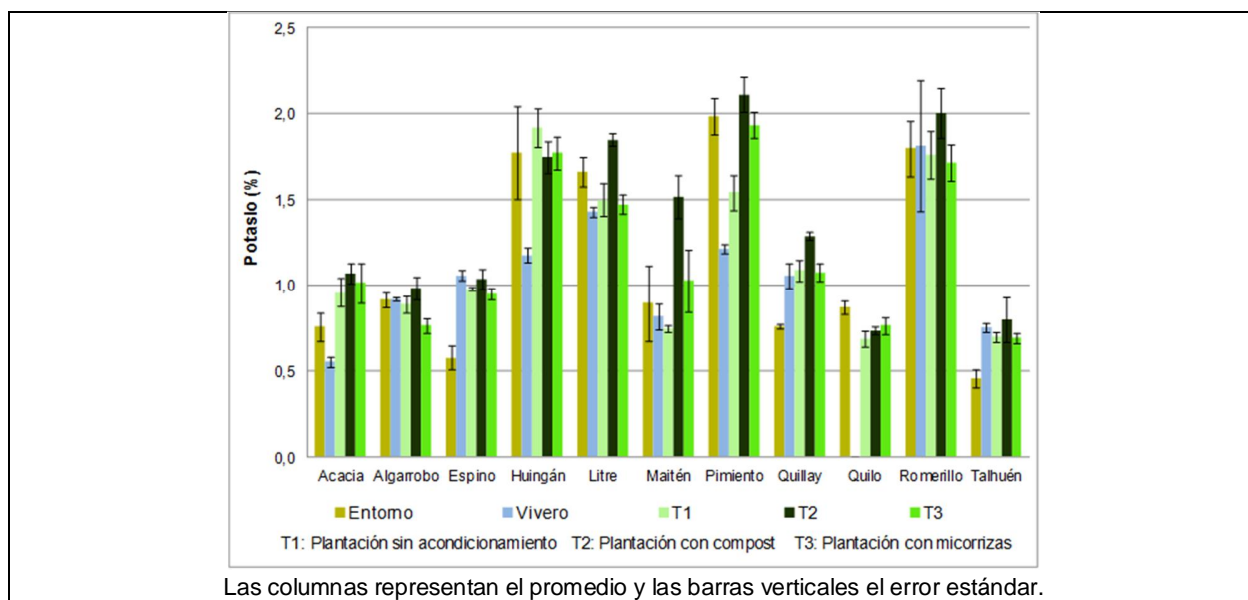
Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.  
Letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

**Figura 5.48. Contenido de P en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**

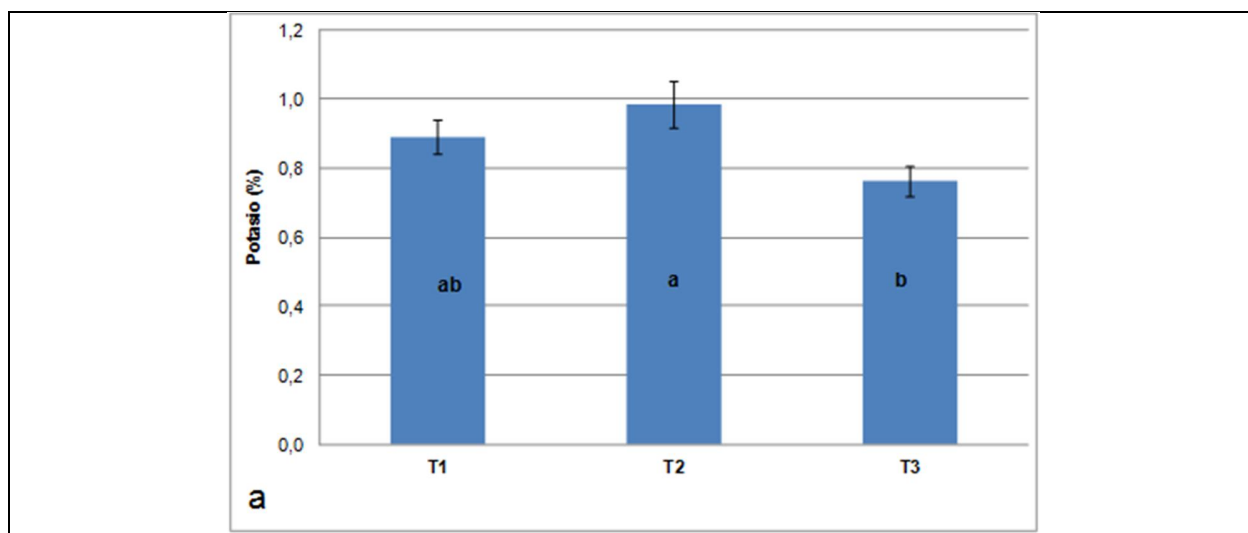


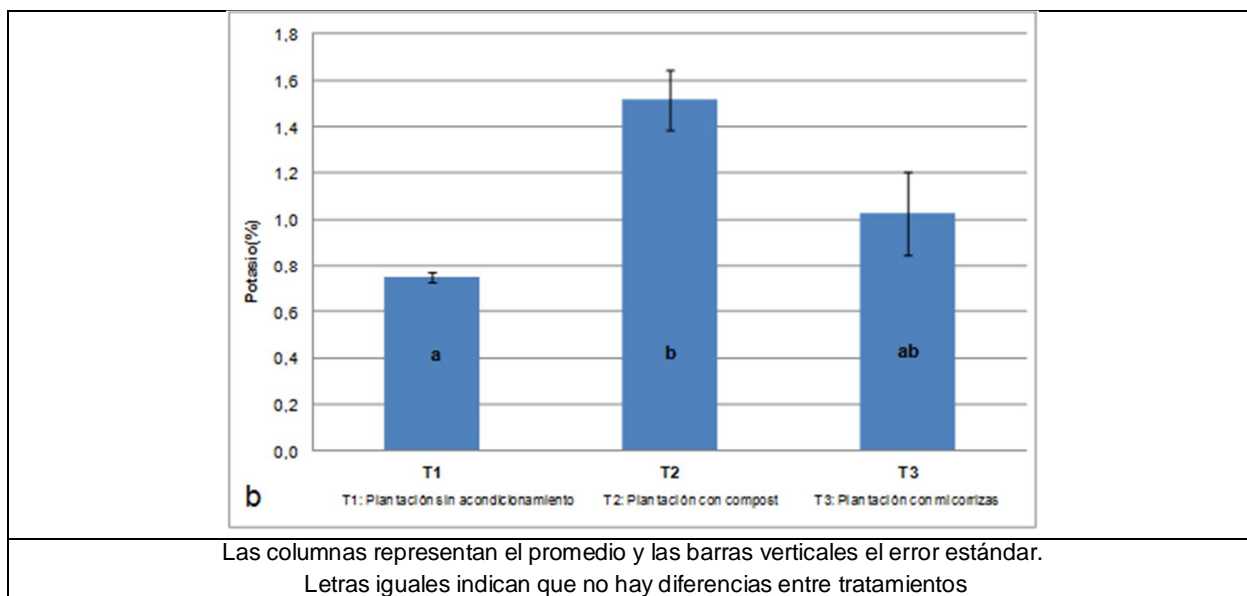
**Potasio.** Como se aprecia en la siguiente figura, el potasio presenta concentraciones similares entre los distintos tratamientos, salvo en la especie maitén, en que el tratamiento 2 supera al resto de los tratamientos así como a los niveles referenciales del vivero y del entorno. Estadísticamente esta diferencia es significativa en esta especie y en algarrobo. Los niveles de K en raíz son relativamente similares respecto de los niveles en follaje, pero no existe plena coincidencia en una misma especie entre los máximos contenidos en ambos tejidos.

**Figura 5.49. Contenido de K en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**

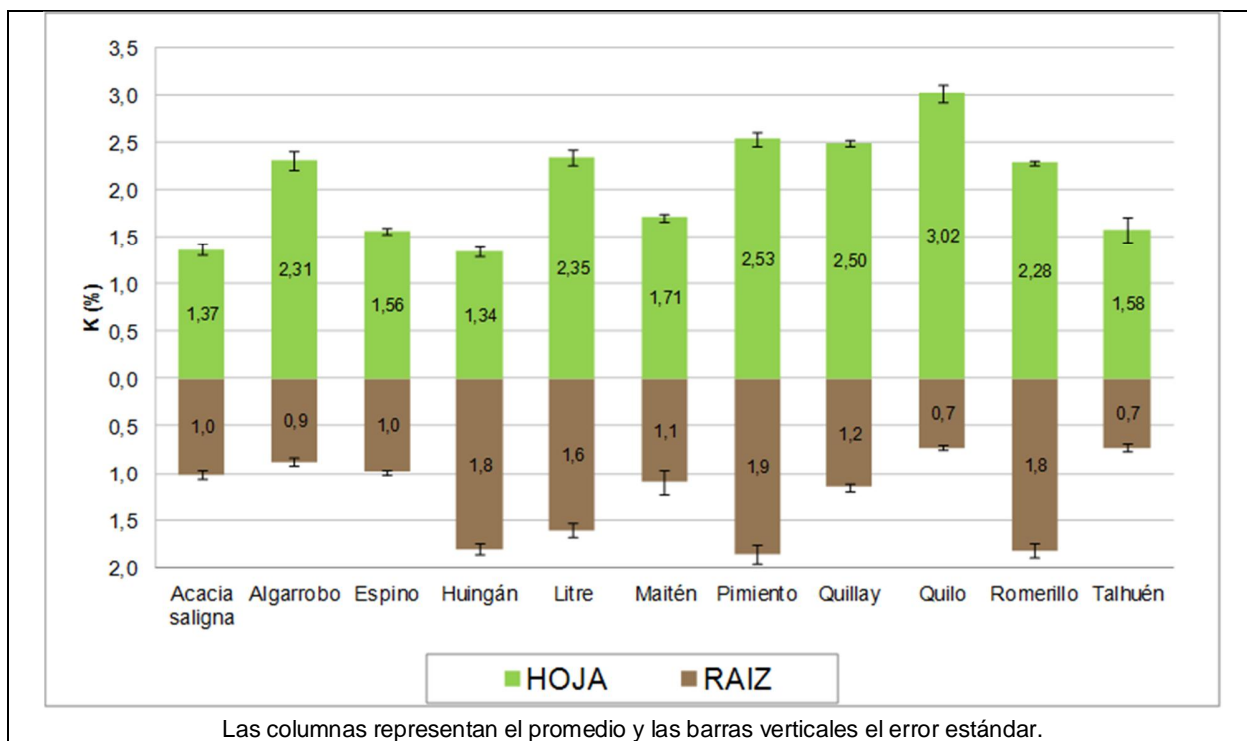


**Figura 5.50. Comparación estadística de contenido de K en tejido radicular de algarrobo (a) y maitén (b) entre tratamientos**





**Figura 5.51. Contenido de K en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



## Micronutrientes

**Cobre.** Hasta la fecha, el Cu presenta concentraciones más altas en las raíces de plantas adultas del entorno, respecto de las mismas especies en el ensayo y en el vivero (salvo algarrobo y T3 en quilo). Esto podría deberse al mayor tiempo (edad) de vida de las raíces en suelos que además se estima serían ricos en cobre (por la proximidad a la zona mineralógica de Los Pelambres).

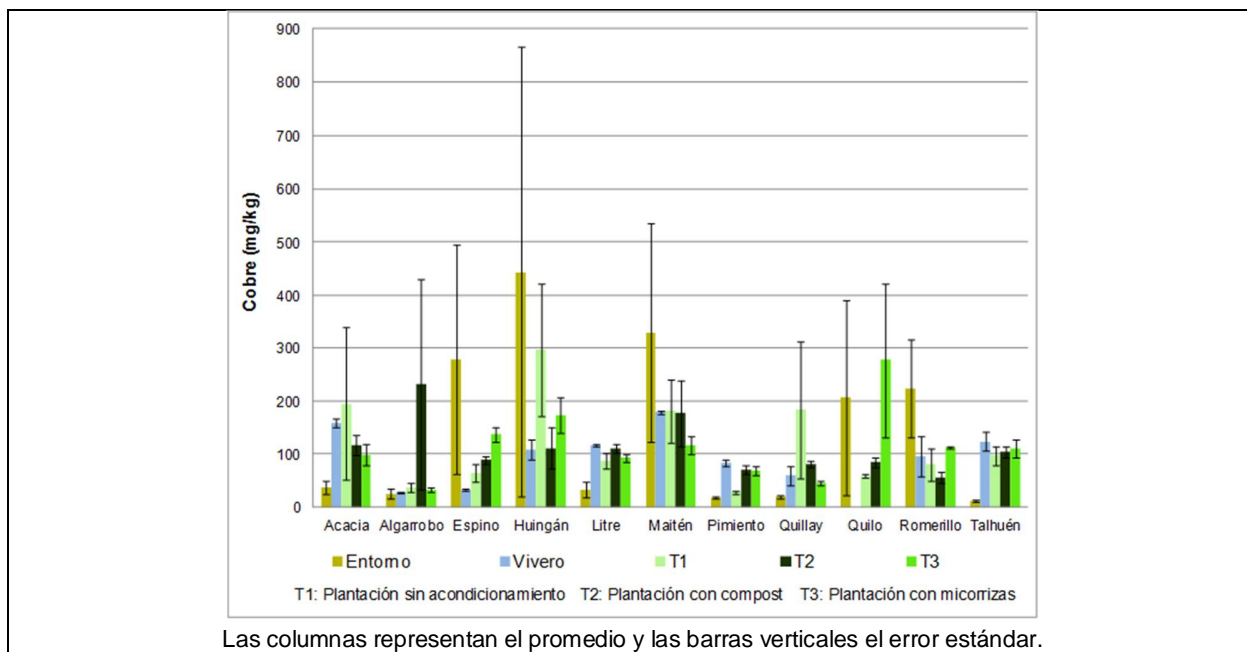
Las especies que fijan más cobre en sus raíces son huigán y maitén (promedio de los tres tratamientos). En quillay no se alcanzan concentraciones tan elevadas, pero las raíces actúan como una barrera muy efectiva, reduciendo notablemente la concentración en follaje.

Respecto de la influencia de los tratamientos en la concentración radicular de Cu en plantas del ensayo, no existe un patrón o tendencia como ocurre con T2 en otros elementos, y no se constataron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos.

Estudios realizados por Ortiz-Calderón y colaboradores (2008) en un tranque de relaves ubicado en la Región de Atacama, identificaron que las especies *Casuarina equisetifolia*, *Atriplex deserticola*, *Acacia melanoxylon* y *Pennisetum clandestinum* (siendo la primera una especie nativa y las últimas tres introducidas) acumulaban entre 1,6 y 6,0 veces más Cu en las raíces que en las hojas. En *Casuarina equisetifolia* se detectó una concentración de hasta 2,9 g/kg de Cu en las raíces (Ortiz-Calderón *et al.* 2008). Se ha mostrado que pH menores a 5,5 promueven la movilidad de Cu, su biodisponibilidad y toxicidad en suelos, mientras que la materia orgánica “atrapa” este metal, disminuyendo su biodisponibilidad (Ortiz-Calderón *et al.* 2008).

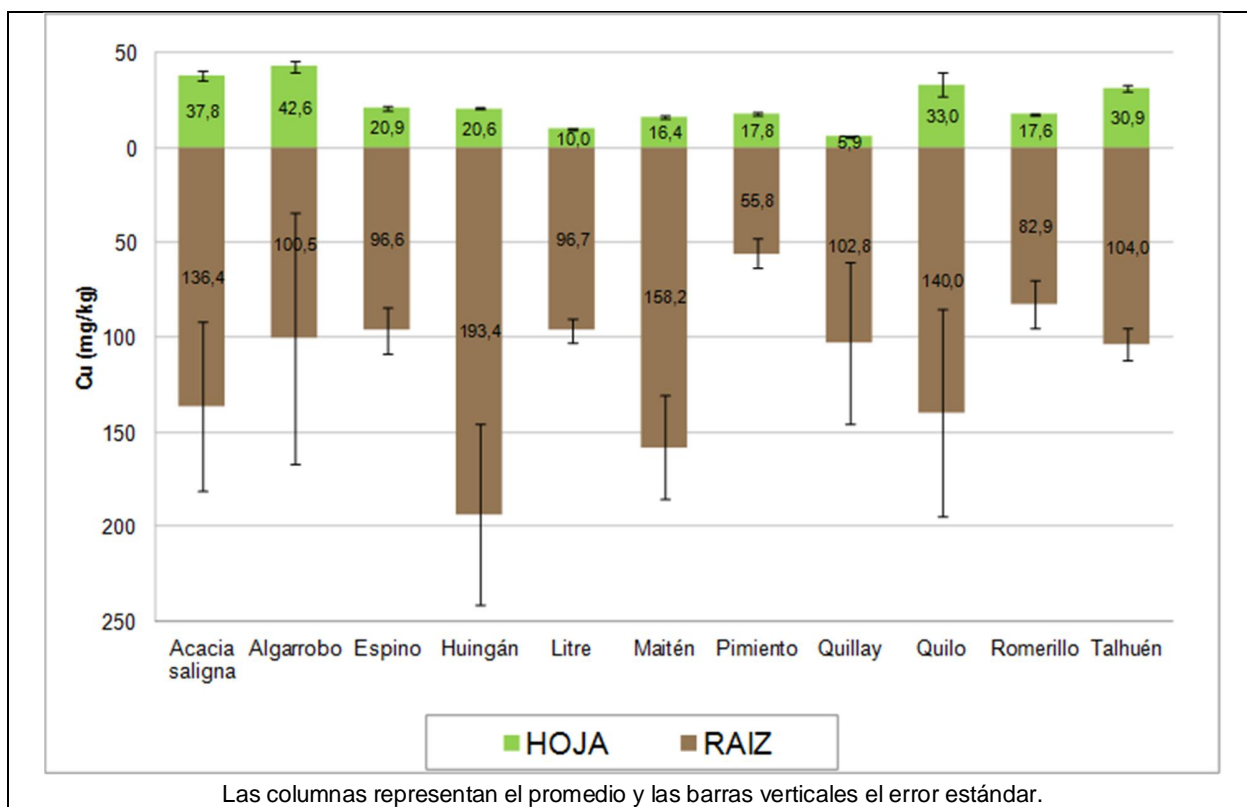
Para la mayoría de las especies cultivadas, el umbral de toxicidad en las hojas se encuentra sobre 20 a 30 mg/kg (McBride y Martinez, 2000; citado en Ortiz-Calderón *et al.* 2008).

**Figura 5.52. Contenido de Cu en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**



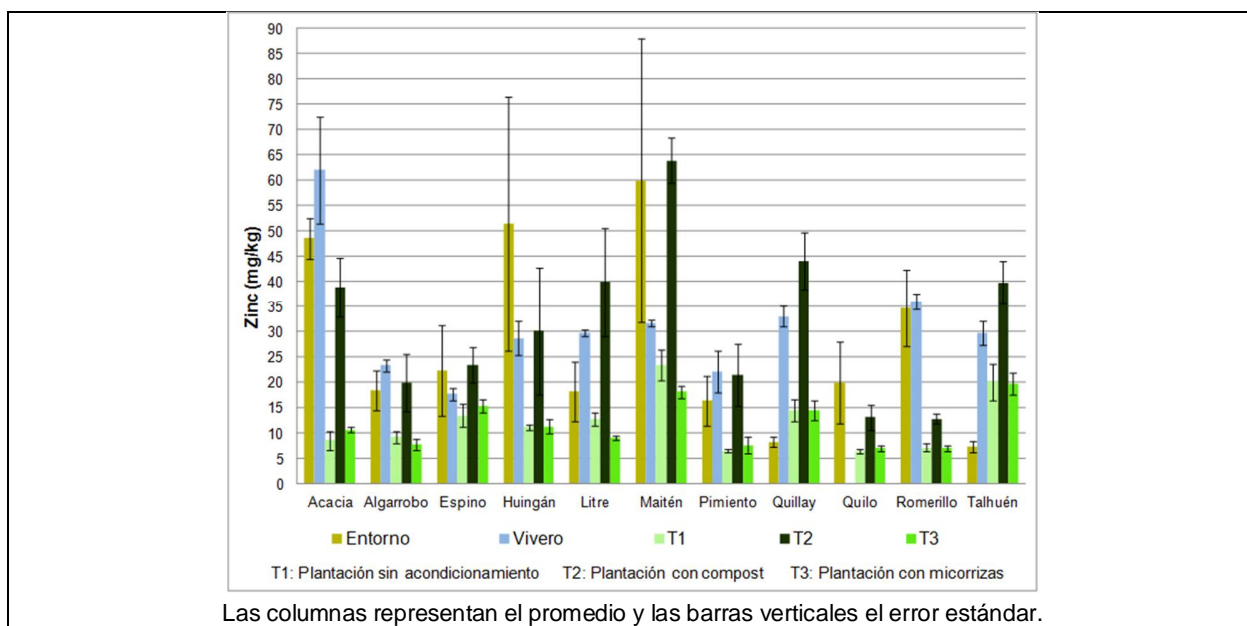


**Figura 5.53. Contenido de Cu en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**

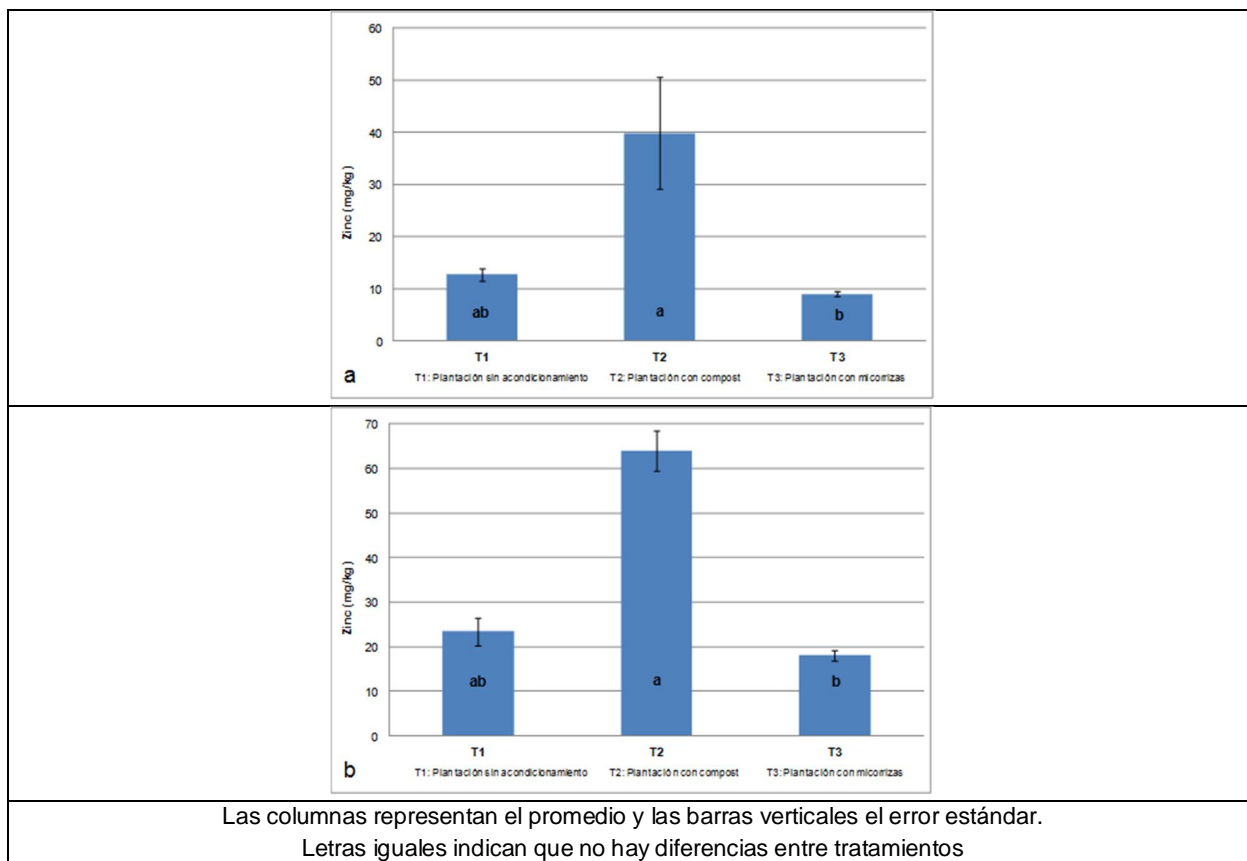


**Zinc.** En Zn, en todas las especies la acumulación es mayor en el T2 respecto a los otros tratamientos, aunque en algunas especies estos valores son inferiores a los alcanzados en plantas de vivero y del entorno.

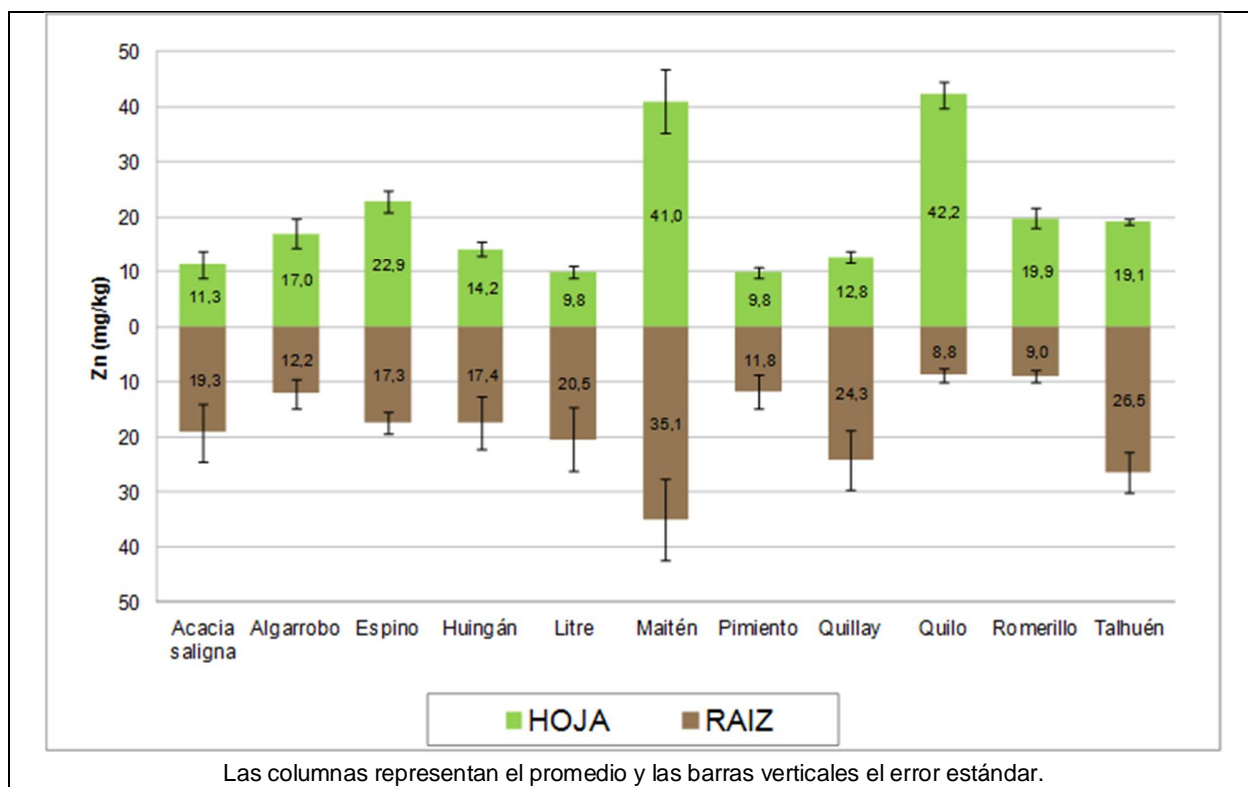
**Figura 5.54. Contenido de Zn en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**



**Figura 5.55. Comparación estadística de contenido de Zn en tejido radicular de litre (a) y maitén (b) entre tratamientos**

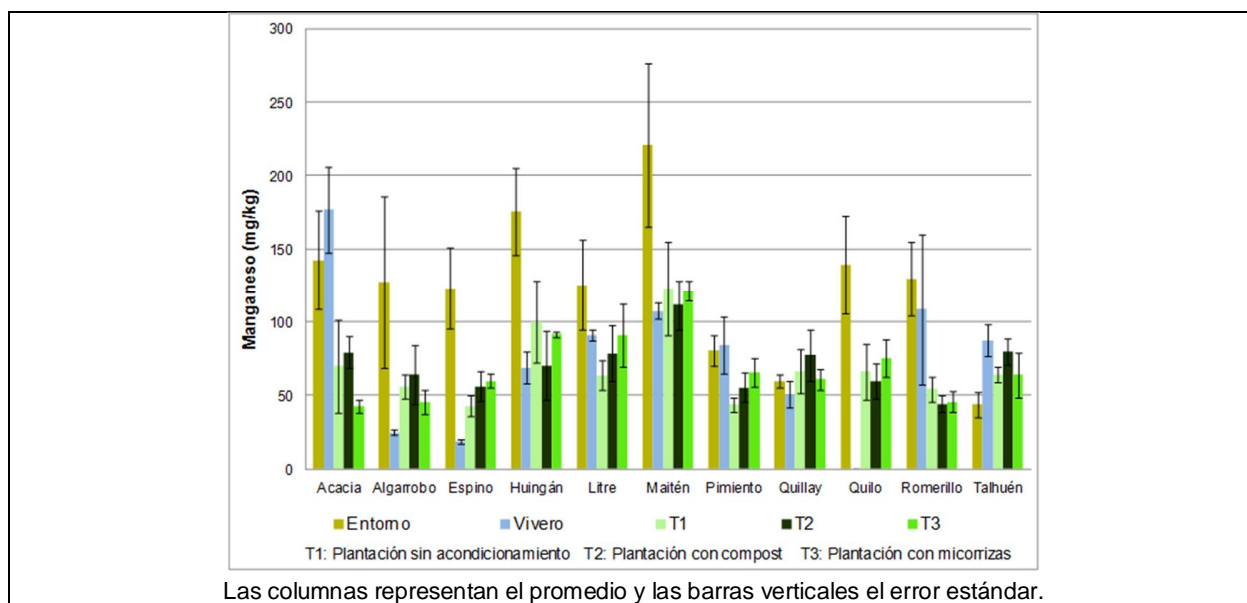


**Figura 5.56. Contenido de Zn en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



**Manganeso.** Respecto a Mn, lo más destacable es que las mayores concentraciones se registran en plantas del entorno y que es un elemento que no es fijado tan fuertemente como Cu en las raíces: todas las especies tienen mayor concentración en follaje que en raíces.

**Figura 5.57. Contenido de Mn en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**

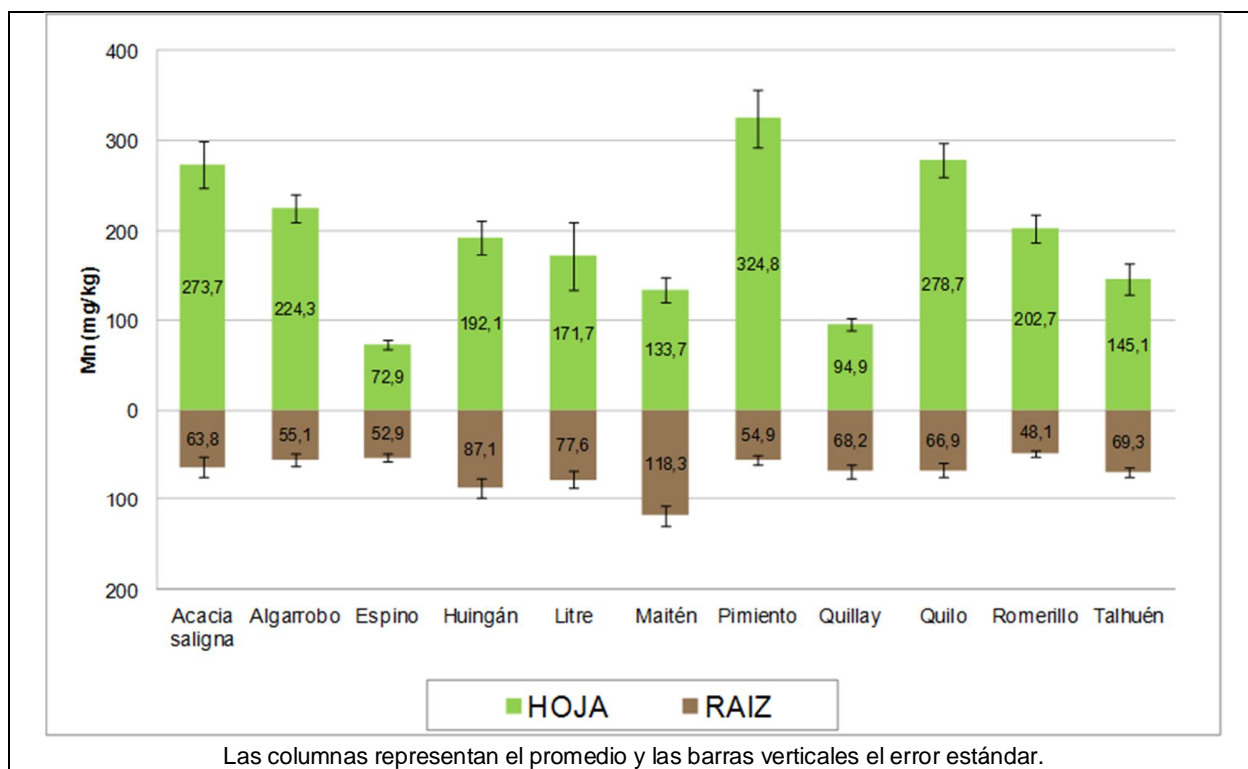


El manganeso, al igual que el nitrógeno, suele tener mayores concentraciones en follaje que en raíces. Esto ha sido descrito en numerosas publicaciones. Según Mukhepadhyay y Sharma (1991), dentro del tejido vegetal la mayor acumulación se produce en las hojas y dentro de éstas en el tejido de más edad, con relación al follaje nuevo. La mayor demanda foliar obedece a que el elemento es requerido por los cloroplastos, organelo mayoritariamente presente en el follaje. Estudios realizados en cuatro especies del genero *Brassica*, determinaron que las concentraciones en el follaje pueden ser de 4 a 5 veces superior a los niveles del elemento en el tejido radicular. Los resultados indicaron concentraciones entre 44 y 68 ppm de Mn en el follaje y entre 11 y 14 ppm de manganeso en la raíz.

En el caso del ensayo ocurre lo mismo, pero con concentraciones en general 2 a 5 veces superiores en tejido foliar respecto del tejido radicular. Destaca que maitén tiene una fuerte tendencia a retener en raíz, con una concentración muy superior al resto de las especies (118, 3 mg/kg) y bastante balanceada con la concentración foliar.

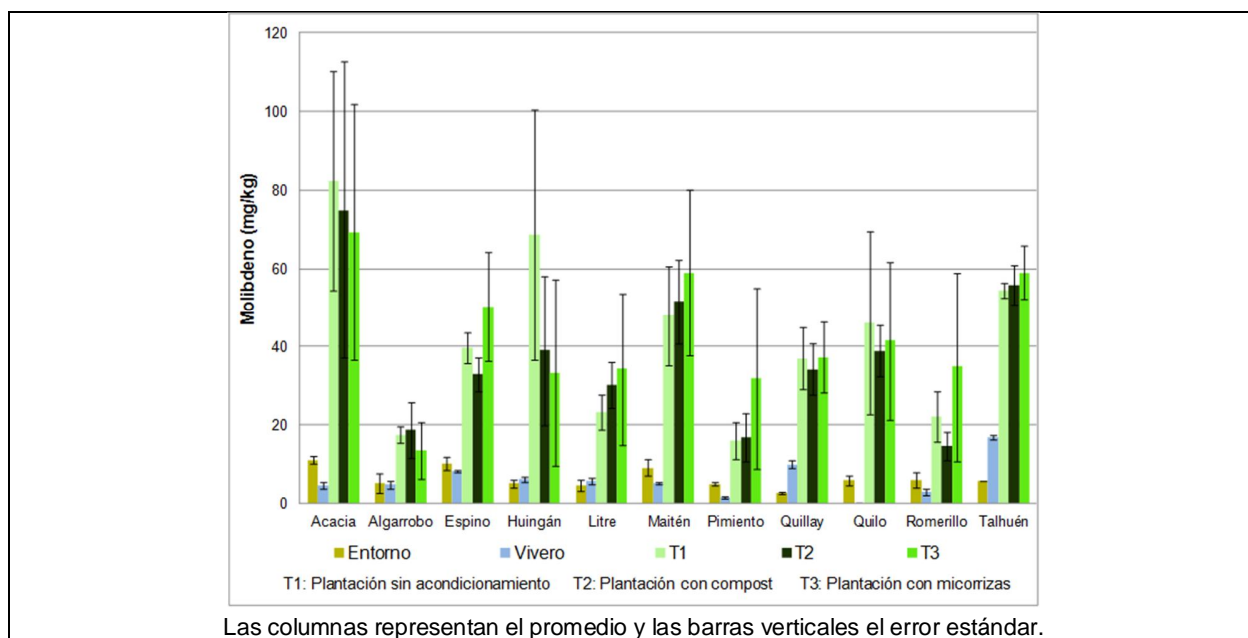
La concentración de Mn en las plantas muestra una correlación negativa con el aumento de pH y una correlación positiva con el contenido de materia orgánica en los suelos (Havlin *et al.*, 1999).

**Figura 5.58. Contenido de Mn en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



**Molibdeno.** En el caso de Mo hay una concentración en raíces muy superior en las plantas del ensayo respecto a las mismas especies en el entorno y en el vivero. Entre tratamientos no hay diferencias significativas. Las especies que más acumulan en raíces son acacia saligna, maitén, huingán, espino, quilo y quillay. De estas, a excepción de acacia saligna, todas presentan concentraciones más altas en raíz respecto a follaje (tendencia a la fijación radicular), destacando maitén con el mayor desbalance de concentraciones.

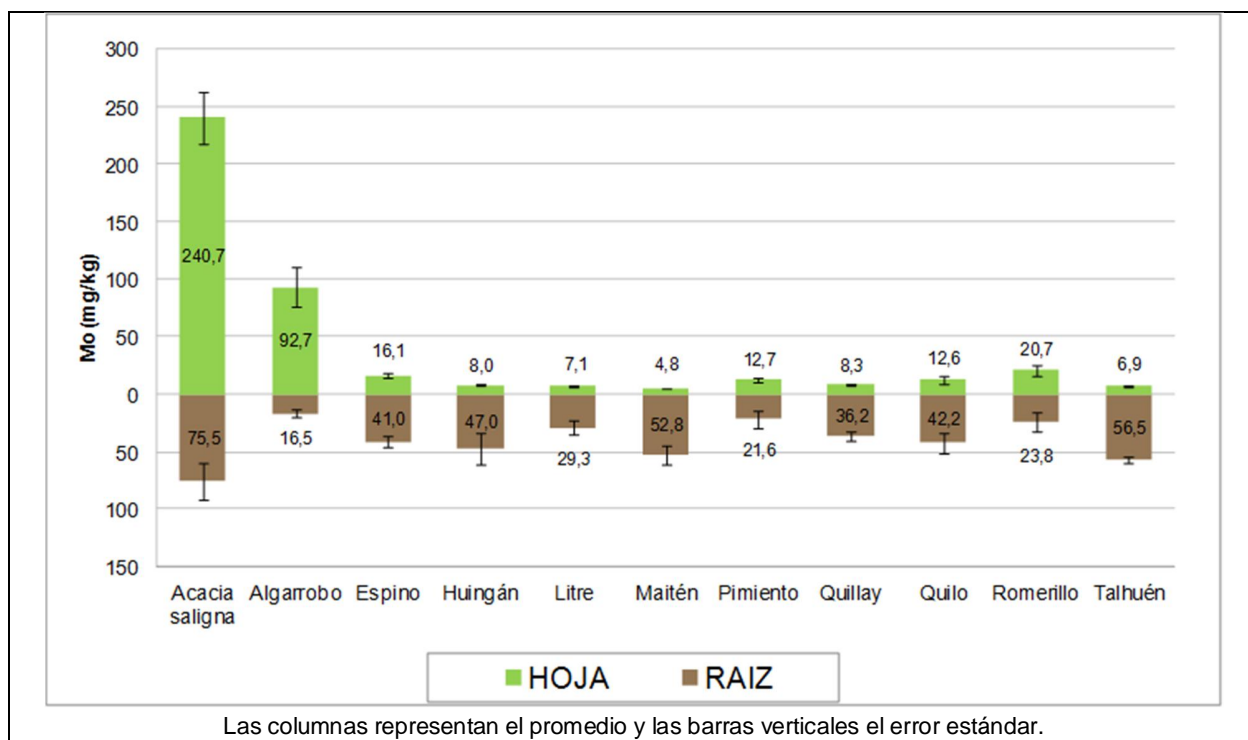
**Figura 5.59. Contenido de Mo en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**



Al relacionar los contenidos en follaje y raíz, Mo tiende a fijarse más en la parte subterránea que en la parte aérea de la planta; excepto en las especies acacia saligna y algarrobo, en que ocurre lo inverso. En romerillo las concentraciones en ambos tejidos están relativamente balanceadas. La mayor concentración en términos absolutos se produce en acacia saligna, con 75,5 mg/kg, seguida de talhuén y maitén, con 56,5 mg/kg y 52,8 mg/kg, respectivamente. Algarrobo es la especie que menos Mo acumula en sus raíces, con 16,5 mg/kg, lo que refleja que no existe proporcionalidad entre la afinidad foliar por el elemento, con la afinidad radicular y así como en una especie leguminosa se absorbe y retiene una alta cantidad del elemento en la raíz, en otra no ocurre lo mismo.



**Figura 5.60. Contenido de Mo en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



Como referencia, un estudio realizado por Peña (1997) en el que evalúa el contenido de Mo en distintos tejidos de *Eucalyptus globulus* regados con efluentes de relave durante 4 años (desde su plantación hasta su corta), detectó concentraciones de hasta 16 mg/kg de Mo en raíces, en comparación con una concentración de hasta 9 mg/kg en raíces de ejemplares regados con agua de pozo.

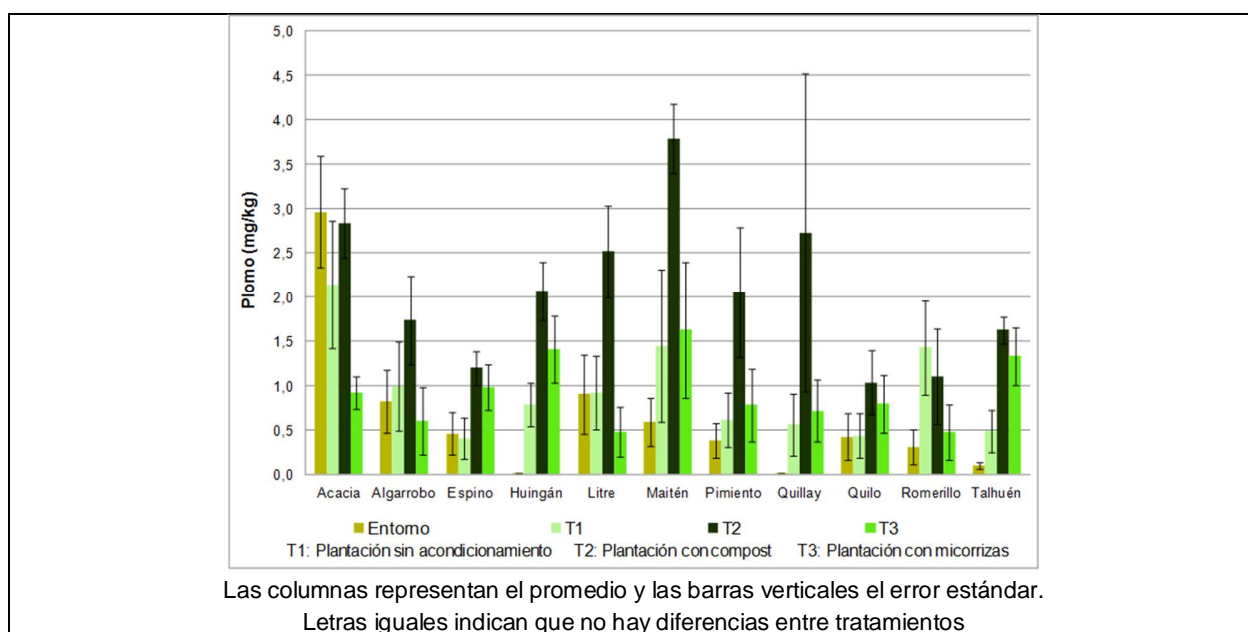
## Metales pesados no esenciales

### Plomo

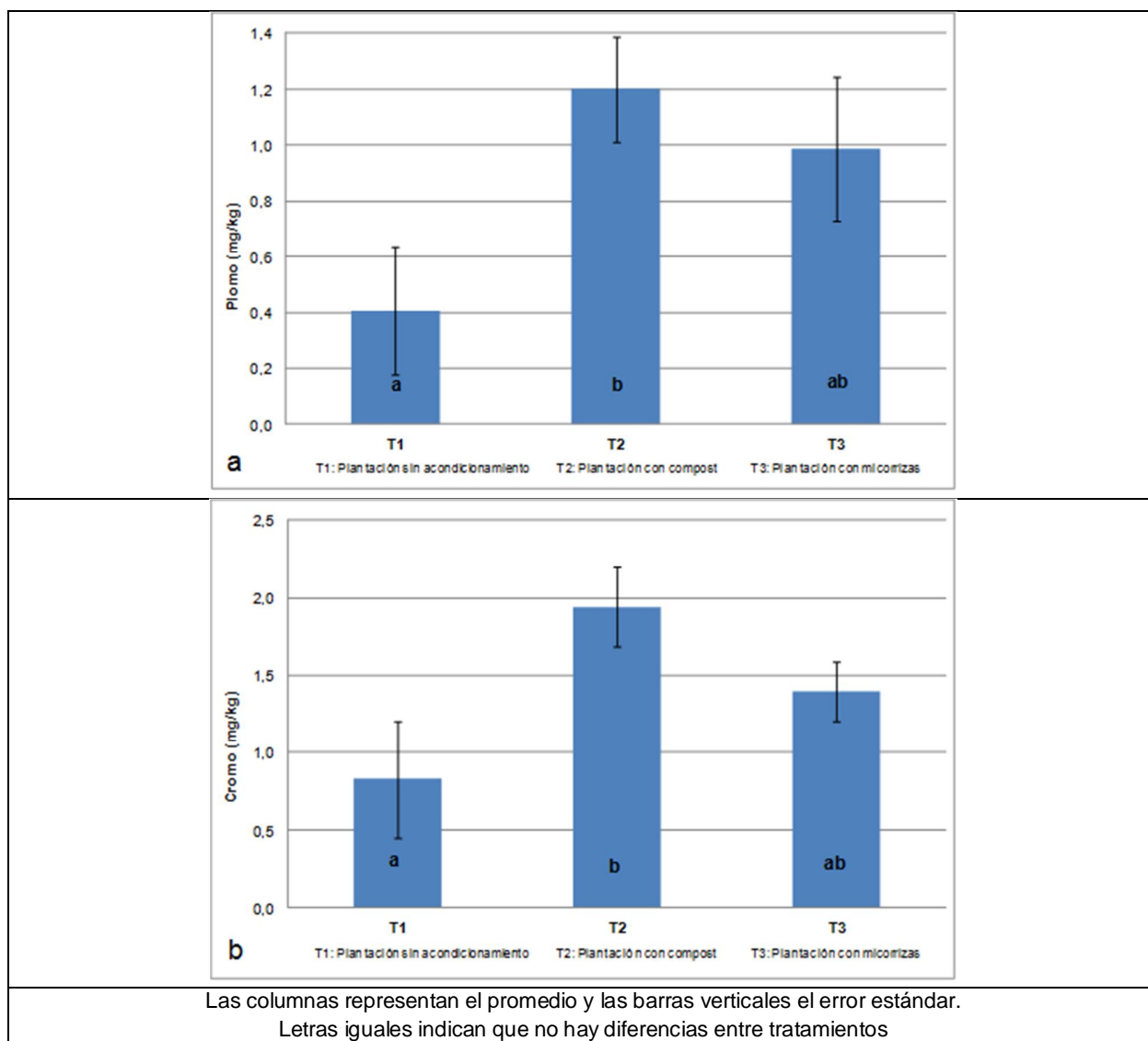
El plomo es un metal pesado no esencial para las plantas, con una concentración en raíces muy superior a la concentración en follaje, salvo en talhuén, donde los valores se aproximan bastante (1,15 mg/kg y 1,32 mg/kg, respectivamente). La máxima concentración se presenta en maitén, con 2,29 mg/kg, seguido de acacia saligna con 1,97 mg/kg. Las diversas relaciones entre concentraciones foliares y radicales presentadas en la siguiente figura, reflejan que no

existe coincidencia ni proporcionalidad entre la acumulación en ambos tejidos. En otras palabras, una especie que acumula más en el follaje no necesariamente acumula más que las otras especies en raíz, pero tampoco es la que acumula menos. Sin embargo, ante valores relativamente similares de Pb en el follaje, destaca maitén como la que tendría la mayor habilidad para retener este elemento en el tejido radicular, evitando su traslocación hacia el follaje.

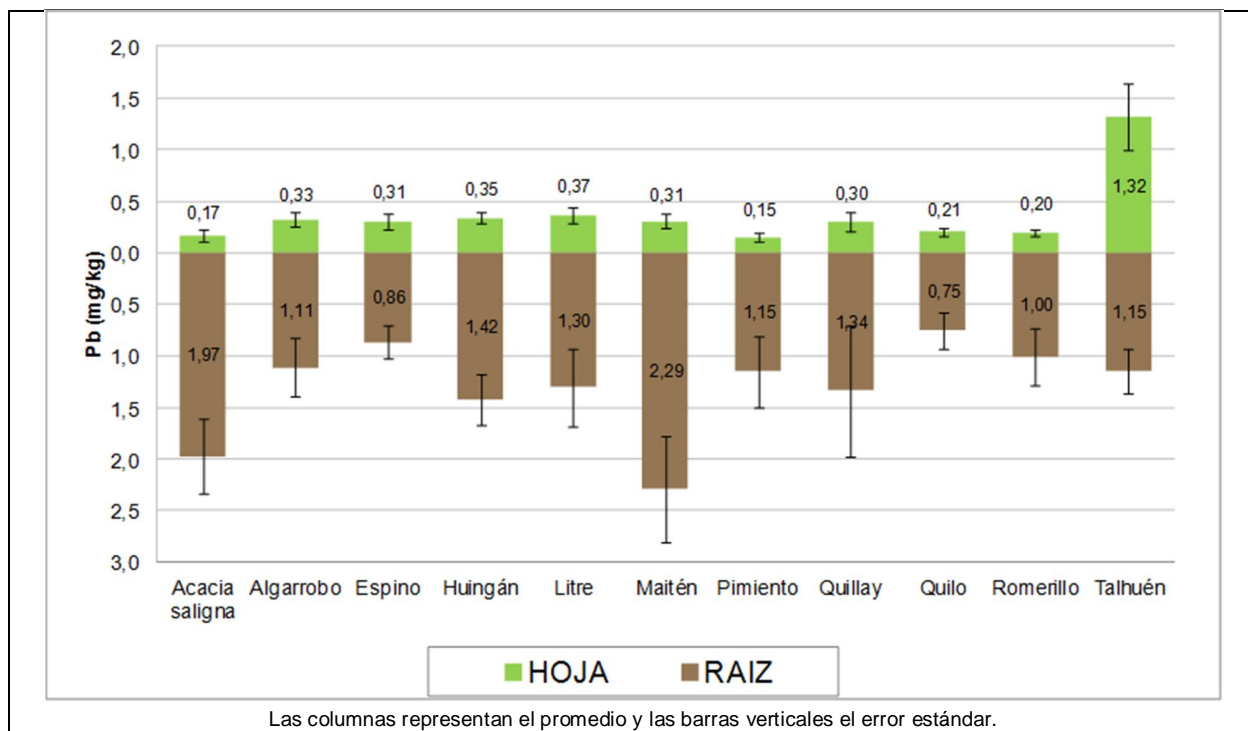
**Figura 5.61. Contenido de Pb en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**



**Figura 5.62. Comparación estadística de contenido de Pb (a) y Cr (b) en tejido radicular de espino entre tratamientos**



**Figura 5.63. Contenido de Pb en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



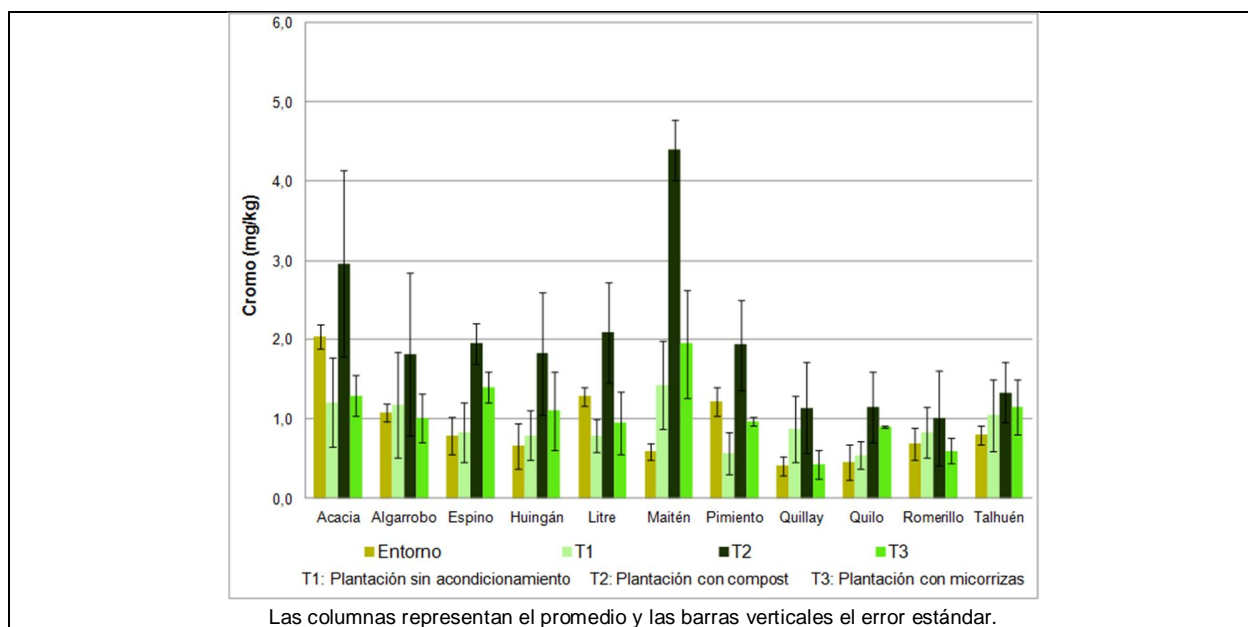
**Cromo.** El cromo es un metal no esencial que tiende a ser retenido en el sistema radicular de la planta para que no ascienda a la parte aérea; sin embargo, coincide pasar, pero a niveles insignificantes, salvo en espino en que llega a alcanzar 1 mg/kg, una concentración muy similar a la encontrada en la raíz, de 1,4 mg/kg. En el resto de las especies, la concentración radicular de cromo varía entre 0,8 mg/kg (romerillo) y 2,6 mg/kg (maitén).

En el caso de cromo, en todas las especies el tratamiento T2 produce las concentraciones más altas en raíz, que superan en todos los casos a las concentraciones en raíces de plantas del entorno y al resto de los tratamientos. En todas las especies, este elemento es fijado en mayor concentración en raíces que en follaje.

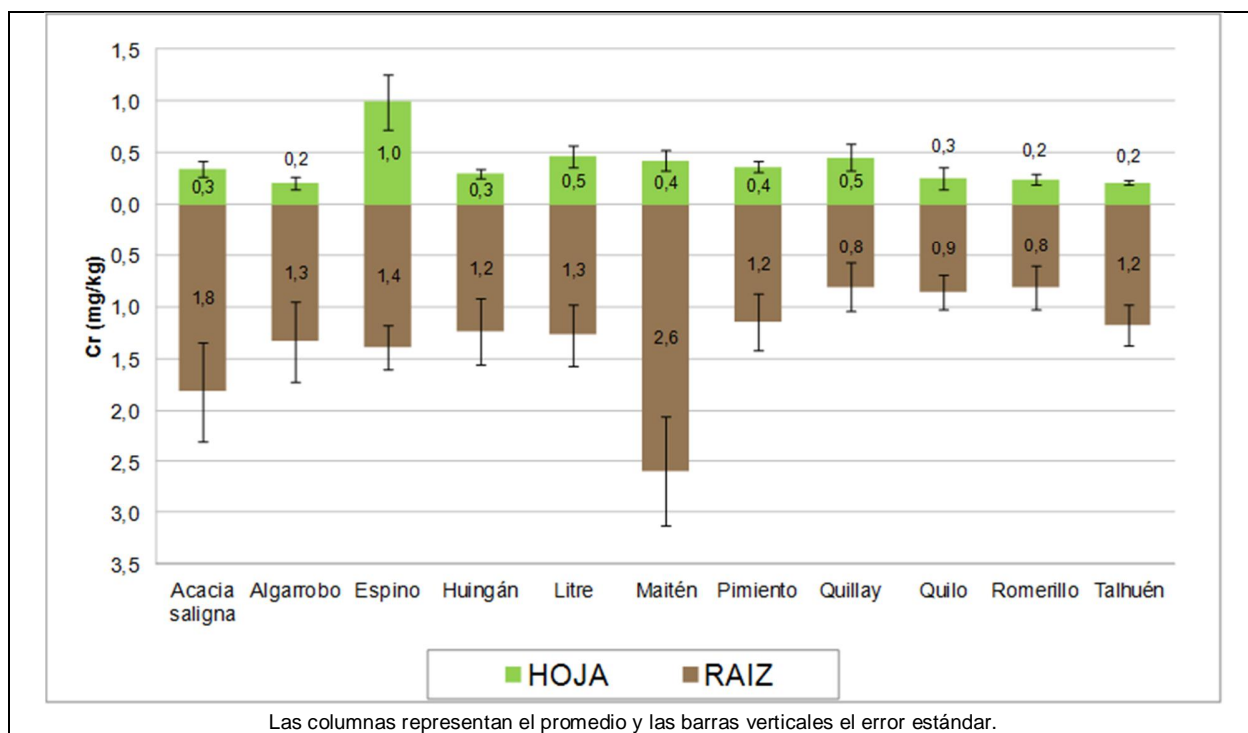
Ante valores relativamente similares de Cr en raíces, destaca maitén como la que tendría la mayor habilidad para filtrar este elemento.

La translocación de Cr en la planta está muy limitada porque en las raíces es reducido a  $\text{Cr}^{+3}$  y de esta manera no es translocado a las estructuras aéreas de las plantas (Epstein, 2003).

**Figura 5.64. Contenido de Cr en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**



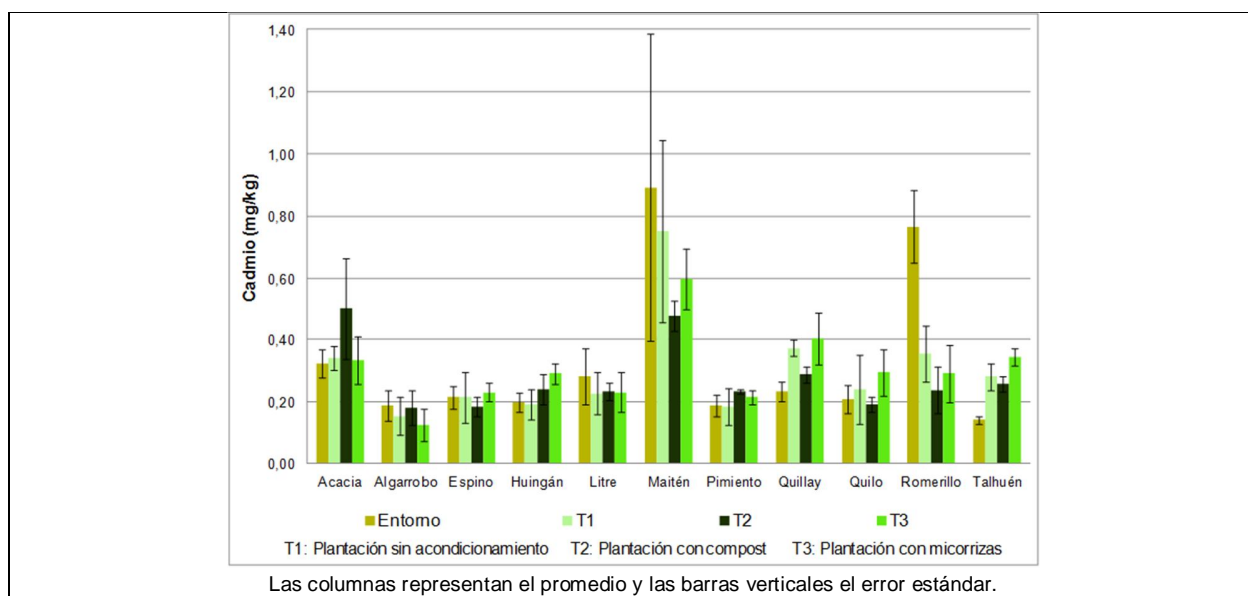
**Figura 5.65. Contenido de Cr en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



**Cadmio.** Cadmio pertenece a los metales no esenciales, que las plantas bloquean en su sistema radicular para que no asciendan a la parte aérea. Esto se comprueba en todas las especies evaluadas, salvo en talhuén, donde la concentración en follaje supera a la concentración radicular. La especie que más absorbe y fija en la raíz este elemento es maitén, en que la concentración asciende a 0,61 mg/kg. Esto no significa que sea la más efectiva en impedir el paso hacia la parte aérea.

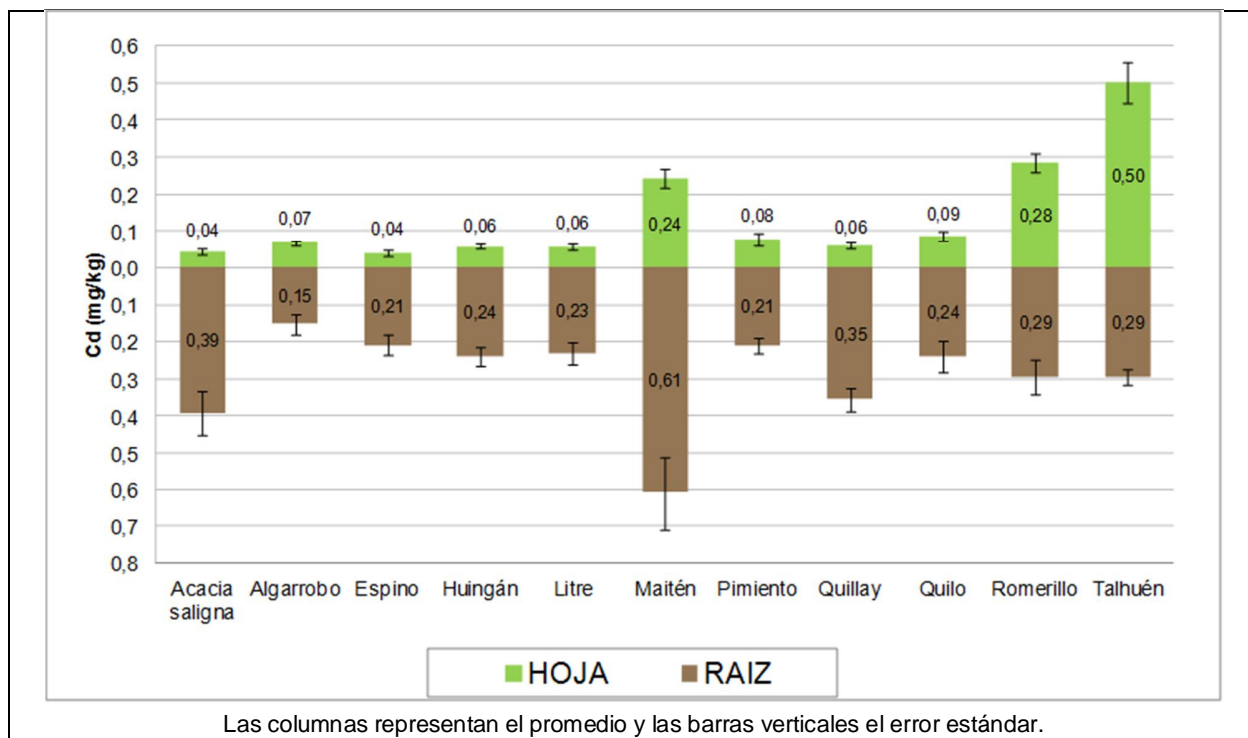
Maitén es la especie con más alta concentración de Cd en raíz, respecto de las otras especies y no hay ningún tratamiento que esté incidiendo en una mayor acumulación. Todas las especies acumulan más Cd en raíces que en follaje.

**Figura 5.66. Contenido de Cd en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**





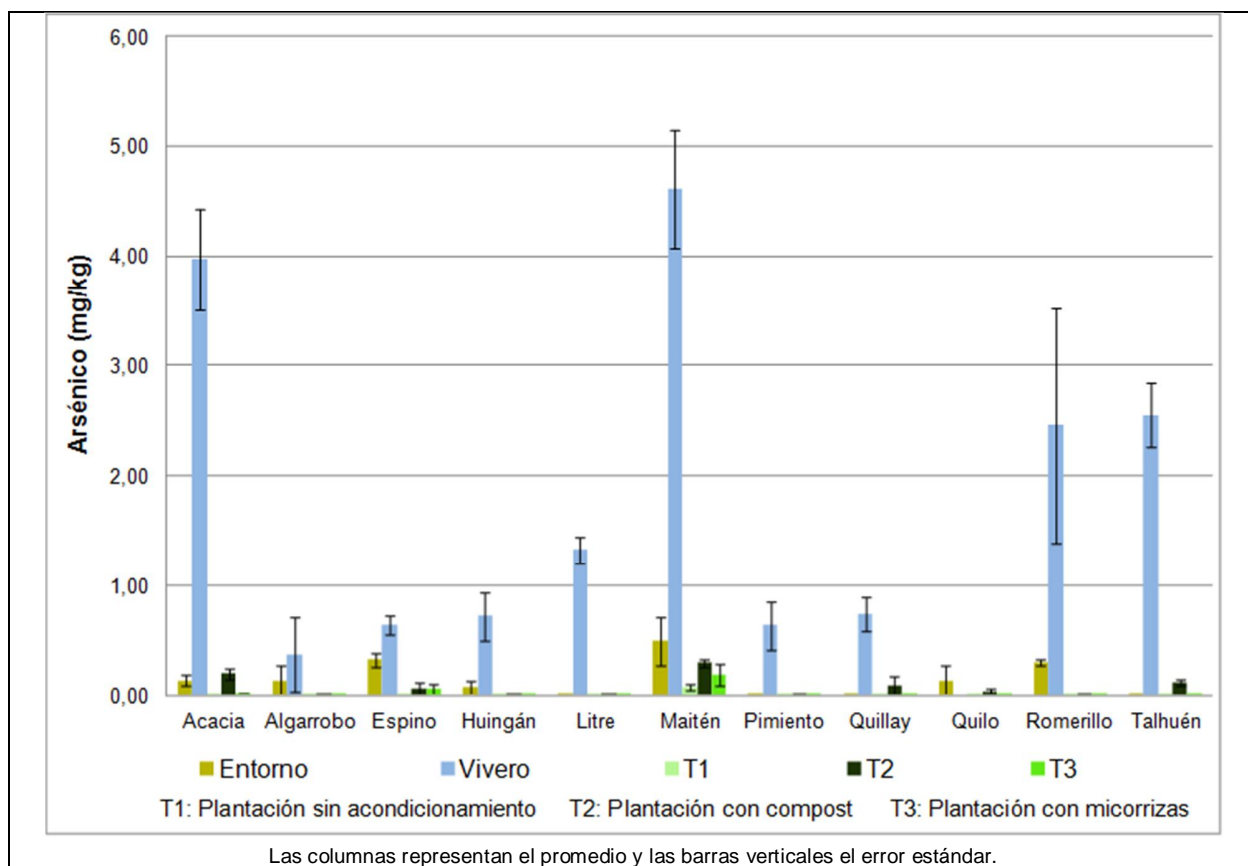
**Figura 5.67. Contenido de Cd en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



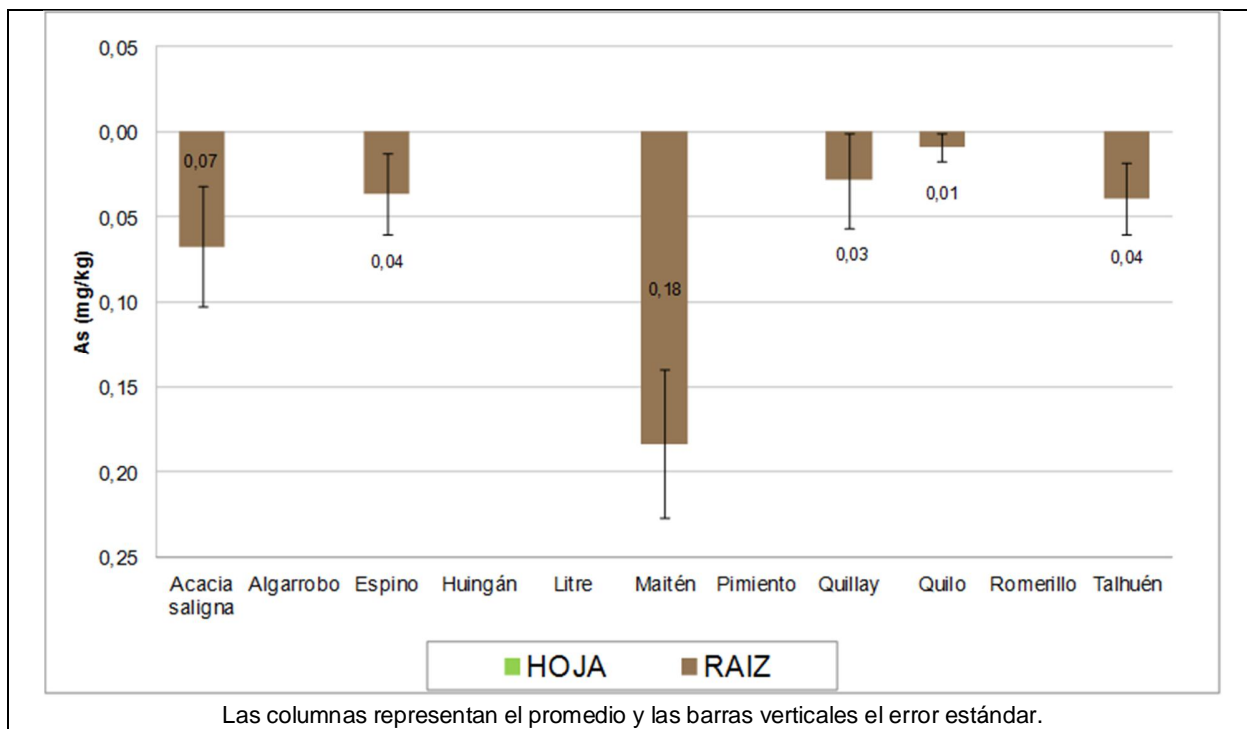
**Arsénico.** En el caso del arsénico, las concentraciones en raíces de plantas del vivero superan largamente a las concentraciones encontradas en plantas del entorno y del ensayo.

El arsénico no está presente en el follaje y escasamente representado en las raíces, con valores máximos de 0,18 mg/kg en maitén y mínimos de 0,01 mg/kg en quilo. Las especies que no parecen en la siguiente figura es porque sus concentraciones están por debajo del límite de detección.

**Figura 5.68. Contenido de As en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**

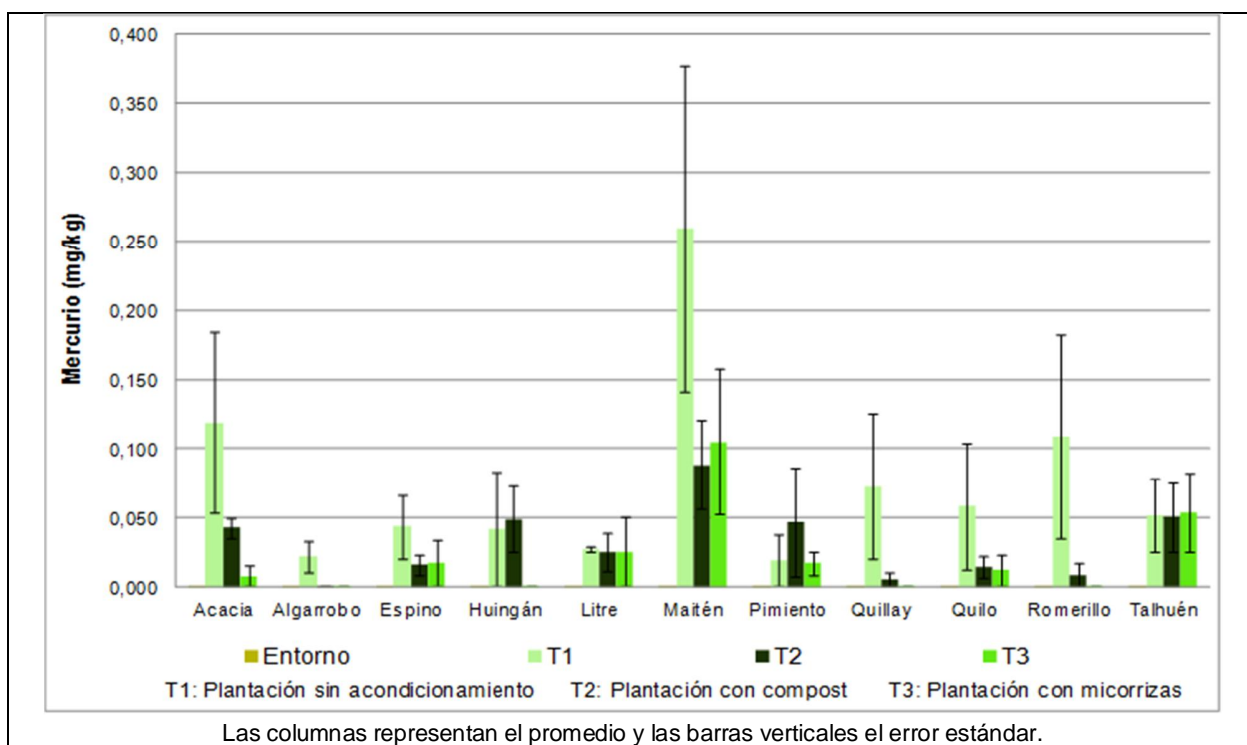


**Figura 5.69. Contenido de As en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



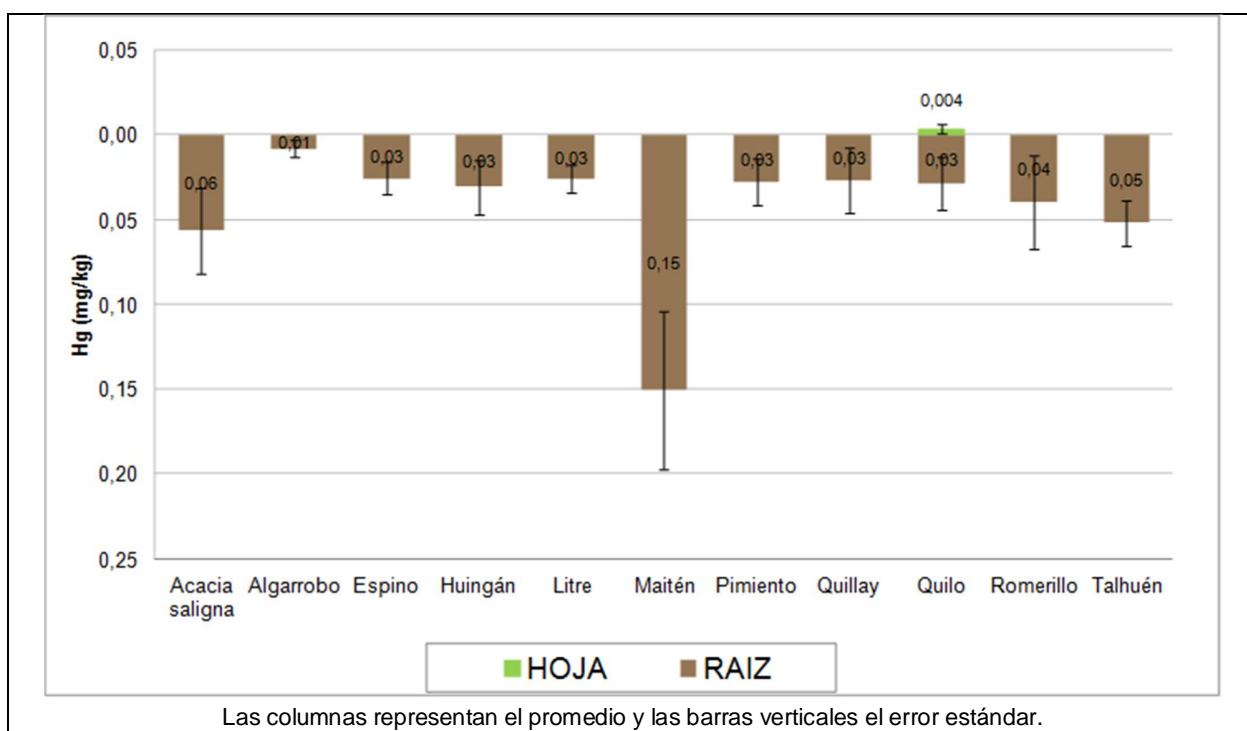
**Mercurio.** La concentración de mercurio en las raíces de plantas del ensayo es más alta que la concentración de plantas del entorno y entre las especies estudiadas destaca el maitén con una mayor concentración en raíces que en follaje.

**Figura 5.70. Contenido de Hg en tejido radicular de las distintas especies del ensayo en los tratamientos y línea base referencial**



El mercurio no se está acumulando en follaje, pero sí aparece en los análisis de raíces, pero a niveles insignificantes comparados con los rangos de 1 a 3,5 mg/kg que se han reportado en la literatura (Munshower, 1993). La especie que alcanza mayor concentración relativa es maitén, con 0,15 mg/kg y la menor concentración se registra en algarrobo, con 0,01 mg/kg, sin que esto signifique que permita un mayor paso de este elemento hacia la parte aérea.

**Figura 5.71. Contenido de Hg en tejido foliar y radicular de las distintas especies del ensayo (promedio de los tratamientos)**



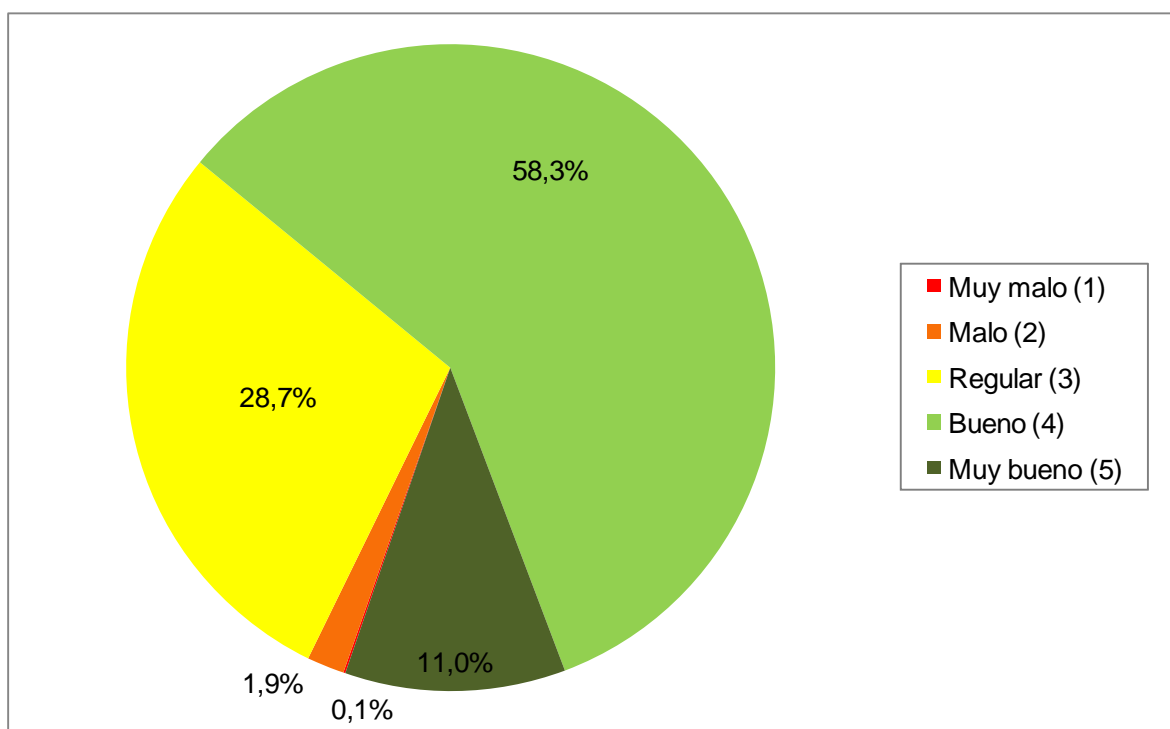
## 5.4 SEGUIMIENTO DE SOBREVIVENCIA Y DESARROLLO

### 5.4.1 Variables cualitativas

#### Estado general

De acuerdo al último monitoreo realizado entre abril y mayo del año 2013 (otoño), de las 3.610 plantas vivas sujetas a medición, la mayor parte fue catalogada con estado de vigor "bueno" y "regular", ya que la cantidad de plantas pertenecientes a cada una de estas categorías representan poco más del 58 % y poco menos del 29 % del total de plantas monitoreadas, respectivamente; mientras que cerca del 11 % de las plantas fueron categorizadas con estado "muy bueno" y cerca del 2 % con estado "malo" y "muy malo", de manera conjunta (Figura 5.72).

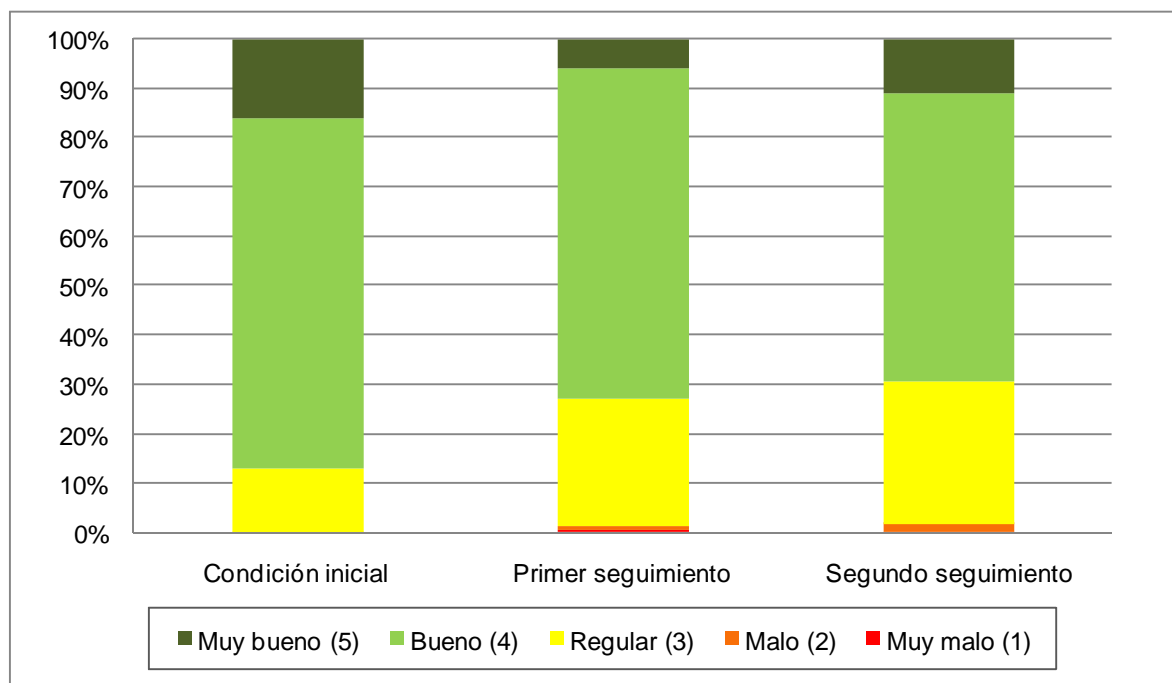
**Figura 5.72. Distribución relativa de plantas vivas según su estado de vigor según el segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo**



Si se comparan estos resultados con los obtenidos en mayo de 2012 (condición inicial) y noviembre de 2012 (primer seguimiento), es posible detectar que el estado de vigor de las plantas del ensayo ha disminuido a nivel general. En este sentido, en mayo de 2012 existía más

de un 85 % de plantas con estados de vigor "bueno" y "muy bueno", en noviembre del mismo año dicha proporción descendió a 73 % y en abril de 2013 cayó a 69,3 %. Tal como lo muestra la Figura 5.28, la mayor parte de las plantas que dejaron de pertenecer a estados de vigor altos, fueron categorizadas con estado "regular" durante el monitoreo de noviembre y en menor medida en estados de vigor "malo" y "muy malo". Esto no es necesariamente una tendencia sostenida, sino que refleja la adaptación o desadaptación ya de plantas más maduras, quedando en el campo las mejor preparadas para las condiciones de sitio sobre el tranque Quillayes. Pero sí se correlaciona en cierta medida con el descenso de los macronutrientes N y P tanto en follaje como en el sustrato, lo que estaría evidenciando una pérdida de fertilidad que podría estar afectando el vigor aparente de las plantas. De aquí la importancia de mantener los monitoreos en el tiempo y de incorporar la fertilización al programa de mantenimiento de la fitoestabilización, hasta su abandono definitivo, así como la relevancia de la integración de materia orgánica al sustrato relave en cantidades que permitan sostener las plantas durante un tiempo más prolongado, hasta que la comunidad vegetal establecida sea capaz de reciclar sostenidamente el N y el P con sus propios residuos vegetales. e aquí la importancia también de considerar especies leguminosas, que son capaces de auto fertilizarse al menos de N.

**Figura 5.73. Distribución relativa de plantas vivas según su estado de vigor en las tres campañas de seguimiento**

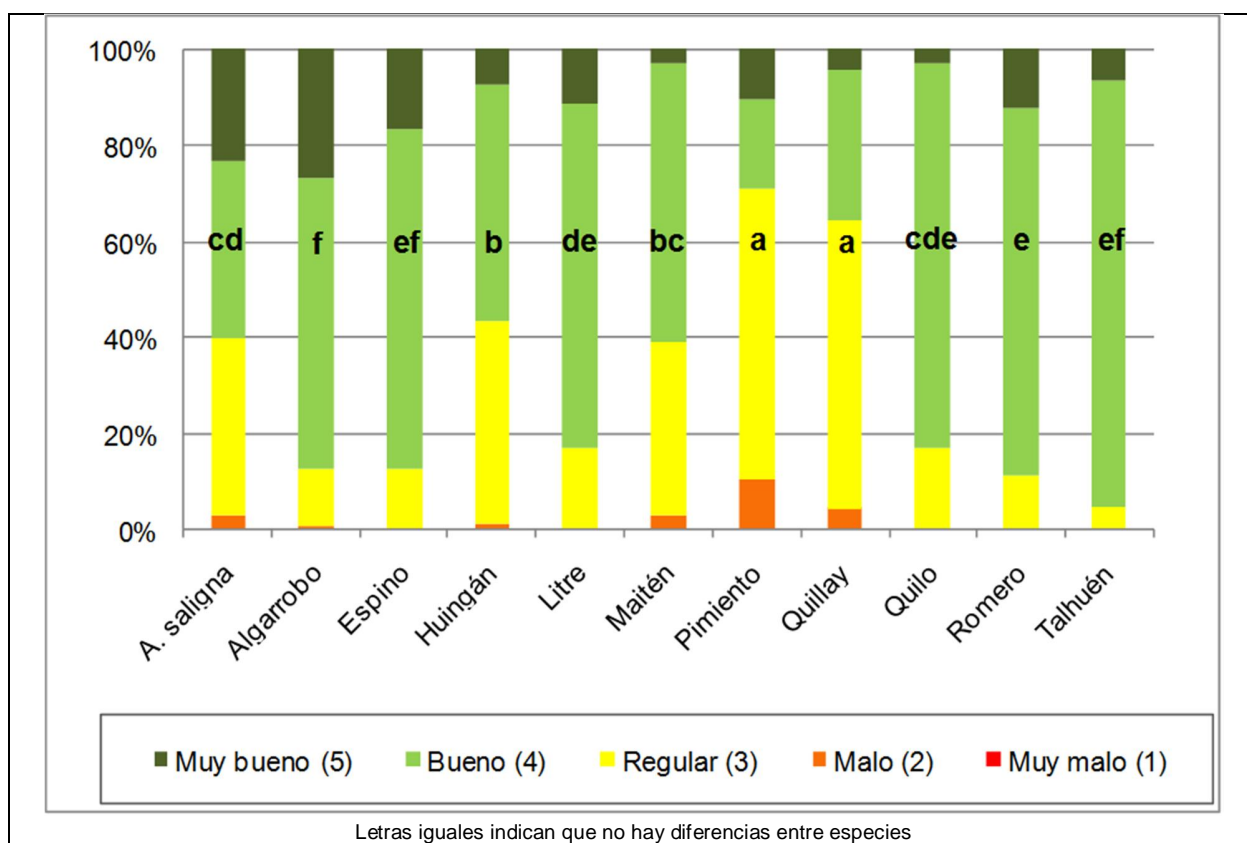




Por otro lado, al evaluar la relación que existe entre el estado de vigor de las plantas y la especie, se concluyó que existe una dependencia significativa entre ambas variables, lo que fue inferido sobre la base de la prueba de Kruskal Wallis, efectuada sobre la cantidad de plantas por estado de vigor en las diferentes especies. Esta prueba dio como resultado un valor P menor a 0,01 %, lo que significa que el estado de vigor está íntimamente relacionado con la especie.

Al detectar que existen diferencias significativas en el estado de las plantas del ensayo entre las especies que lo componen, se llevó a cabo el test no paramétrico de Dunn, con el fin de detectar entre cuáles especies existen diferencias significativas. El resultado de este análisis se resume en la Figura 5.74, en donde se muestran los grupos homogéneos que no mostraron diferencias significativas en términos del estado de vigor, simbolizados por las letras de la "a" hasta la "f".

**Figura 5.74. Proporción de plantas según estado de vigor de plantas por especie según el segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo**



Se observa que algarrobo, talhuén y espino (grupo f) son las especies que presentan la mayor proporción de plantas con elevados estados de vigor, mientras que pimienta y quillay son las especies (grupo a) que presentan la menor proporción de plantas con altos estados de vigor y la mayor proporción de plantas con estados de vigor bajo y regular.

La Tabla 5.41 muestra la proporción de plantas según estado general respecto del total de ejemplares por especie. Se observa que, al igual que para el primer seguimiento de sobrevivencia y desarrollo, pimienta y quillay son las especies que presentan la mayor proporción de plantas con estado de vigor "regular" y "malo".

**Tabla 5.41. Proporción (%) de plantas según estado general respecto del total de ejemplares por especie según el segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo**

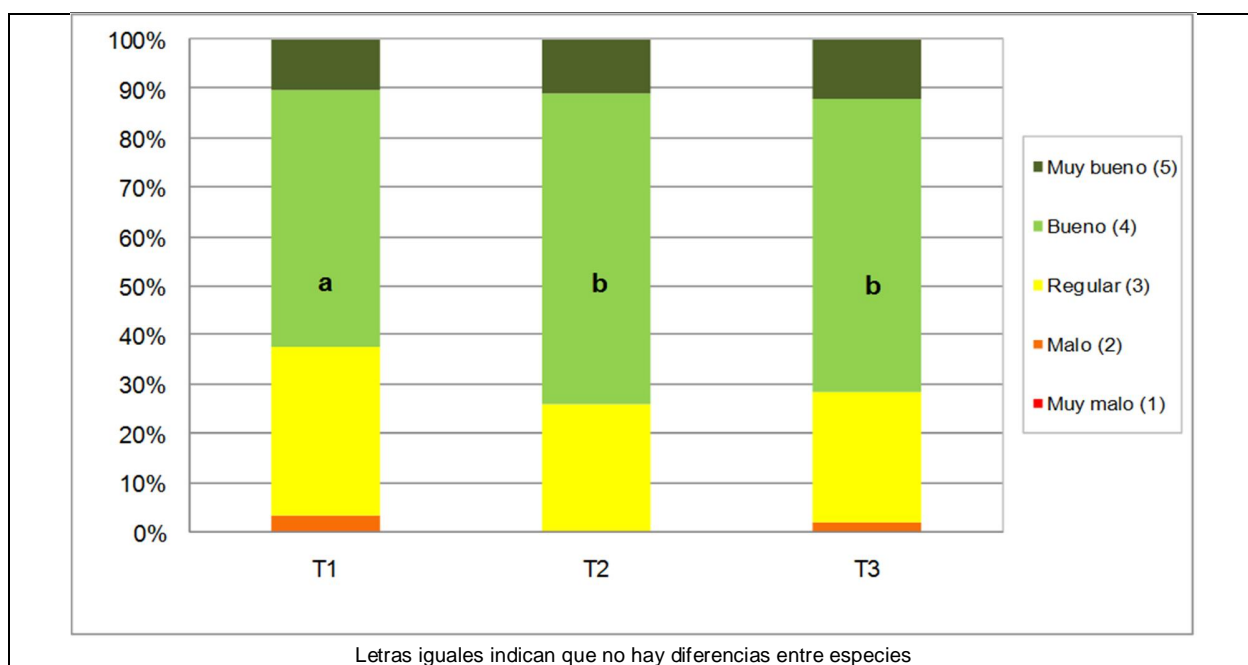
Especie	Estado general					Total
	Muy malo (1)	Malo (2)	Regular (3)	Bueno (4)	Muy bueno (5)	
Acacia saligna	0,0	3,1	36,9	36,9	23,1	100,0
Algarrobo	0,0	0,7	12,1	60,4	26,8	100,0
Espino	0,0	0,3	12,3	70,7	16,7	100,0
Huingán	0,3	0,9	42,3	49,0	7,5	100,0
Litre	0,0	0,0	17,1	71,4	11,4	100,0
Maitén	0,0	3,1	35,9	57,8	3,1	100,0
Pimienta	0,0	10,4	60,6	18,7	10,4	100,0
Quillay	0,0	4,6	60,0	31,1	4,3	100,0
Quilo	0,0	0,0	17,1	80,0	2,9	100,0
Romerillo	0,0	0,5	10,9	76,2	12,4	100,0
Talhuén	0,0	0,3	4,7	88,7	6,4	100,0
<b>Total</b>	0,1	1,9	28,7	58,3	11,0	100,0

Por otro lado, si se analizan estos resultados de manera conjunta, de tal modo de categorizar los estados 4 y 5 como un solo grupo, es posible analizar la proporción de plantas con estado "bueno" y "muy bueno" a nivel de cada especie. En este sentido, hasta mayo de 2013, al ordenar las especies del ensayo en orden descendente respecto de la proporción de plantas que presentan los dos mejores estados, queda lo siguiente: talhuén (95 %), romerillo (91,7 %), algarrobo y espino (87 %), litre y quilo (83 %), maitén (61 %), *Acacia saligna* (60 %), huingán (56 %), quillay (35 %) y pimienta (29 %).

En cuanto a las diferencias detectadas en el estado general de las plantas, entre los tres tratamientos de acondicionamiento del ensayo, se concluyó que existe una dependencia significativa entre ambas variables, ya que la prueba de Kruskal Wallis efectuada sobre la cantidad de plantas por estado de vigor en los tres tratamientos de enmienda, dio como resultado un valor P menor a 0,01 %. Esto significa que el estado de vigor está íntimamente relacionado con el tratamiento de acondicionamiento.

Al detectar que existen diferencias significativas en el estado de las plantas del ensayo entre los tres tratamientos, se llevó a cabo el test no paramétrico de Dunn, con el fin de detectar entre qué tratamientos ocurren estas diferencias. El resultado de este análisis se resume en la Figura 5.75, donde se muestran los grupos homogéneos en la condición general de la planta, simbolizados por las letras a y b. Como resultado de esta prueba estadística, se verifica que el estado de vigor de las plantas que no recibieron compost ni micorrizas (T1) es significativamente menor al de aquellas que sí recibieron algún tipo de acondicionamiento en la plantación (T2 y T3). Esto se verifica al agrupar los datos, ya que el conjunto de plantas que recibieron algún tipo de acondicionamiento está representado por un 72 % (T2) a un 74 % (T3) de plantas con estado "bueno" y "muy bueno", mientras que en el grupo de plantas sin acondicionamiento (T1) está representado por poco más del 62 %.

**Figura 5.75. Proporción de plantas según estado de vigor de plantas por tratamiento de enmienda según el segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo**



Al analizar las diferencias de estado de vigor entre tratamientos a nivel de cada especie en particular, se obtuvo como resultado que el factor de acondicionamiento sólo influye de manera

significativa sobre el vigor para las especies: algarrobo, espino, huingán, maitén, pimienta y quillay. Esto se interpreta a partir de los valores P de la Tabla 5.42, ya que éstos son menores a 5 % para las especies señaladas.

**Tabla 5.42. Valores P (%) del test de Kruskal Wallis evaluado para cada especie en particular con el objetivo de detectar diferencias significativas entre tratamientos para la variable de estado de vigor según el segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo**

<b>Especie</b>	<b>Valor P (%)*</b>
Acacia saligna	94,4
Algarrobo	<b>3,0</b>
Espino	<b>0,0</b>
Huingán	<b>0,2</b>
Litre	90,8
Maitén	<b>0,4</b>
Pimienta	<b>&lt; 0,01</b>
Quillay	<b>&lt; 0,01</b>
Quilo	86,8
Romerillo	40,7
Talhuén	67,3

\*En rojo se destacan los valores significativamente distintos, con valor p menor a 5 % ( $p < 0,05$ ).

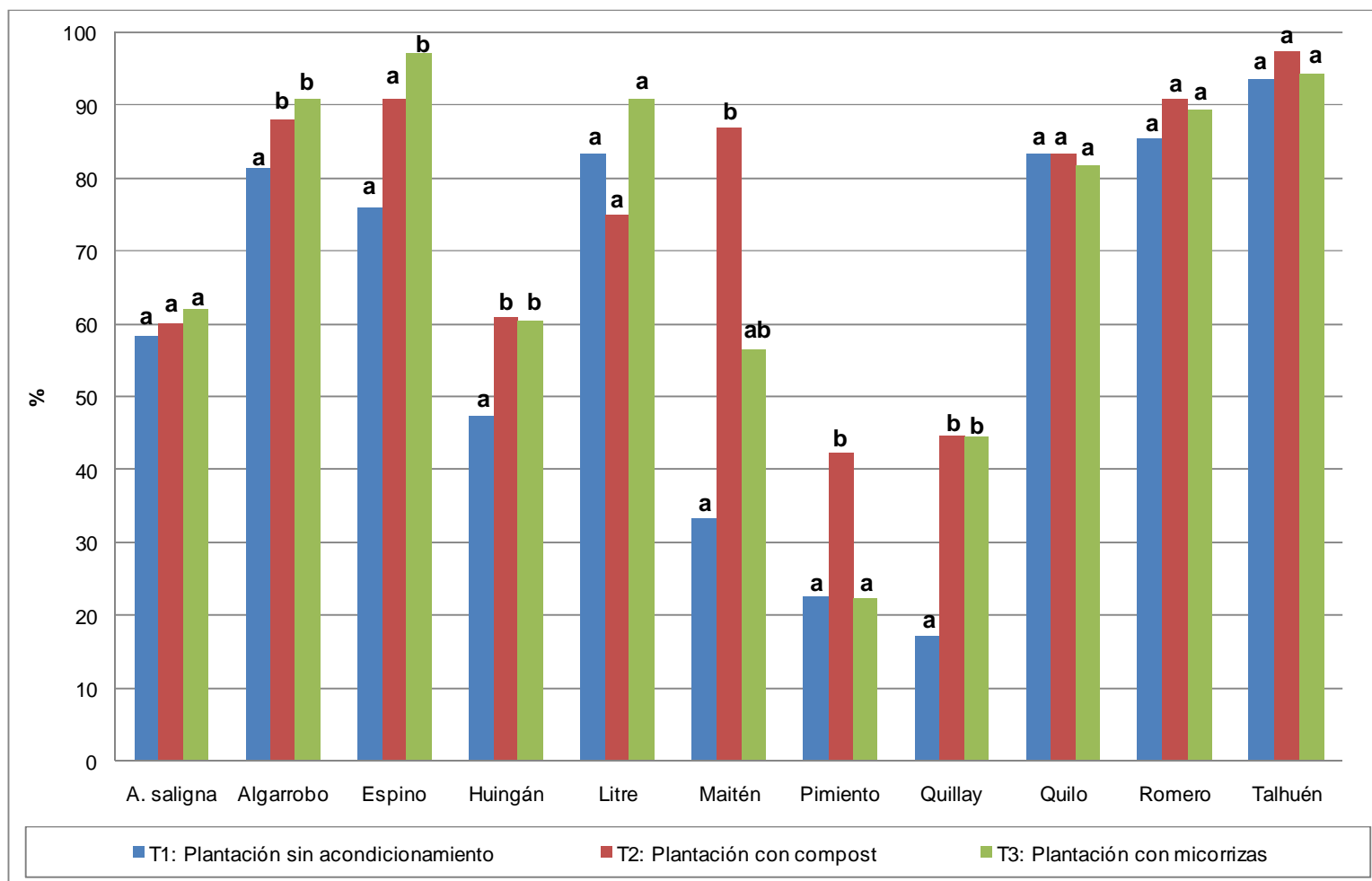
Considerando sólo aquellas especies que presentan diferencias significativas entre tratamientos, se observa que, a nivel de cada especie, en algarrobo, huingán y quillay ambos tratamientos de acondicionamiento (T2 y T3) no difieren significativamente entre sí (figura 5.76), de manera que se podría inferir que con la adición de compost o micorrizas sobre estas tres especies se obtiene una mejora en el vigor de las plantas. Por su parte, en las especies maitén y pimienta sólo la adición de compost genera un aumento significativo en el vigor de las plantas, mientras que en espino esto ocurre sólo con la inoculación de micorrizas.

De acuerdo a la experiencia del consultor, era esperable un mejor crecimiento y mayor vigor de las plantas con algún tipo de acondicionamiento en la plantación respecto del resto. La materia orgánica es un mejorador de suelos con beneficios universalmente conocidos y probados en todos los proyectos de recuperación de pasivos mineros, por lo que, en estricto rigor, su

utilización debiera ser una constante y no una variable más de un ensayo; sin embargo, dado que su costo es elevado, el ensayo puede aportar en cuantificar el beneficio de corto plazo de la dosis aplicada. En el futuro, sería conveniente ensayar distintas cantidades o dosis de materia orgánica a aplicar, distintas fuentes y formas de incorporarla al sustrato relave.

El estado fitosanitario de las plantas, específicamente la presencia de plagas o enfermedades o signos de daño biótico o abiótico (desganches por nevazones, por ejemplo), constituye una de las variables que se toma en consideración al momento de evaluar el estado general de la planta. En general no se detectaron problemas masivos o de amplia distribución entre especies. Lo más frecuente que se observó fue la presencia de pulgones y de conchuelas en algunos ejemplares de huingán, maitén y romerillo. La descripción de las situaciones observadas en el monitoreo se presenta en el Anexo 8.

**Figura 5.76. Comparación de la proporción de plantas con estados de vigor bueno y muy bueno por tratamiento de acondicionamiento a nivel de cada especie, según el segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo**

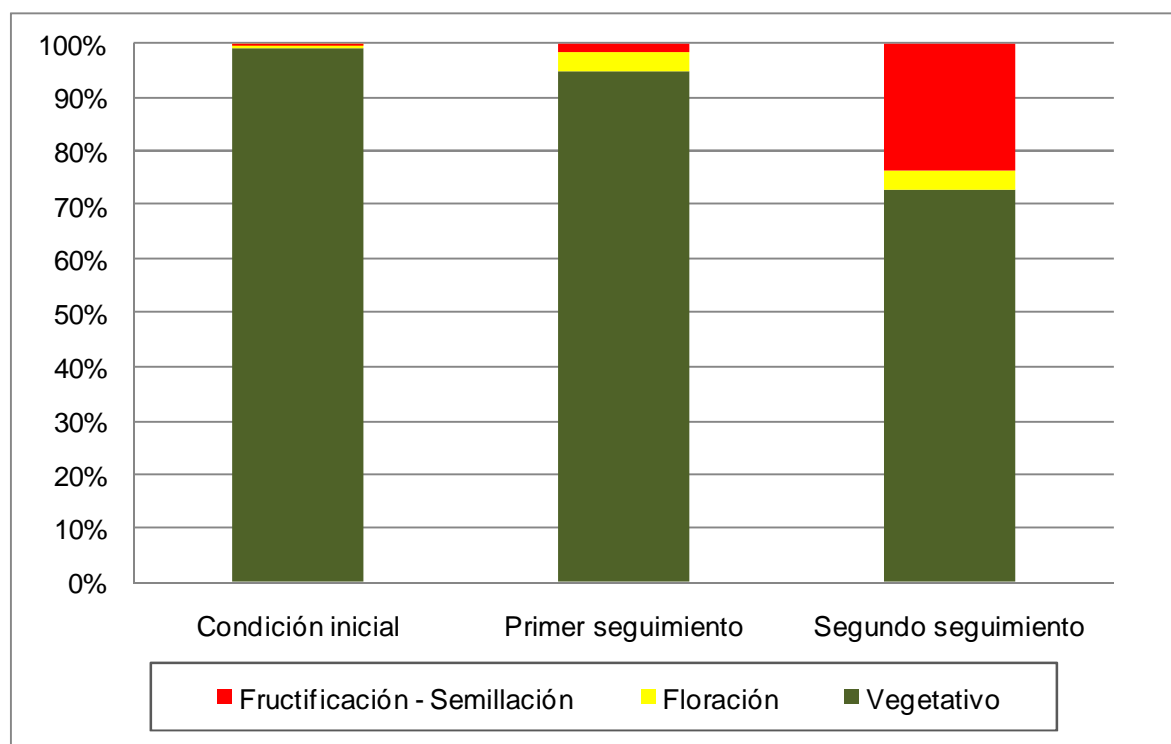


Letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

## **Estado fenológico**

De las 3.610 plantas vivas sujetas a seguimiento, la mayor parte (73,2 %) solo ha logrado llegar hasta un estado fenológico vegetativo hasta mayo de 2013, no habiendo alcanzado aún la madurez sexual, lo cual es esperable dada la corta vida que tienen aún las plantas en el ensayo. Como es de esperar, en la medida que pasa el tiempo las plantas van madurando sexualmente, lo que se ha podido constatar entre campañas de monitoreos. En la primera instancia de medición (mayo de 2012) la cantidad de plantas que presentaba algún estado fenológico reproductivo era apenas de 28, mientras que un año después, en el monitoreo de mayo de 2013, esta cifra llegó a 967 (figura 5.77).

**Figura 5.77. Distribución relativa de plantas según su mayor estado fenológico alcanzado en cada una de las etapas de monitoreo desarrolladas**





Al analizar la precocidad de las plantas a nivel de cada especie en el presente en el ensayo, en la tabla 5.43 se aprecia que romerillo es la especie con mayor proporción de plantas con estados fenológicos reproductivos, ya que más del 90 % de las plantas floreció y llegó a producir semillas. Otras especies cuya precocidad fenológica es destacable son: maitén, pimienta y quilo, ya que más de un 30 % de las plantas, a nivel de cada especie, florecieron en el transcurso del ensayo y la cuarta parte de los ejemplares de esta última fructificaron.

**Tabla 5.43. Proporción de plantas (%) por especie según estado fenológico alcanzado durante el desarrollo del proyecto**

ESPECIE	ESTADO REPRODUCTIVO		
	Floración	Fructificación	Semillación
Acacia saligna	0,0	0,0	0,0
Algarrobo	0,0	0,0	0,0
Espino	1,3	0,0	0,0
Huingán	4,5	0,6	1,2
Litre	0,0	0,0	0,0
Maitén	47,5	3,0	4,0
Pimiento	32,8	1,7	4,8
Quillay	0,0	0,0	0,0
Quilo	46,7	25,0	0,0
Romerillo	1,9	1,3	92,0
Talhuén	0,0	0,0	0,0

La precocidad de las especies en la formación de frutos y semillas es relevante para la toma de decisiones de selección de especies. Generalmente se considera un atributo positivo para especies empleadas en fitoestabilización, pues demuestra que pueden completar sus ciclos vitales con normalidad y tienen mayor probabilidad de generar descendencia y auto regeneración una vez abandonado el mantenimiento artificial.

Las especies que llegan a producir semillas viables, pueden generar descendencia espontáneamente y contribuir a aumentar la cobertura o renovar generacionalmente las plantas plantadas. Por otro lado, la precocidad es un indicador de la estrategia de sobrevivencia básica y ocupación del territorio de las especies (ruderal (R), competitiva (C) o tolerante al estrés (S)) (Grime, 1977; 1989) y aporta información sobre las posibilidades de sustentabilidad futura de las especies plantadas en un terreno con limitaciones, específicamente un depósito de relave pirítico, donde pueden esperarse factores de estrés en el futuro por la reducción del pH y la

liberación de ciertos cationes metálicos o el bajo suministro de N y P si la comunidad vegetal no logra ser autosoportante .

La abundancia de semillas en cortos períodos de tiempo revela una estrategia ruderal (R) de ocupación del territorio, mientras que una fructificación y crecimiento más modesto, pero constante en el tiempo, se relaciona más con la adaptación de largo plazo a las limitaciones del sitio; es decir, una estrategia de tolerancia (S). En cierta forma, es deseable una mezcla de especies con ambas estrategias, para que haya una rápida cobertura y ocupación del sitio inicial, pero en el largo plazo, es necesario que las especies que perduren sean tolerantes a los factores de estrés, en caso que se presenten. Grime (1977) también establece que existe una recurrente relación entre plantas tolerantes al estrés y la asociación con micorrizas, lo que también es orientativo de las decisiones de selección futura de especies para el tranque Quillayes.

En cuanto al efecto de los tratamientos sobre la fenología de las especies ensayadas, la aplicación del test de Kruskal Wallis al conjunto de especies para cada tratamiento, indicó que no existen diferencias significativas entre tratamientos (valor P 12,8 %).

Al analizar las diferencias de estado fenológico entre tratamientos, pero a nivel de cada especie por separado, se revela que el factor acondicionamiento influye de manera estadísticamente significativa (valores p menores a 5 %) sobre el estado fenológico de las especies huingán y pimienta (ambas del mismo género; tabla 5.44).

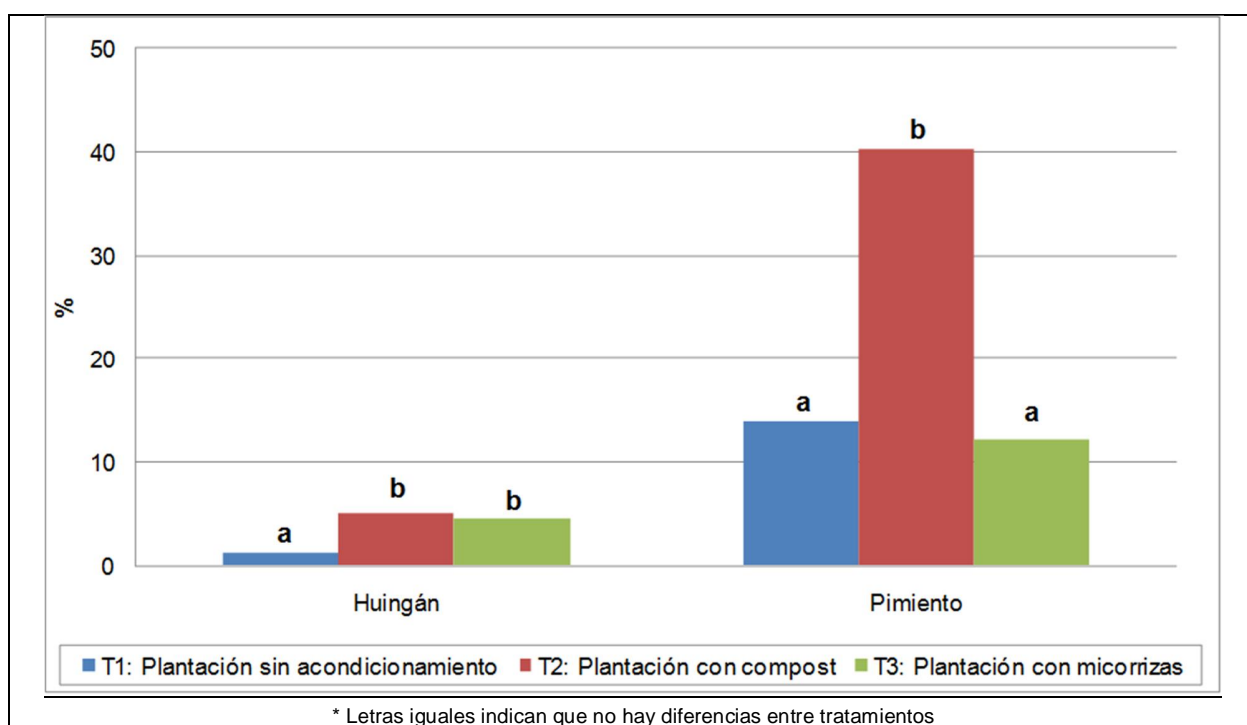
**Tabla 5.44. Valores P (%) del test de Kruskal Wallis evaluado para cada especie en particular para detectar diferencias entre tratamientos para la variable estado fenológico más avanzado alcanzado en cada una de las etapas de monitoreo**

<b>Especie</b>	<b>Valor P (%)*</b>
Acacia saligna	100,0
Algarrobo	100,0
Espino	55,6
Huingán	<b>2,6</b>
Litre	100,0
Maitén	47,1
Pimiento	<b>&lt; 0,01</b>
Quillay	100,0
Quilo	29,6
Romerillo	27,5
Talhuén	100,0

\*En rojo se destacan los valores significativamente distintos, con valor p menor a 5 % (p<0,05).

Considerando sólo a las dos especies que presentan diferencias significativas entre tratamientos, se observa que, al igual que lo ocurrido con la variable de estado de vigor, sólo con la aplicación de compost en pimiento hay un aumento en la proporción de plantas que presentan algún estado reproductivo, mientras que en plantas de huingán este efecto se consigue tanto con la aplicación de compost como con la inoculación de micorrizas (Figura 5.78).

**Figura 5.78. Comparación de la proporción de plantas que alcanzaron algún estado reproductivo por tratamiento de acondicionamiento para las especies huingán y pimiento**



## **Arquitectura**

A la fecha de los últimos registros dendrométricos (abril-mayo de 2013, otoño), las plantas que componen el ensayo de fitoestabilización tenían poco más de un año de tiempo plantadas. Este hecho determina que las plantas aún se encuentren en una etapa de desarrollo relativamente juvenil, de manera que no han expresado su arquitectura definitiva. En este sentido, especies cuyo hábito de crecimiento esperado es de matorral o arbustivo, con tendencia achaparrada, como huingán (en condiciones cordilleranas), aún no expresan plenamente esta forma de desarrollo;

sin embargo, se aprecia un incremento significativo entre los monitoreos de noviembre de 2012 y abril de 2013 (0,5 % y 25,2 %, respectivamente).

En términos globales, sólo un 12,1 % de las plantas del ensayo pueden considerarse de hábito simpódico o "achaparradas", quedando el 87,9 % restante en la categoría de monopódicas o "erectas" (que no han desarrollado una copa amplia desde su base).

La importancia de esta variable morfológica, se relaciona con la capacidad de las plantas empleadas en fitoestabilización para adaptarse a las condiciones propias de un tranque de relave cordillerano (nieve, viento, radiación solar) y para aportar como interceptores más efectivos de la dispersión de material particulado o erosión eólica que suele ocurrir en las primeras etapas del cierre. La estrategia de sobrevivencia de muchas especies del matorral esclerófilo de la zona central de Chile, es autoprotgerse del exceso de radiación solar y viento, mediante una forma achaparrada o globosa, con follaje persistente, que se acumula bajo la copa y donde se concentran las raíces y por ende, la nutrición y absorción de agua. Las plantas generan así un micro ambiente favorable, donde además puede establecerse la descendencia (efecto "nodriza").

Plantas de hábito simpódico, arbustivo, multifustales, achaparradas, presentan una mejor resistencia al viento y al efecto mecánico de la nieve, respecto de plantas monopódicas o unifustales, que tienden a inclinarse o quebrarse, o a perder follaje de la parte de la copa situada a barlovento ("árboles bandera"). Por otro lado, las copas bajas (cercanas al suelo) y los hábitos arbustivos, pueden transformarse en nichos o micro hábitats para la fauna que colonice el tranque (aves, micromamíferos, reptiles, insectos). Estos ambientes protegidos son preferidos por estas especies, donde pueden esconderse o generar guaridas temporales o permanentes.

Especies como acacia saligna, espino, maitén, quillay y talhuén han mostrado un hábito de crecimiento predominantemente erecto en el tranque Quillayes. Esto significa que el crecimiento de él o los ejes principales es predominantemente vertical, de manera que no hay un cubrimiento del suelo significativo por parte de la copa de la planta. Sin embargo, siempre hay excepciones a la regla y pueden encontrarse ocasionalmente ejemplares de quillay multifustales o con hábito arbustivo o semi postrados. Lo mismo ocurre, pero con mayor frecuencia, en el caso de algarrobo, mientras que huingán y quilo son predominantemente arbustivos bajos con tendencia achaparrada.

Como se observa en la Figura 5.79, el hábito de crecimiento está muy relacionado con la especie y la estructura simpódica o achaparrada se concentra en quilo, huingán, litre y en menor medida pimienta y romerillo. En el caso de pimienta, la forma arbustiva no es representativa de la forma adulta esperada en el mediano a largo plazo. En el caso de quilo

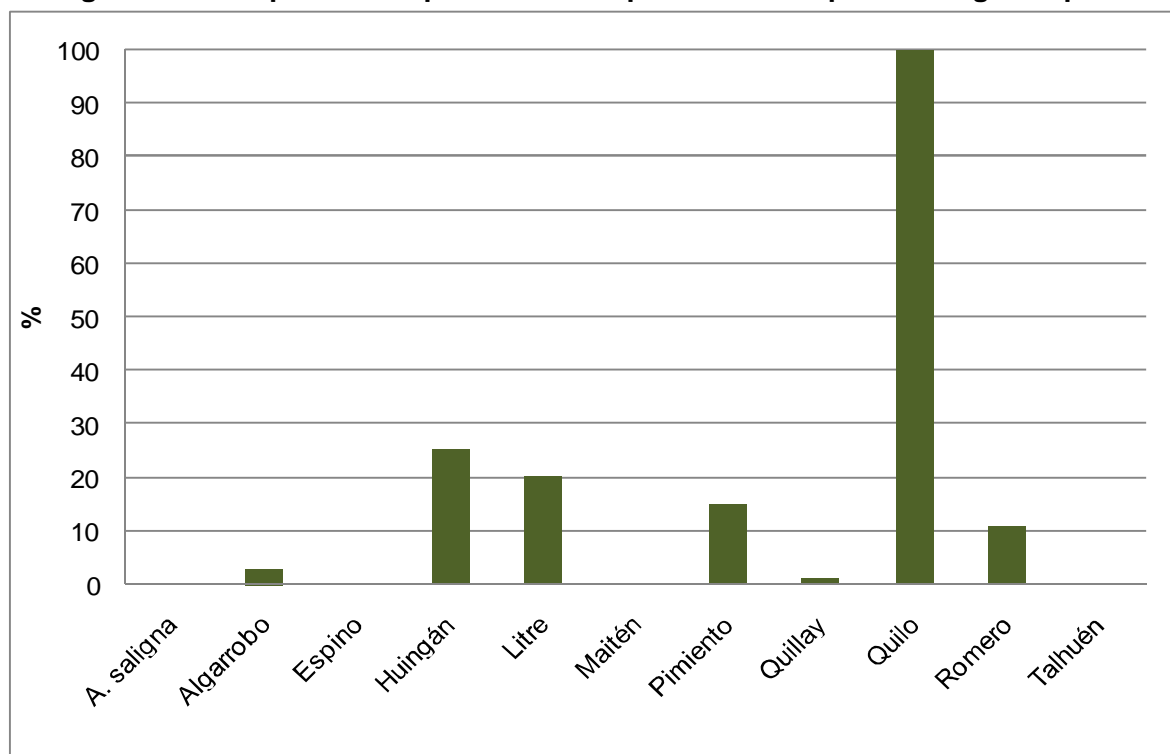
ocurre lo contrario ya que la totalidad de los ejemplares de esta especie presentan una arquitectura achaparrada que se mantendrá permanentemente.

Se debe advertir que, dada la condición de fuertes vientos permanentes sobre el tranque Quillayes, al momento de la plantación se instalaron tutores con amarras a cada planta, los cuales fueron sometidos a mantención de manera consecutiva. Esto promueve un desarrollo más erecto en las plantas, pero no necesariamente a un hábito monopódico.

La significancia de la influencia del factor especie sobre la variable de arquitectura fue verificada mediante la prueba de *Chi-cuadrado* para varias proporciones, ya que el valor P obtenido fue menor a 0,01 %.



**Figura 5.79. Proporción de plantas con arquitectura achaparrada según especie**



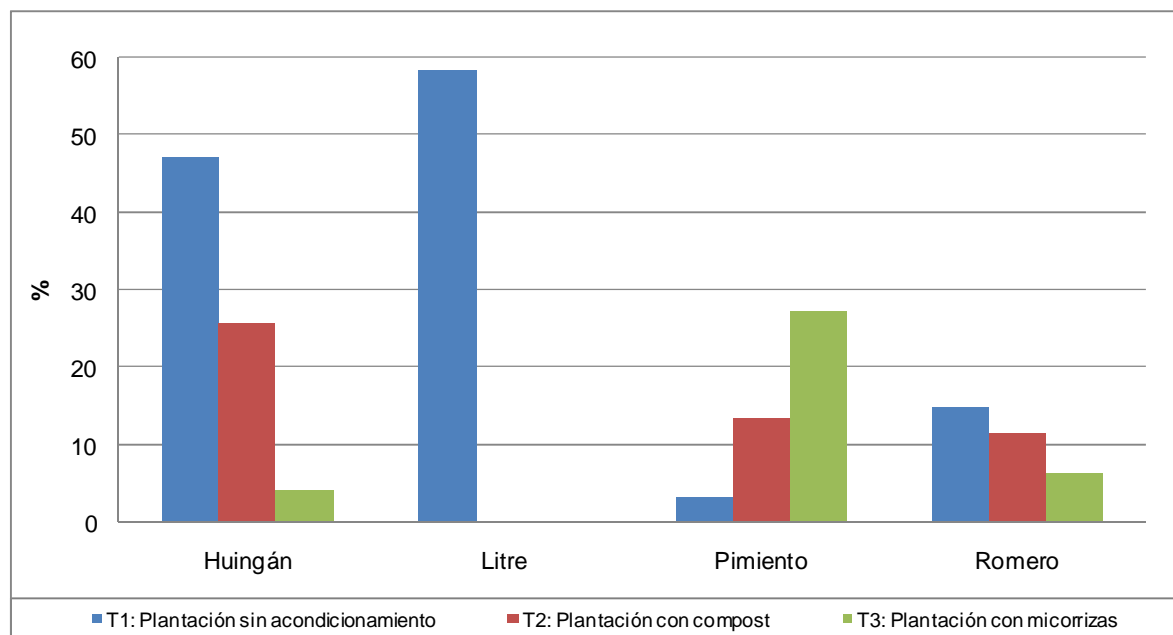
Se hicieron análisis estadísticos para verificar la influencia de los tratamientos en la forma de las plantas, que mostraron que las enmiendas tenderían a promover un desarrollo más erguido que achaparrado para las especies huingán, litre, pimiento y huingán (tabla 5.45 y figura 5.80), posiblemente por el aporte de vigor inicial que representan, pero se considera que la gravitación de la edad de la planta y del factor genético superan largamente la posible incidencia de las enmiendas, que en ningún caso podrían determinar la arquitectura futura o definitiva de una especie.

**Tabla 5.45. Valores P (%) del la prueba de *Chi*-cuadrado evaluado para cada especie en particular para detectar diferencias entre tratamientos para la variable de arquitectura**

Especie	Valor P (%)*
Acacia saligna	100,0
Algarrobo	9,5
Espino	34,2
Huingán	< 0,01
Litre	0,02
Maitén	100,0
Pimiento	< 0,01
Quillay	17,2
Quilo	100,0
Romerillo	0,4
Talhuén	42,9

\*En rojo se destacan los valores significativamente distintos, con valor p menor a 5 % ( $p < 0,05$ ).

**Figura 5.80. Proporción de plantas con arquitectura achaparrada según tratamiento a nivel de las cuatro especies cuya arquitectura se vio influenciada por los tratamientos de acondicionamiento**





#### **5.4.2 Variables cuantitativas**

Previo al análisis de varianza realizado sobre las variables de sobrevivencia, incremento en altura, incremento diámetro de cuello (DAC) y diámetro de copa, para determinar cuál prueba o test estadístico es el más apropiado se realizaron pruebas de normalidad y homocedasticidad sobre los datos.

##### **Pruebas de normalidad y homocedasticidad**

A nivel de ambos factores combinados (tratamiento y especie), el test de Levene determinó el no cumplimiento del supuesto de homocedasticidad para la variable de sobrevivencia y el test de Bartlett concluyó lo mismo para las variables de incremento en altura, incremento en DAC y diámetro de copa, tanto para los datos originales como para los que fueron sometidos a funciones de transformación. Resultados similares se obtuvieron al comparar las varianzas de los incrementos en altura, DAC y diámetro de copa a nivel del factor especie (test de Bartlett), ya que todos los valores P obtenidos mediante las pruebas de homocedasticidad son menores a 5%.

Tal como lo muestra la Tabla 5.45, a nivel del factor tratamiento, cuyo test de homocedasticidad utilizado fue el de Cochran, sólo se cumple el supuesto de homocedasticidad para las variables de incremento en altura y DAC, ya que el valor P es mayor a 5 % en al menos un tipo de transformación de los datos.

Frente al incumplimiento del supuesto de igualdad de varianzas, se descarta la posibilidad de utilizar un modelo paramétrico en el análisis estadístico, por lo que sólo se realizaron pruebas de normalidad para las variables que cumplieron con el supuesto de igualdad de varianzas.

**Tabla 5.45. Valores P (%) obtenidos mediante los test de homocedasticidad para las variables de sobrevivencia, incremento en altura, incremento en DAC y diámetro de copa**

Variable	Factor	Datos originales	Datos transformados			
			LN(X)	RAIZ(X)	1/X	$\text{Cos}^{-1}(\sqrt{X})$
Sobrevivencia	Combinación especie-tratamiento	< 0,01	-	-	-	< 0,01
	Tratamiento	<b>7,86</b>	-	-	-	<b>54,1</b>
	Especie	< 0,01	-	-	-	< 0,01
Incremento en altura	Combinación especie-tratamiento	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	-
	Tratamiento	<b>24,32</b>	< 0,01	<b>5,52</b>	< 0,01	-
	Especie	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	-
Incremento en DAC	Combinación especie-tratamiento	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	-
	Tratamiento	< 0,01	0,17	<b>6,47</b>	< 0,01	-
	Especie	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	-
Diámetro de copa	Combinación especie-tratamiento	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	-
	Tratamiento	0,51	< 0,01	0,04	< 0,01	-
	Especie	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	-

En negrita se destacan los valores P mayores a 5 %, lo que significa que los supuestos de homocedasticidad se cumplen para los análisis referidos

Mediante el test de normalidad de Shapiro Wilk se verificó que los tres tratamientos cumplen con el supuesto de normalidad para la variable de sobrevivencia, ya que todos los valores P son mayores a 5 % (tabla 5.32). Esto se cumple tanto para los datos originales como para los transformados; sin embargo, como los datos transformados cumplen con el supuesto de homocedasticidad con un valor P muy superior al de los datos no transformados, éstos fueron los datos utilizados para el ANDEVA paramétrico utilizado

Por su parte, mediante el test de normalidad de *Chi*-cuadrado, que fue utilizado para evaluar la normalidad de los datos de las variables de diámetro de copa, incremento en altura y DAC, se verificó que ninguno de los tratamientos cumple con el supuesto de normalidad para ninguna de las variables que sí cumplen con el supuesto de homocedasticidad, ya que todos los valores P son menores a 5 % (tabla 5.46).

**Tabla 5.46. Valores P (%) obtenidos mediante los test de normalidad para las variables de supervivencia, incremento en altura, incremento en DAC y diámetro de copa**

Variable	Factor	Nivel del factor	Datos originales	Datos transformados			
				LN(X)	RAIZ(X)	1/X	$\text{Cos}^{-1}(\sqrt{X})$
Supervivencia	Tratamiento	T1	<b>35,07</b>	-	-	-	<b>96,30</b>
		T2	<b>90,69</b>	-	-	-	<b>83,74</b>
		T3	<b>96,30</b>	-	-	-	<b>79,11</b>
Incremento en altura	Tratamiento	T1	< 0,01	-	< 0,01	-	-
		T2	< 0,01	-	< 0,01	-	-
		T3	< 0,01	-	< 0,01	-	-
Incremento en DAC	Tratamiento	T1	-	-	< 0,01	-	-
		T2	-	-	0,02	-	-
		T3	-	-	< 0,01	-	-

En negrita se destacan los valores P mayores a 5 %, lo que significa que los supuestos de normalidad se cumplen para los tratamientos indicados.

Dado que del análisis estadístico de los datos se concluyó que no existe evidencia para confiar en la normalidad y/o la homocedasticidad de los datos para las variables de diámetro de copa e incrementos en altura y DAC, los análisis de varianza para estas variables fueron ejecutados sobre una prueba no paramétrica, denominada prueba de Kruskal Wallis.

Por su parte, dado que sí se cumplen estos supuestos para la variable de supervivencia a nivel del factor tratamiento con los datos transformados, los análisis de varianza ejecutados para esta variable en este factor específico fueron realizados sobre un ANDEVA paramétrico, cuyo modelo específico es el de bloques al azar Tipo I. Por su parte, al no cumplirse el supuesto de homocedasticidad para esta variable en el factor especie el análisis de varianza fue ejecutado mediante la prueba de Kruskal Wallis.

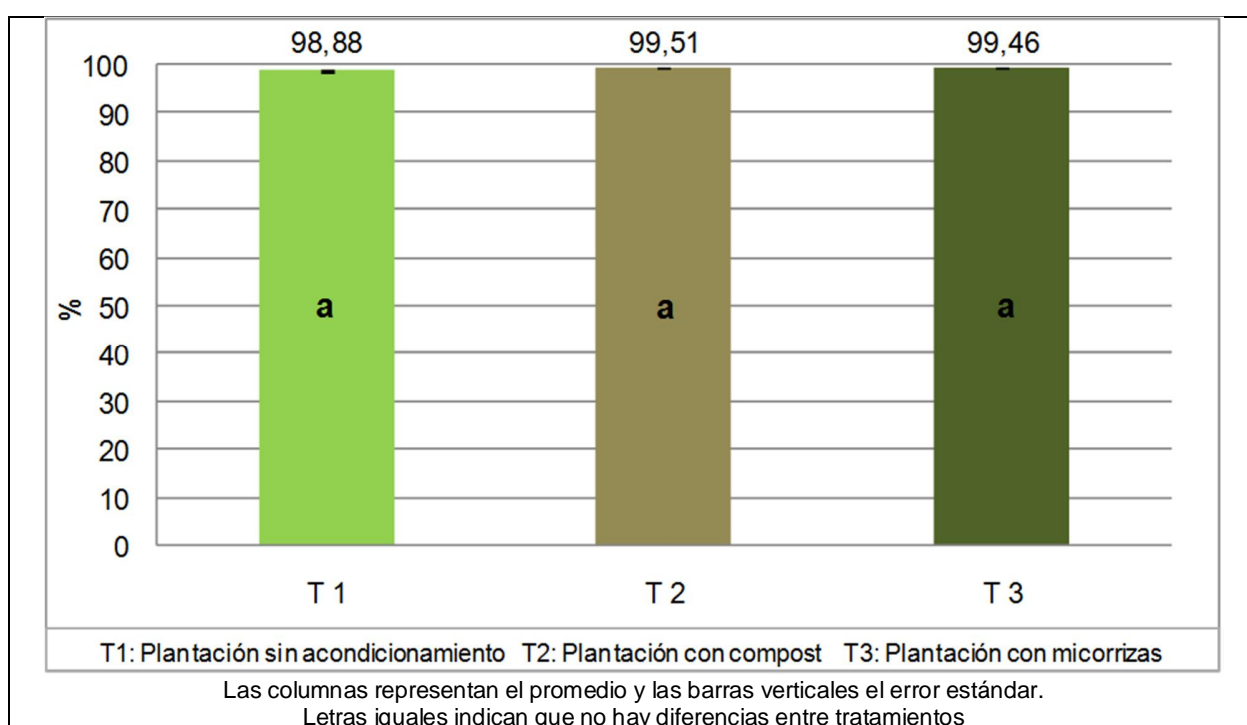
### **Supervivencia**

Hasta mayo de 2013 (otoño), de las 25.680 plantas que componen el ensayo se han identificado 199 plantas muertas, lo que es equivalente a una supervivencia del 99,3 %. Del total de plantas muertas en el ensayo, 27 se encontraban sujetas a monitoreo, razón por la cual se excluyeron para el análisis del resto de las variables del componente de supervivencia y desarrollo.

Considerando que las plantas sujetas a seguimiento son 3.645, se podría inferir que la sobrevivencia "estimada" según este muestreo es de un 99,26 %, proporción que es muy similar al valor de sobrevivencia que arroja el censo (99,23 %). Esto da cuenta de que el error muestral que se obtiene al muestrear poco más del 14 % del total de plantas es bastante bajo.

Al evaluar si existe alguna influencia significativa de los tratamientos de acondicionamiento (T2 y T3) sobre la sobrevivencia, el análisis de varianza arrojó un valor P de 7,3 % para este factor, lo que significa que **en el período evaluado, la sobrevivencia de las plantas del ensayo no se ha visto influenciada significativamente por el tipo de acondicionamiento que éstas reciben al momento de la plantación**. Esto se aprecia visualmente en la Figura 5.38, ya que los promedios de sobrevivencia están en torno a 99 % para los tres tratamientos. Este resultado es el esperado, ya que en zonas áridas y semi áridas es el suministro de agua, la calidad de la planta de vivero y la prolijidad de la faena de plantación lo que determina la sobrevivencia, siendo los acondicionadores, enmiendas o fertilizantes, más incidentes en el crecimiento y desarrollo posterior de las plantas.

**Figura 5.80. Sobrevivencia de plantas (%) por tratamiento de enmienda a mayo de 2013**

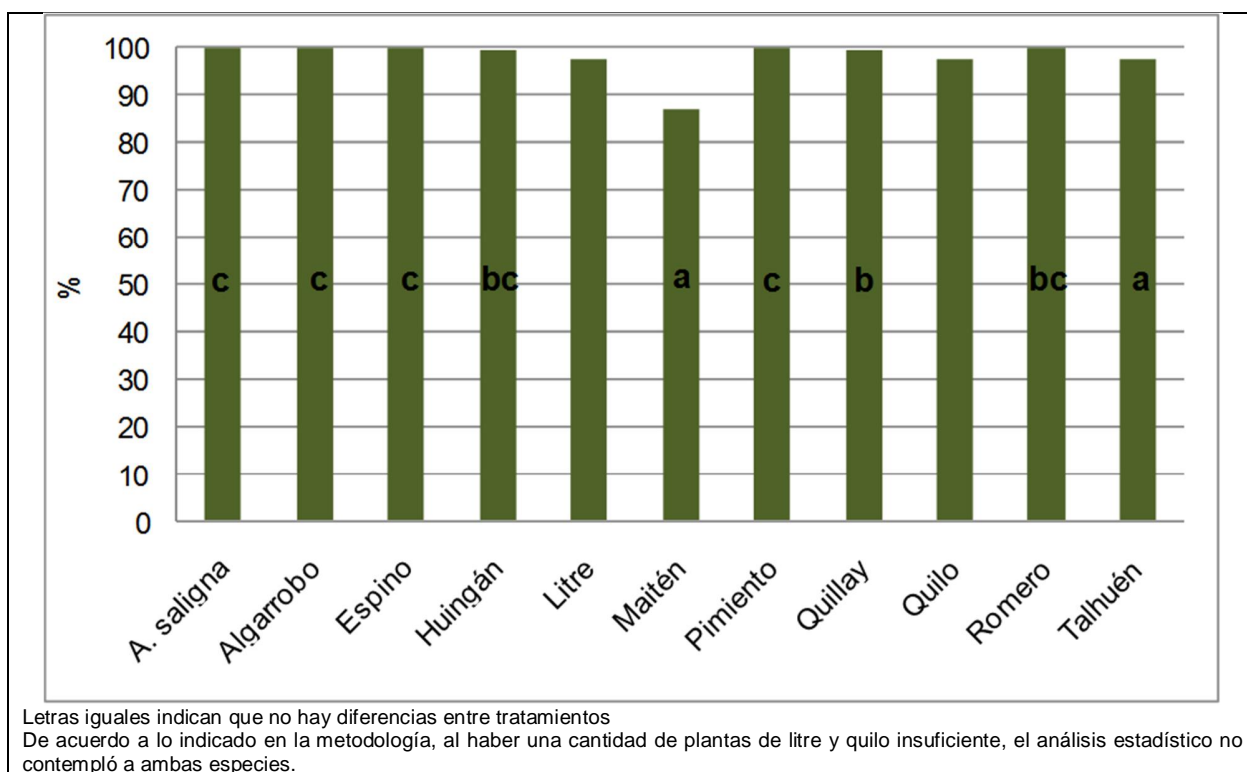


Al evaluar si la sobrevivencia varía de forma significativa según especie, se concluyó que existe una dependencia significativa entre ambas variables, lo que fue inferido sobre la base de la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, ya que ésta prueba arrojó un valor P menor a 0,01 %.

Al detectar que existen diferencias significativas en la sobrevivencia de las plantas del ensayo entre las especies que lo componen, se llevó a cabo el test no paramétrico de Dunn, con el fin de detectar entre cuáles especies existen diferencias significativas. Debido a que sólo se cuenta con dos plantas de quilo y litre por cada sector del ensayo, los datos de ambas especies quedaron descartados tanto para el test de Kruskal Wallis como para el de Dunn, ya que dichos datos le quitan potencia a las pruebas. El resultado de este análisis se resume en la Figura 5.39, en donde se muestran los grupos homogéneos que no mostraron diferencias significativas en términos de la sobrevivencia, simbolizados por las letras a, b y c.

Si bien todas las especies han dado resultados bastante satisfactorios en términos de la sobrevivencia, maitén y talhuén son las que presentan significativamente los menores valores respecto del resto. (Tabla 5.81).

**Figura 5.81. Sobrevivencia de plantas (%) según especie a mayo de 2013**



Por otro lado, el último censo efectuado en la plantación (mayo de 2013) determinó las siguiente mortalidad por especie (porcentaje respecto de la cantidad total de ejemplares de esa especie plantados en el ensayo; tabla 5.47).

**Tabla 5.47. Desglose de la mortalidad por especie en el ensayo a mayo de 2013**

<b>Especie</b>	<b>Nº de plantas inicial</b>	<b>Mortalidad</b>	<b>Sobrevivencia (%)</b>
Acacia saligna	544	1	99,8
Algarrobo	2.517	1	100,0
Espino	1.879	1	99,9
Huingán	7.403	37	99,5
Litre	36	1	97,5
Maitén	306	39	<b>87,0</b>
Pimiento	1.852	4	99,8
Quillay	2.090	16	99,2
Quilo	36	1	97,5
Romerillo	6.182	5	99,9
Talhuén	2.835	78	<b>97,1</b>
<b>TOTAL</b>	<b>25.680</b>	<b>184</b>	<b>99,28</b>

Normalmente en la mortalidad de una planta confluyen múltiples variables o factores. Cuando la mortalidad es muy acotada y puntual, puede deberse a un factor específico, pero cuando comienza a notarse un sesgo hacia cierta especie, se debe a varios factores actuando conjuntamente. En el caso de las especies talhuén y maitén, y secundariamente quillay y huingán, se intuye que se debe a la falta de adaptación a las condiciones generales de sitio, y no al relave propiamente tal. En otras palabras, se estima que en esta etapa o estado de desarrollo de las plantas, en que aún no dependen completamente del sustrato subyacente para sobrevivir; es decir, que no tienen todo su sistema radicular compenetrado en el relave, son otros los factores que tienen que estar incidiendo en la mortalidad. Los factores adversos propios del terreno de emplazamiento del ensayo (comunes a la mayoría de los tranques de relaves cordilleranos) son: viento, radiación solar, oscilaciones térmicas, limitaciones en el suministro hídrico, daños mecánicos por nieve y problemas de fertilidad. En otras palabras, los factores clásicos de un depósito de relave de alta montaña de Chile centro norte (ver citas al pie, experiencia del consultor).<sup>3</sup>

<sup>3</sup> Green, D. 2001. **Forestación de depósitos de relave abandonados. Presentación de caso: depósito de relave ácido en alta montaña - zona central de Chile.** Exposición presentada en el seminario Avances en rehabilitación de áreas degradadas con énfasis en recuperación ecológica. Seminario nacional. Facultad de Ciencias Forestales – Universidad de Chile. 8 y 9 de noviembre de 2001.

Talhuén es una especie escasa en la zona; de hecho, solo se encontró en un sector específico en una población muy restringida, al norte de Cuncumén, lo que es un indicador de la escasa plasticidad que presenta esta especie para ocupar todo tipo de condiciones de sitio en el contexto de esta zona.

Maitén es una especie que en toda la región centro norte está asociada a cursos de agua o fondos de quebrada. Si bien es una especie que puede ocasionalmente encontrarse formando parte de bosques esclerófilos mixtos, suele ubicarse en suelos relativamente desarrollados y en exposiciones favorables (sur). Las condiciones ambientales del tranque Quillayes difieren de las descritas para esta especie, lo que estaría incidiendo en la mortalidad.

Quillay es una especie muy rústica, con mucho mayor plasticidad que las dos anteriores. Su rango de distribución geográfica es muy amplio tanto latitudinalmente como longitudinalmente. Puede encontrarse de cordillera a mar en una variada gama de condiciones topográficas, formando parte de bosques mixtos esclerófilos o espinosos, o en bosquetes aislados sobre laderas y piedmonts; pero rara vez se le encuentra en suelos arenosos, aunque puede ocupar riberas de ríos, donde los suelos tienen un porcentaje de arena y limo importante. La textura del relave, las bajas temperaturas y las limitaciones hídricas estivales podrían ser las causas iniciales de mortalidad, aunque esta especie aún no coloniza radicalmente el relave subyacente a la casilla, según lo observado en el muestreo de raíces.

Al analizar los registros mensuales de mortalidad que se disponen desde mayo de 2012 hasta julio del presente año, se observa que existe un considerable aumento en la mortalidad durante los meses de verano, extendiéndose esta tendencia hasta marzo, mes en el cual incluso ocurrió el máximo valor observado de mortalidad (Figura 5.82).

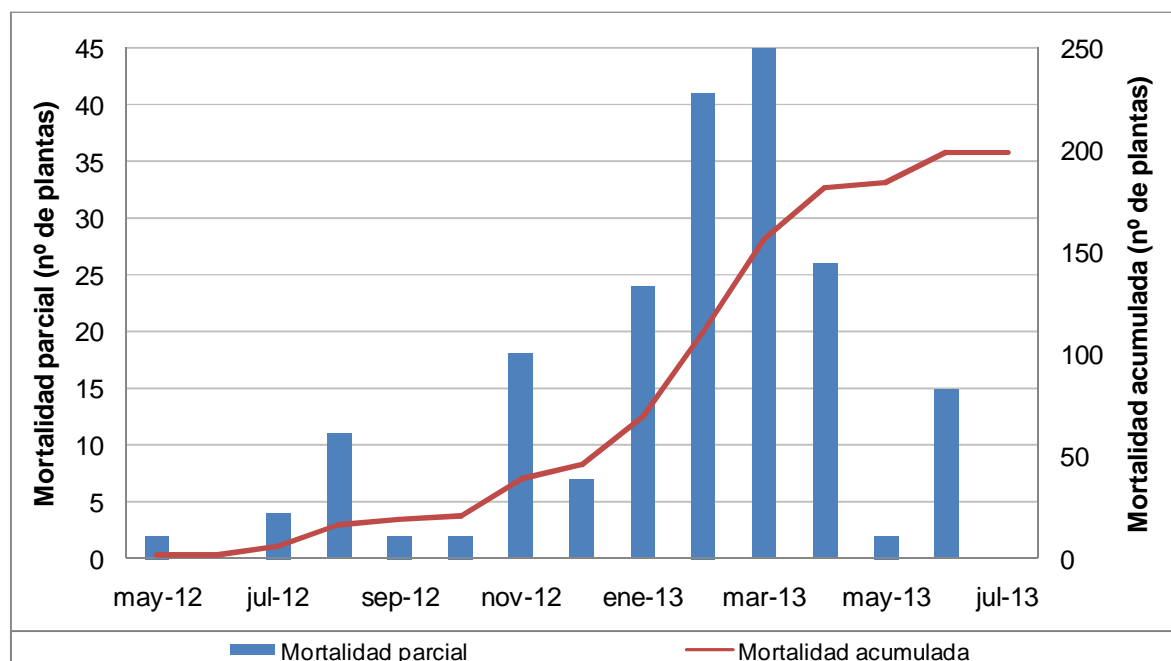
**Figura 5.82. Mortalidad parcial y acumulada por mes durante el período comprendido entre mayo de 2012 y julio de 2013**

---

Green, D. 2004. **Ingeniería forestal y minería 2004: soluciones del ámbito forestal a problemas ambientales de la minería**. Uso de aguas residuales y recuperación de terrenos degradados. Organizador, director y expositor. Organizado por el Colegio de Ingenieros Forestales A.G. Santiago, 30 de sept. y 1 de oct.de 2004.

Green, D. 2006. **Recuperación de relaves abandonados**. Ambiente Forestal, Vol. 1 n°1. Revista de extensión de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile.





Para evaluar si existe una relación significativa entre la mortalidad de plantas sobre el ensayo y las condiciones ambientales monitoreadas, se procedió a hacer un análisis de regresión lineal múltiple, de tal manera de analizar si la mortalidad puede, y en qué nivel, explicarse por la temperatura máxima diaria promedio ( $T^{\circ}$  Max) de cada mes y la precipitación mensual (PP). Previo a este análisis, se efectuó un análisis de correlación, con el fin de determinar cuál es el grado de asociación lineal entre la variable de mortalidad con las variables independientes de temperatura máxima diaria promedio y precipitación mensual. En la Tabla 5.48 se muestra la matriz de correlación para las tres variables mencionadas.

Se observa que existe una relación lineal directamente proporcional entre la mortalidad de plantas y la temperatura máxima diaria promedio (83 %), es decir, que a mayores temperaturas máximas durante el día habría una mayor mortalidad. Por su parte, existe una relación inversamente proporcional entre la precipitación mensual y la mortalidad (-65 %), y en un nivel menor que lo observado con las temperaturas máximas.

**Tabla 5.48. Matriz de correlación (expresada en %) entre las variables de mortalidad, precipitación mensual y temperatura máxima diaria promedio**

Variable	Variable		
	Temperatura máxima	Precipitación mensual	Mortalidad
Temperatura máxima	100,00	-68,2	76,6
Precipitación mensual	-68,2	100,00	-48,8
Mortalidad	76,6	-48,8	100,00

Dado que existe una alta correlación entre ambas variables independientes (temperatura máxima y precipitación mensual) y la mortalidad de plantas, se procedió a hacer un análisis de regresión lineal múltiple. Los principales resultados de la regresión se presentan en la Tabla 5.49.

**Tabla 5.49. Resultados del modelo de regresión lineal múltiple al evaluar la relación que existe entre mortalidad (expresada en %) y las variables independientes de PP y T° MAX**

Tipo de Modelo:		% de Mortalidad = B0 + B1*T° MAX + B2*PP			
Variable	Coeficiente	Valor coeficiente	Valor P (%)	Límites confidenciales	
				Límite inferior	Límite superior
Intersección	B0	-0,1806	6,1	-0,3709	0,0097
T° MAX	B1	0,0102	1,1	0,0029	0,0175
PP	B2	0,0003	81,5	-0,0026	0,0032

Los resultados obtenidos muestran que la variable de temperatura máxima diaria promedio tiene una influencia significativa sobre la mortalidad de plantas en el ensayo, ya que el análisis de varianza efectuado sobre los coeficientes de regresión arrojó un valor P de 1,1 % para el coeficiente asociado a esta variable, mientras que para el caso de la precipitación mensual dicha influencia no es significativa (valor P de 81,5 %). Esto se confirma con los límites confidenciales de la Tabla 5.35, ya que para el caso del coeficiente asociado a esta última variable incluye al valor 0, dejando en evidencia que dicha variable no aporta mayormente al modelo de regresión.

En síntesis, de las variables ambientales que se han monitoreado, sólo la temperatura máxima diaria promedio influye de manera significativa sobre la mortalidad de plantas, mientras que la

precipitación no influye mayormente. Este resultado es el esperado, ya que al haber riego artificial en una plantación, el estrés hídrico que podrían ocasionar las escasas precipitaciones naturales se reduce. Sin embargo, al sumar este resultado con que la mortalidad se concentra en verano, en períodos de mayor demanda hídrica, se revela que en un escenario de plantación sin riego, podría incrementarse la mortalidad.

Se determina entonces que las condiciones más adversas para las plantas se producen en verano y no en invierno, pero hay que tener en consideración que los últimos dos inviernos (incluido el presente) han sido relativamente “suaves” en cuanto a bajas temperaturas y caída de nieve. Sobre la base de este hallazgo, el énfasis en el mantenimiento de las plantas y en las medidas que haya que tomar para prevenir mortalidad se debe poner en el verano. Una de las medidas ya implementadas a consecuencia de estos resultados, es la modificación de las tasas de riego mensuales, ajustándolas a una curva que asimile la demanda evapotranspirativa. En otras palabras, se regará más en verano que en primavera u otoño.

Al analizar las diferencias de sobrevivencia entre tratamientos a nivel de cada especie en particular, se obtuvo como resultado que el factor de acondicionamiento no influye de manera significativa sobre la sobrevivencia para ninguna especie. Esto se confirma al observar los valores P de la Tabla 5.50, ya que éstos son mayores al 5 % para todas las especies.

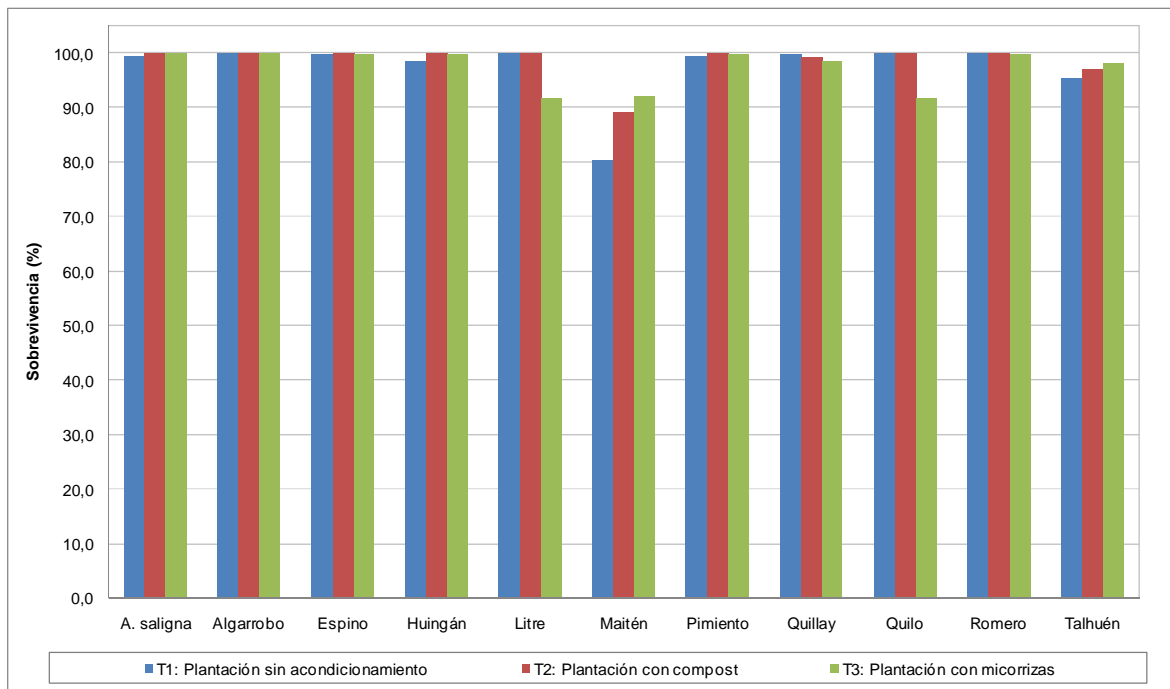
**Tabla 5.50. Valores P (%) de los análisis de varianza para cada especie para revelar diferencias significativas entre tratamientos para la variable de sobrevivencia en el segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo**

ESPECIE	VALOR P (%)
Acacia saligna	43,5
Algarrobo	36,8
Espino	58,8
Huingán	83,9
Maitén	17,8
Pimiento	58,6
Quillay	6,8
Romerillo	10,1
Talhuén	15,7*

\* Sólo para el caso de talhuén se utilizó un ANDEVA paramétrico, ya que los datos se distribuyen normalmente y cumplen con el supuesto de homocedasticidad. Para el resto de las especies, al no cumplirse los supuestos de normalidad, el test utilizado fue el de Kruskal Wallis

En la figura 5.83 se presentan los valores de sobrevivencia a nivel de cada tratamiento y para cada especie.

**Figura 5.83. Comparación de la sobrevivencia por tratamiento a nivel de cada especie**



### **Altura de plantas**

Al momento en que fueron registradas las mediciones dendrométricas del segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo (mayo de 2013), las 3.610 plantas vivas que componen el ensayo de fitoestabilización presentaban una altura que fluctuaba entre 7 y 231 cm, con un promedio aritmético cercano a 87 cm. La Tabla 5.51 muestra un resumen estadístico, de tipo descriptivo, de la altura de plantas seleccionadas para ser sometidas a seguimiento hasta el término del proyecto.

**Tabla 5.51. Resumen estadístico descriptivo de la altura (cm) de las plantas que componen el ensayo de fitoestabilización del tranque Quillayes a mayo de 2013 (otoño)**

<b>Especie</b>	<b>Promedio</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mínimo</b>	<b>N (1)</b>	<b>CV (%) (2)</b>	<b>E.S.(%) (3)</b>
Acacia saligna	149,1	231,0	16,0	65	30,6	3,8
Algarrobo	97,9	206,0	15,0	280	36,2	2,2
Espino	75,0	193,0	29,0	317	29,7	1,7
Huingán	80,5	209,0	7,0	970	32,7	1,0
Litre	44,8	97,0	22,0	35	41,1	6,9
Maitén	69,4	177,0	22,0	64	37,7	4,7
Pimiento	60,4	168,0	9,0	289	49,0	2,9
Quillay	61,3	180,0	16,0	350	39,5	2,1
Quilo	92,1	140,0	40,0	35	23,9	4,0
Romerillo	107,9	164,0	21,8	861	19,7	0,7
Talhuén	93,8	230,0	28,0	344	38,8	2,1
<b>TOTAL</b>	<b>86,5</b>	<b>231,0</b>	<b>7,0</b>	<b>3.610</b>	<b>38,3</b>	<b>0,6</b>

(1) Tamaño muestral.

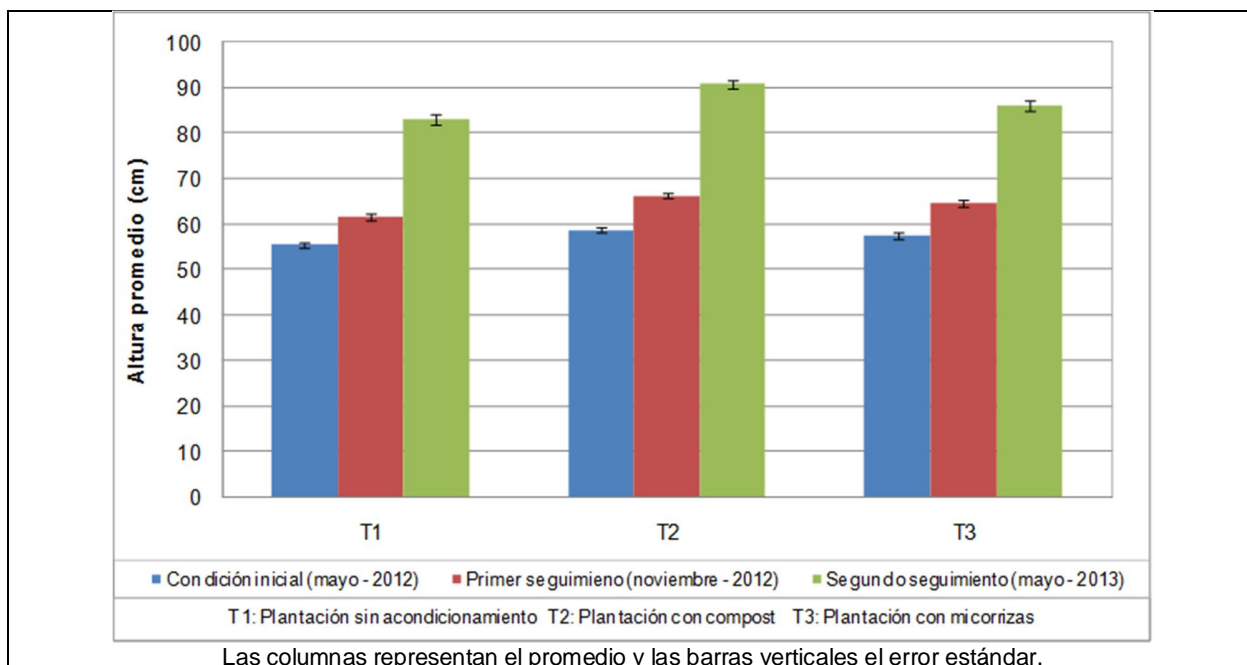
(2) Coeficiente de variación muestral.

(3) Error estándar o error de estimación del promedio.

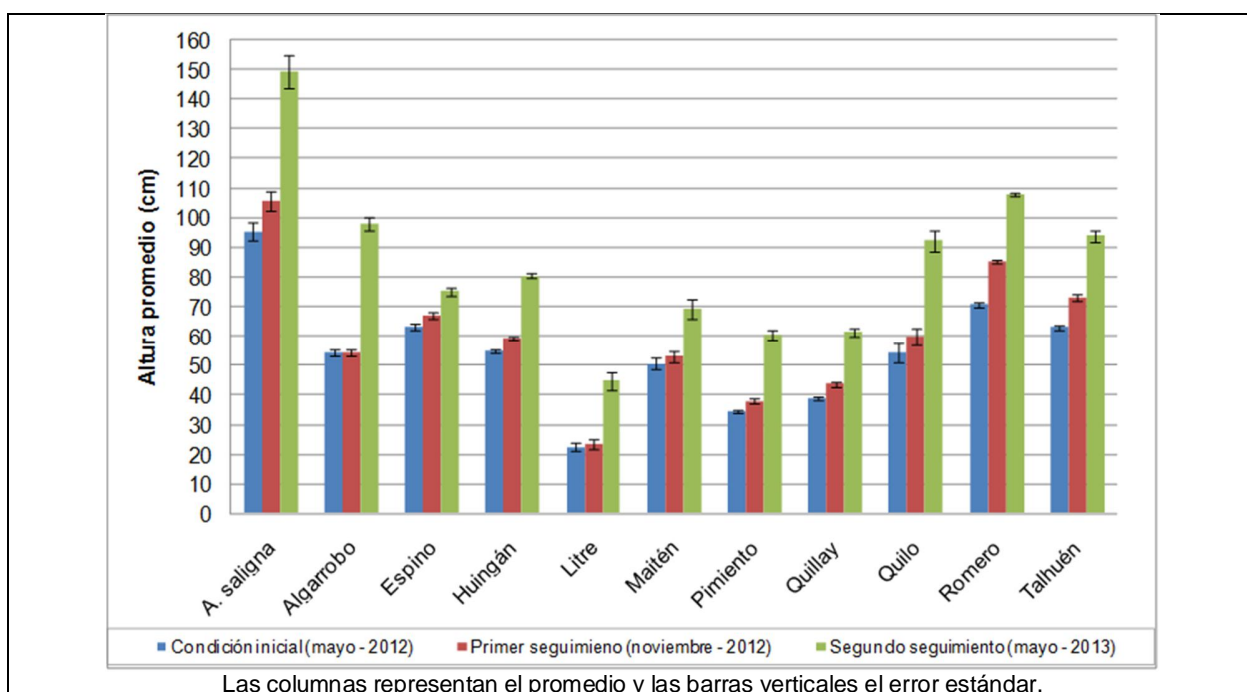
Al comprar las alturas promedios obtenidas en las tres campañas de monitoreo a nivel de cada tratamiento, se verifica que ha habido un incremento en esta variable, el cual fue más acentuado entre los meses de noviembre de 2012 (primavera) y mayo de 2013 (otoño). Tal como se observa en la figura 5.84, el ranking de altura a nivel de cada tratamiento se ha mantenido constante, ya que la altura promedio mayor se ha mantenido en las plantas que recibieron compost (T2) y en segundo lugar las inoculadas con micorrizas (T3).

Por su parte, al evaluar la tendencia de la variable altura a nivel de cada especie presente en el ensayo, también se verifica el incremento de esta variable en todas las especies, así como el aumento en la tasa de crecimiento durante el último período evaluado (figura 5.85). En cuanto a los *ranking* de altura, éstos se han mantenido constantes para la mayoría de las especies, con excepción de algarrobo, que prácticamente duplicó su altura durante el último período, pasando de ser la cuarta especie con menor altura a ser la tercera más alta. También es considerable el incremento en plantas de quilo, litre y huingán durante el último período.

**Figura 5.84. Altura promedio de plantas según tratamiento y etapa de monitoreo**



**Figura 5.85. Altura promedio de plantas según especie y etapa de monitoreo**



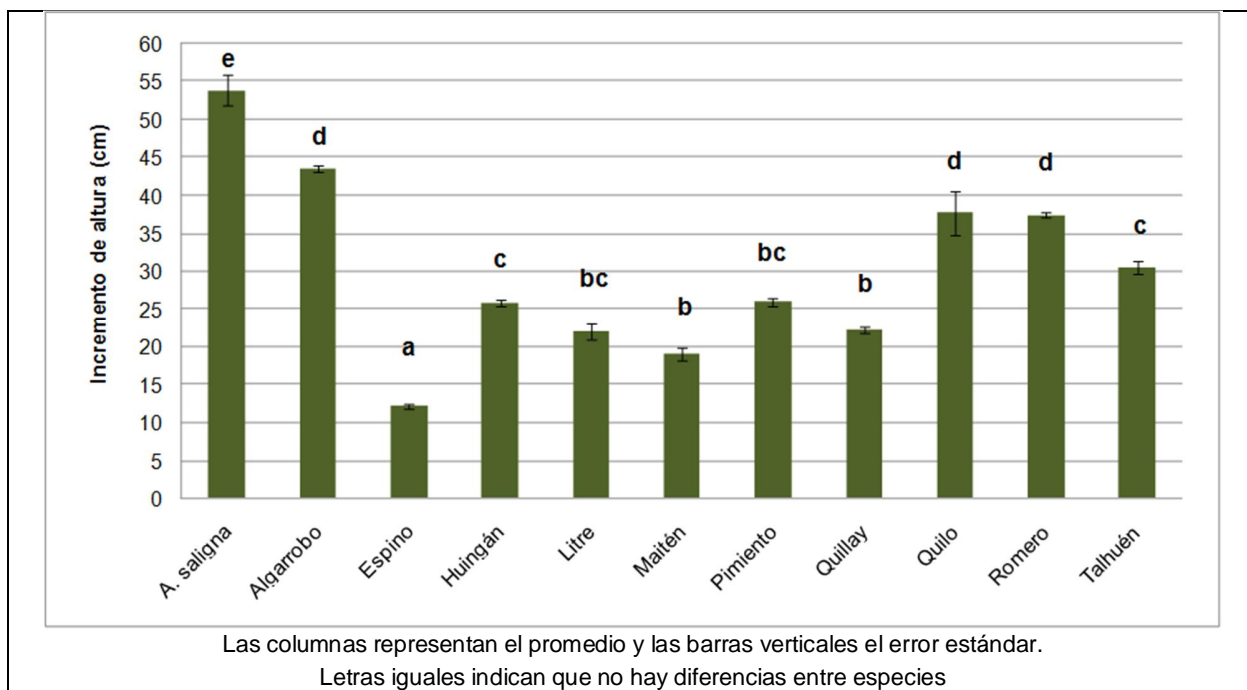


El incremento de altura en algarrobo, coincide con la penetración de sus raíces en el relave; es decir, con la expansión de su sistema radicular y su aceptación de este sustrato para un crecimiento acelerado. Esta dinámica, que también podría llegar a ocurrir en otras especies, da cuenta de la necesidad de más tiempo de monitoreo para tomar decisiones de selección de especies, pues el período de adaptación al sustrato puede variar y con ello la respuesta en crecimiento estable de cada especie.

Con el fin de eliminar la posible influencia que podría haber habido a causa de las diferencias en la altura de las plantas desde su condición de vivero sobre los análisis estadísticos realizados hasta la fecha, la variable "incremento en altura" fue procesada estadísticamente en lugar de la variable de altura. En este sentido, el objetivo es inferir si habrían diferencias significativas en el incremento de la altura de las plantas entre los tres tratamientos de acondicionamiento y entre las 11 especies que conforman el ensayo de fitoestabilización del tranque Quillayes.

A nivel general, se observó un incremento en altura promedio de 29,3 cm entre las mediciones realizadas en mayo de 2012 y mayo de 2013. Tal como lo muestra la figura 5.86, este incremento fue significativamente mayor en la especie acacia saligna y en segundo lugar en las especies algarrobo, quilo y romerillo (grupo d), mientras que las plantas de espino (grupo a) tuvieron los menores incrementos, los que bordearon los 12 cm. Esto fue verificado mediante el test de Kruskal Wallis, ya que el valor P obtenido fue menor a 0,01 %, y posteriormente mediante el test de comparaciones múltiples de Dunn.

**Figura 5.86. Comparación entre el incremento en altura de plantas del ensayo por especie a mayo de 2013 (otoño)**

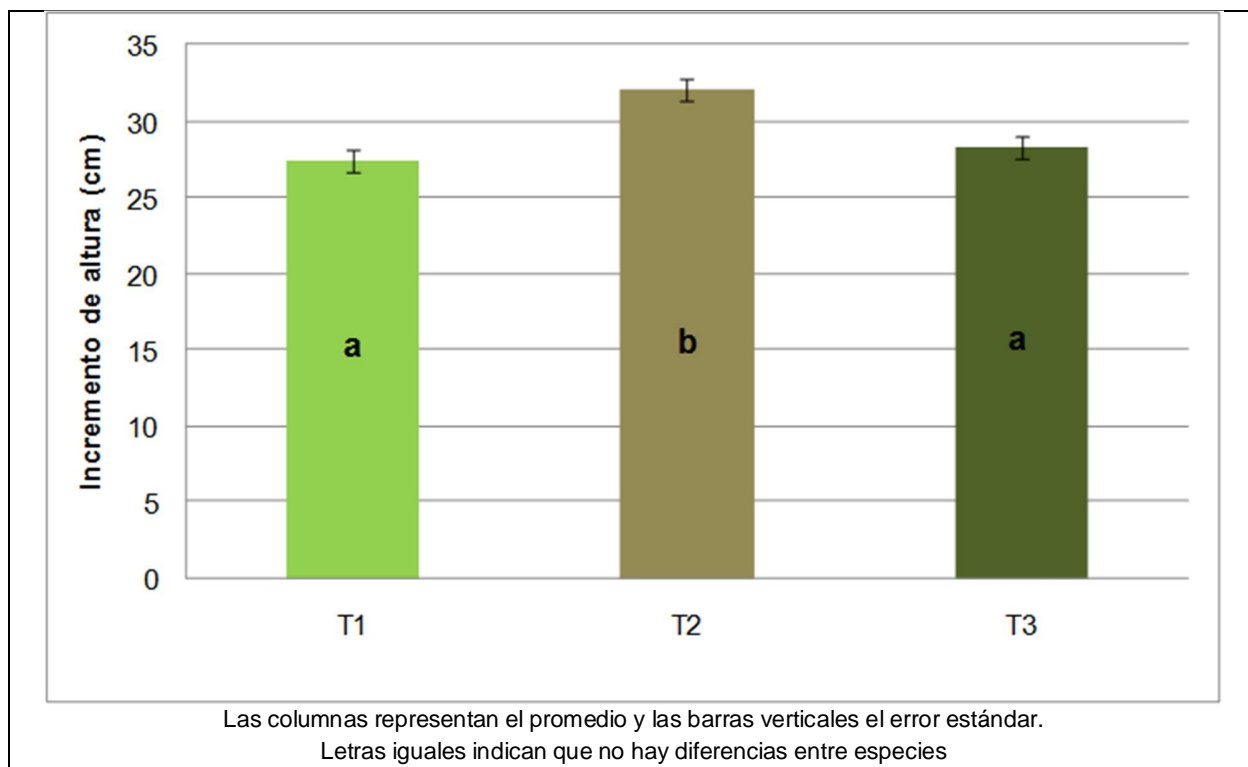


En cuanto a las diferencias de incrementos de altura detectadas a nivel de los tratamientos, se concluyó que existe una dependencia significativa entre ambas variables, ya que el test de Kruskal Wallis dio como resultado un valor P menor a 0,01 %, de manera que se puede afirmar que el incremento en altura está íntimamente relacionado con el tratamiento de enmienda.

En la figura 5.87 se observa que ambos tratamientos de enmienda (T2 y T3) sí difieren significativamente entre sí, en términos del incremento en altura de las plantas, mientras que las plantas que no recibieron acondicionamiento (T1) no difieren significativamente de aquellas que fueron inoculadas con micorrizas (T3). De esta manera, el incremento en altura promedio de las plantas establecidas con adición de compost (T2) es significativamente mayor al de las plantas que no recibieron ningún tipo de acondicionamiento (T1) y al de aquellas que fueron inoculadas con micorrizas (T3).

Al analizar las diferencias de incrementos de altura entre tratamientos a nivel de cada especie en particular, se obtuvo como resultado que el factor tratamiento sólo influye de manera significativa sobre el incremento en altura para las especies: algarrobo, espino, huingán, maitén y pimiento. Esto se confirma al observar los valores P de la Tabla 5.52, ya que éstos son menores a 5 % para las especies señaladas.

**Figura 5.87. Incremento en altura de plantas del ensayo por tratamiento a mayo de 2013**



**Tabla 5.52. Valores P (%) del test de Kruskal Wallis evaluado para cada especie en particular con el objetivo de detectar diferencias significativas entre tratamientos para la variable de incremento de altura a mayo de 2013**

<b>Especie</b>	<b>Valor P*</b>
Acacia saligna	76,8
Algarrobo	<b>3,8</b>
Espino	<b>0,2</b>
Huingán	<b>0,1</b>
Litre	96,1
Maitén	<b>1,4</b>
Pimiento	<b>&lt; 0,01</b>
Quillay	6,4
Quilo	97,5
Romerillo	64,7
Talhuén	6,0

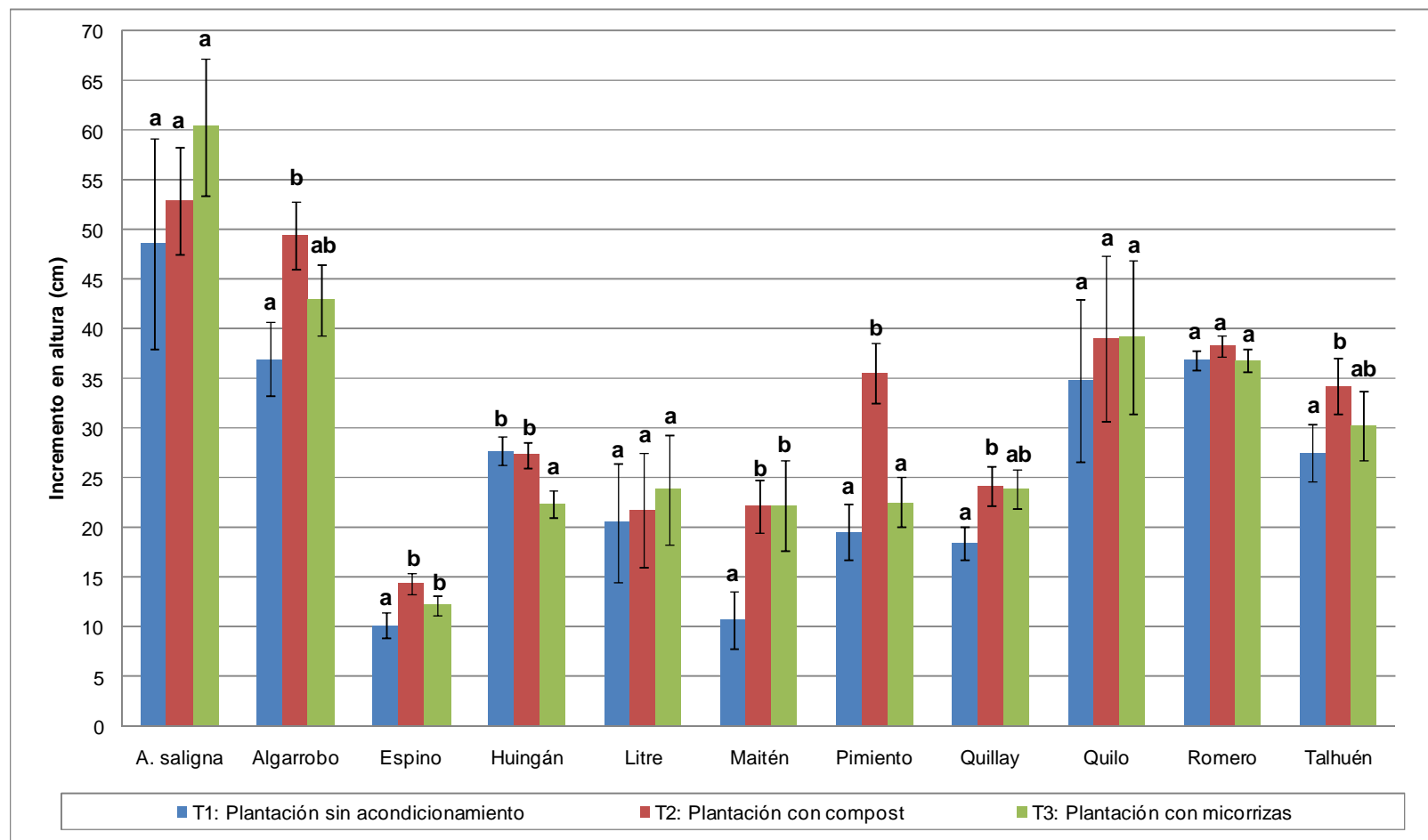
\*En rojo se destacan los valores significativamente distintos, con valor p menor a 5 % ( $p < 0,05$ ).

Considerando sólo aquellas especies cuya influencia del factor de acondicionamiento es significativa (valor P mayor a 5 %), en la figura 5.88 se observa que, al igual que con las variables de vigor y estado fenológico, sólo la aplicación de compost (T2) en pimiento influye de manera significativa sobre el crecimiento en altura, mientras que la aplicación de micorrizas (T3) no influye de manera significativa. Un efecto similar ocurre con las plantas de algarrobo, a diferencia de que en dicha especie no se observa una diferencia significativa entre los tratamientos de adición de compost (T2) e inoculación con micorrizas (T3).

En maitén y espino, por su parte, ocurre un efecto significativamente positivo sobre el crecimiento en altura al incorporar algún tipo de acondicionamiento, ya sea con adición de compost (T2) o micorrizas (T3), no habiendo grandes diferencias entre ambos tratamientos.

Finalmente, cabe destacar que los resultados obtenidos en huingán no son los esperados, ya que habría un efecto negativo sobre el crecimiento en altura con la inoculación de micorrizas. Sin embargo, al ser una especie cuyo patrón de crecimiento tiende al achaparramiento conforme se desarrolla, variables como el diámetro de copa podrían ser más representativas para evaluar el crecimiento.

**Figura 5.88. Comparación de incrementos de altura por tratamiento de enmienda a nivel de cada especie**



Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.  
Letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

### **Diámetro de cuello (DAC)**

Al momento en que fueron registradas las mediciones dendrométricas del segundo seguimiento de sobrevivencia y desarrollo (mayo de 2013), las 3.610 plantas vivas sujetas a monitoreo presentaban un DAC que fluctuaba entre 3 y 61 mm, con un promedio aritmético cercano a 17 mm. La tabla 5.53 muestra un resumen estadístico, de tipo descriptivo, de la altura de plantas seleccionadas para ser sometidas a seguimiento hasta el término del proyecto.

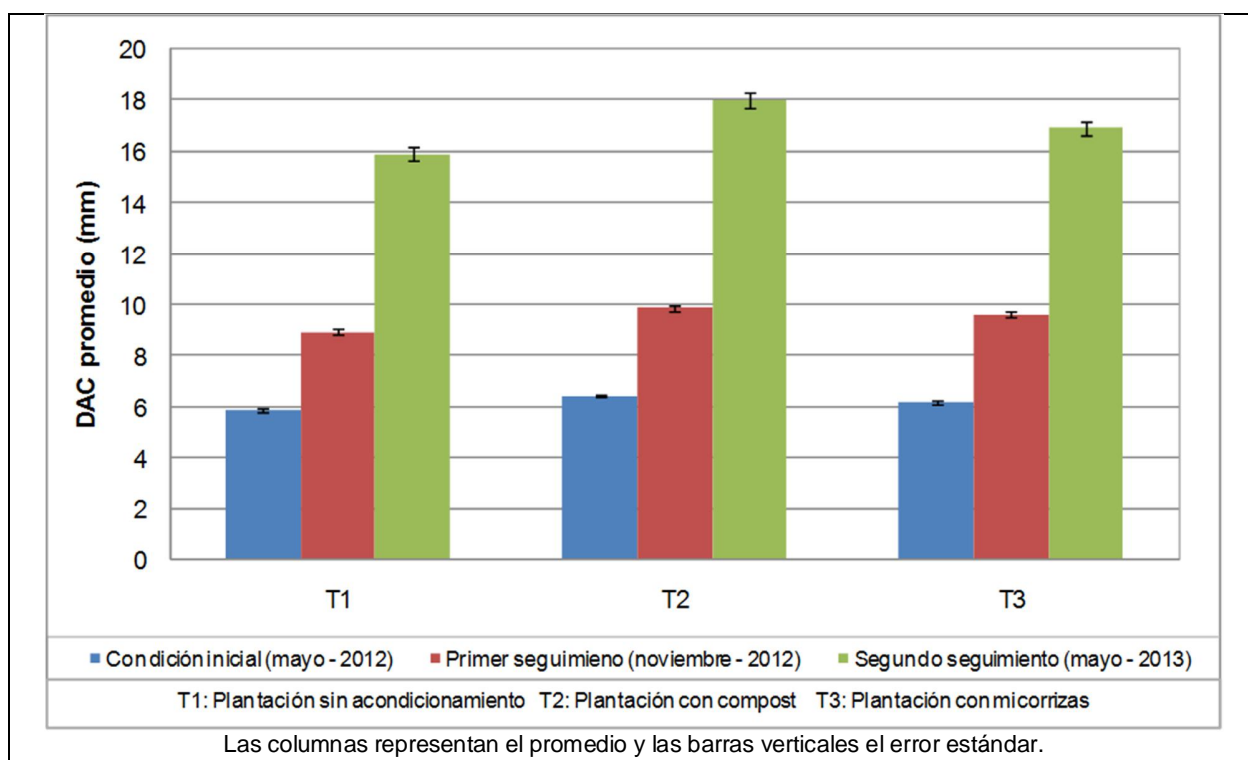
**Tabla 5.53. Resumen estadístico descriptivo del DAC (en milímetros) de las plantas que componen el ensayo de fitoestabilización del tranque Quillayes a mayo de 2013 (otoño)**

<b>Especie</b>	<b>Promedio</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mínimo</b>	<b>N (1)</b>	<b>CV (%) (2)</b>	<b>E.S.(%) (3)</b>
Acacia saligna	31,9	52,8	10,6	65	31,3	3,9
Algarrobo	13,6	35,5	3,4	280	42,5	2,5
Espino	8,6	22	3,9	317	27,4	1,5
Huingán	18,7	46,3	4,9	970	34,4	1,1
Litre	11,1	17,3	5,5	35	29,7	5,0
Maitén	8,5	15,3	4,1	64	30,8	3,9
Pimiento	18,9	54,2	6,6	289	44,5	2,6
Quillay	9,6	29,2	3	350	49,2	2,6
Quilo	10,7	29,3	5,6	35	51,1	8,6
Romerillo	24,6	60,8	4,3	861	34,1	1,2
Talhuén	9,0	21,4	4,3	344	25,4	1,4
<b>TOTAL</b>	<b>16,9</b>	<b>60,8</b>	<b>3,0</b>	<b>3.610</b>	<b>53,1</b>	<b>0,9</b>

(1) Tamaño muestral; (2) Coeficiente de variación muestral; (3) Error estándar o error de estimación del promedio.

Al igual que lo observado en la variable de altura, al comparar los DAC promedios obtenidos en las tres campañas de monitoreo a nivel de cada tratamiento, se verifica que ha habido un incremento en esta variable, el cual fue más acentuado entre los meses de noviembre de 2012 (primavera) y mayo de 2013 (otoño). Tal como se observa en la Figura 5.89, el ranking de altura a nivel de cada tratamiento se ha mantenido constante, ya que la altura promedio mayor se ha mantenido en las plantas que recibieron compost (T2) y en segundo lugar las inoculadas con micorrizas (T3).

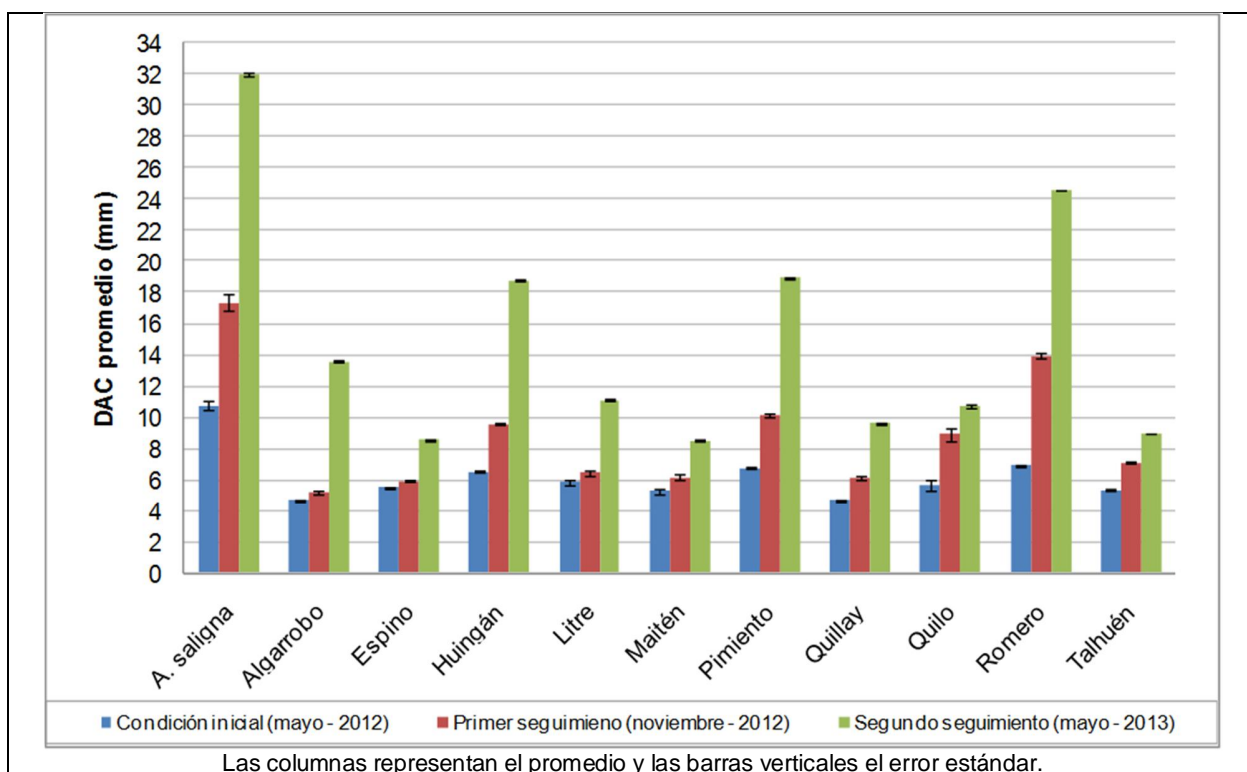
**Figura 5.89. DAC promedio de plantas según tratamiento y etapa de monitoreo**





Por su parte, al evaluar la tendencia de la variable DAC a nivel de cada especie presente en el ensayo, también se verifica el incremento de esta variable en todas las especies, así como el aumento en la tasa de crecimiento durante el último período evaluado (Figura 5.90). En cuanto a los *ranking* de altura, éstos se han mantenido constantes para la mayoría de las especies, con excepción de algarrobo, que aumentó su DAC en más de un 100 % durante el último período, pasando de ser la especie con menor DAC a ser la quinta más gruesa. También es considerable el incremento en plantas de huingán, romerillo, pimienta y litre durante el último período.

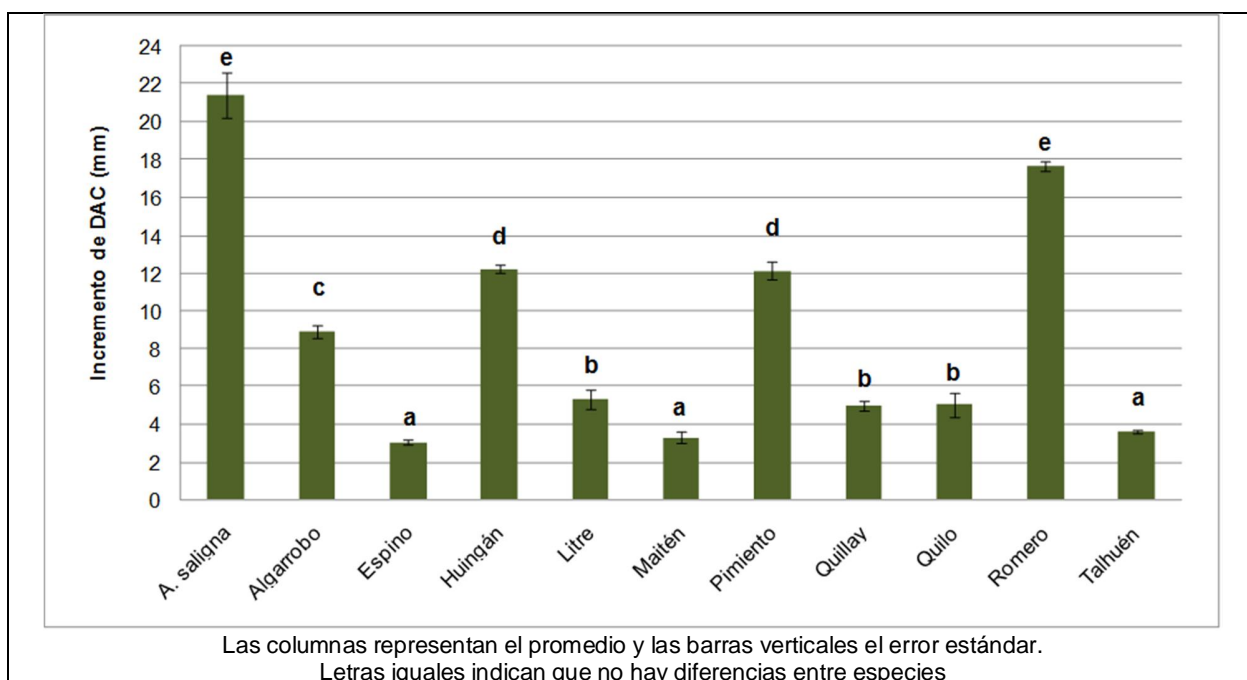
**Figura 5.90. DAC promedio de plantas según especie y etapa de monitoreo**



Con el fin de eliminar la posible influencia que podría haber habido a causa de las diferencias en el DAC de las plantas desde su condición de vivero sobre los análisis estadísticos realizados hasta la fecha, la variable "incremento en DAC" fue procesada estadísticamente en lugar de la variable DAC. En este sentido, el objetivo es inferir si habrían diferencias significativas en el incremento del DAC en las plantas entre los tres tratamientos de acondicionamiento y entre las 11 especies que conforman el ensayo de fitoestabilización del tranque Quillayes.

A nivel general, hubo un incremento en DAC promedio cercano a 11 mm entre las mediciones realizadas en mayo de 2012 y mayo de 2013. Tal como lo muestra la Figura 5.91, este incremento fue significativamente mayor *Acacia saligna* y romerillo (grupo e) y en segundo lugar en las especies pimienta y huingán (grupo d), mientras que espino, maitén y talhuén (grupo a) tuvieron los menores incrementos, los que fluctuaron entre 3 y 4 mm. Esto fue verificado mediante el test de Kruskal Wallis, ya que el valor P obtenido fue menor a 0,01 %, y posteriormente mediante el test de comparaciones múltiples de Dunn.

**Figura 5.91. Comparación entre el incremento en DAC de plantas del ensayo por especie a mayo de 2013**

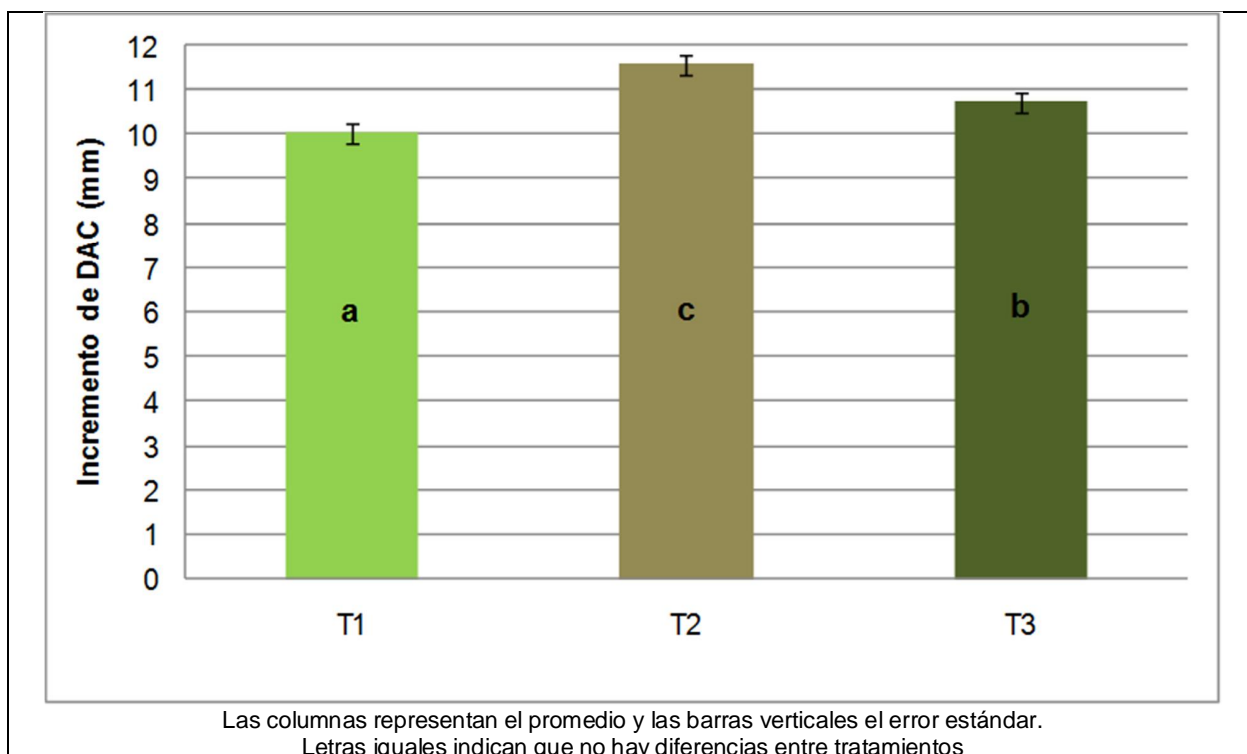


En cuanto a las diferencias de incrementos de DAC detectadas entre de los tratamientos, se concluyó que existe una dependencia significativa entre ambas variables, ya que el test de Kruskal Wallis dio como resultado un valor P menor a 0,01 %, de manera que se puede afirmar que el incremento en DAC está íntimamente relacionado con el tratamiento de enmienda.

En la figura 5.49 se observa que el incremento promedio del DAC es significativamente mayor en plantas que recibieron compost (T2) respecto de los otros dos tratamientos, y a su vez, las plantas que fueron inoculadas con micorrizas (T3) tuvieron un crecimiento significativamente mayor respecto de aquellas que no recibieron ningún tipo de acondicionamiento (T1).

Al analizar las diferencias de incrementos en DAC entre tratamientos a nivel de cada especie en particular, se obtuvo como resultado que el factor tratamiento sólo influye de manera significativa sobre el incremento en altura para las especies: espino, maitén, pimienta y talhuén. Esto se confirma al observar los valores P de la tabla 5.54, ya que éstos son menores a 5 % para las especies señaladas.

**Figura 5.92. Incremento en DAC de plantas del ensayo por tratamiento a mayo de 2013**



**Tabla 5.54. Valores P (%) del test de Kruskal Wallis evaluado para cada especie en particular con el objetivo de detectar diferencias significativas entre tratamientos para la variable de incremento de DAC a mayo de 2013**

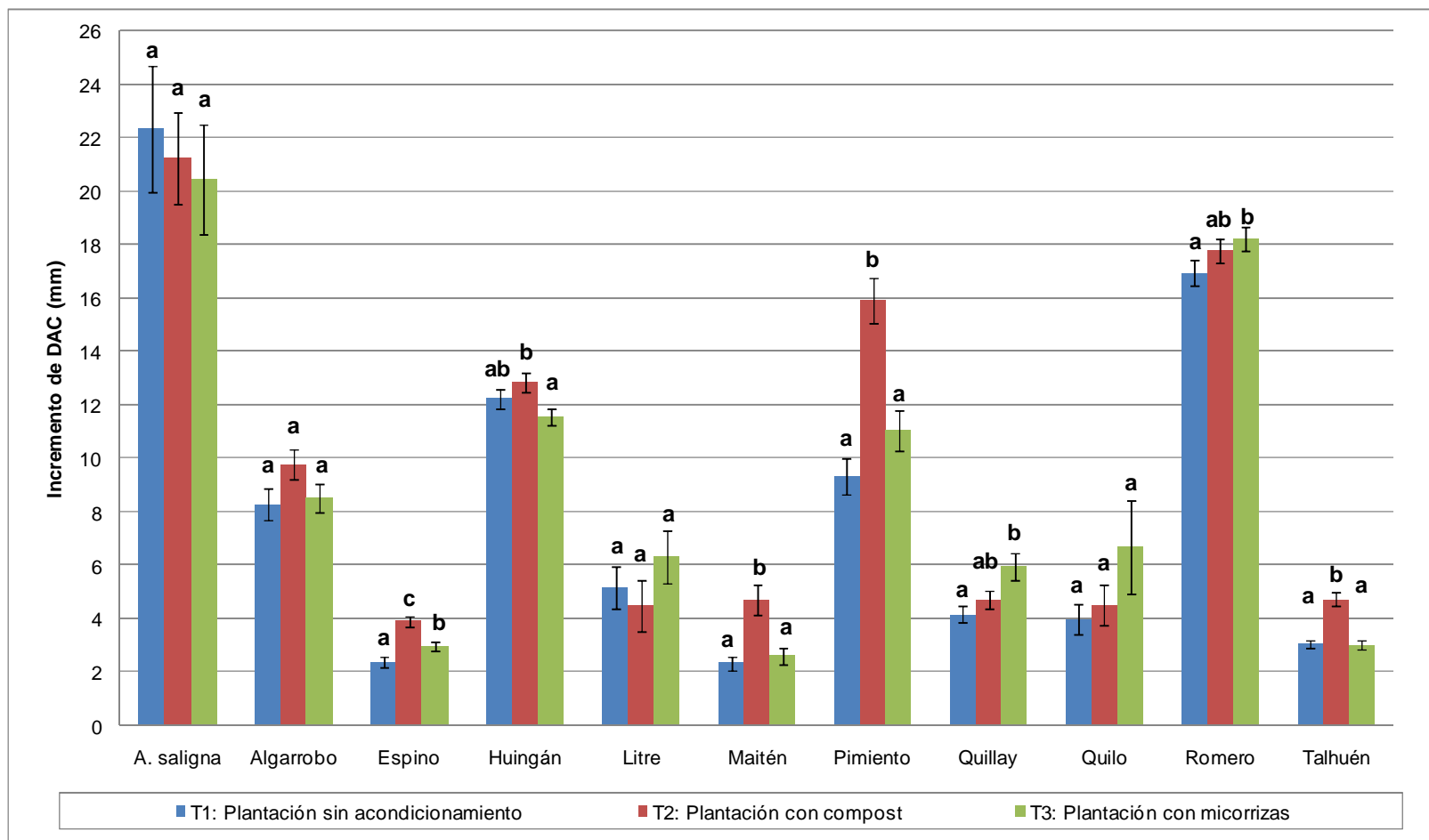
<b>Especie</b>	<b>Valor P*</b>
Acacia saligna	67,4
Algarrobo	11,4
Espino	<b>&lt; 0,01</b>
Huingán	6,9
Litre	37,2
Maitén	<b>0,2</b>
Pimiento	<b>&lt; 0,01</b>
Quillay	7,6
Quilo	69,8
Romerillo	7,4
Talhuén	<b>&lt; 0,01</b>

\*En rojo se destacan los valores significativamente distintos, con valor p menor a 5 % ( $p < 0,05$ ).

Considerando sólo aquellas especies cuya influencia del factor de acondicionamiento es significativa (valor P mayor a 5 %), en la figura 5.93 se observa que, al igual que con las variables de vigor, estado fenológico e incremento en altura, sólo la aplicación de compost (T2) en pimiento influye de manera significativa sobre el crecimiento en DAC, mientras que la aplicación de micorrizas (T3) no influye de manera significativa en el crecimiento de esta especie. Un efecto similar ocurre con las plantas de maitén y talhuén

Por otro lado, en plantas de espino es significativo el incremento en DAC que produce la aplicación de compost, y aunque en menor medida, la inoculación con micorrizas también genera un incremento en DAC significativo respecto de las plantas que no reciben ningún tipo de acondicionamiento al momento de la plantación.

**Figura 5.93. Comparación de incrementos de DAC por tratamiento de enmienda a nivel de cada especie**



Las columnas representan el promedio y las barras verticales el error estándar.  
Letras iguales indican que no hay diferencias entre tratamientos

### **Diámetro de copa (DC)**

Esta variable sólo fue medida sobre aquellas plantas cuyo hábito de crecimiento puede ser considerado "rastrero o achaparrado" y/o en aquellas cuya condición de crecimiento de la copa era notoriamente superior que el desarrollo en altura. Esta situación se dio en 1.231 plantas, es decir, en poco más de un tercio del total de plantas sometidas a monitoreo.

Dado su hábito natural simpódico, este atributo fue registrado en la mayoría de los ejemplares de huingán y quilo, y además en algunas plantas de pimiento y en menor proporción de romerillo. Puesto que no se conocen los valores de esta variable para todas las plantas del ensayo, no es posible hacer una comparación entre especies, de manera que el análisis se centró en comparar entre tratamientos a nivel global y a nivel de cada especie.

Para analizar si existe alguna influencia del tratamiento de acondicionamiento en el descarte de ciertas plantas de las especies mencionadas para la medición de su copa, mediante la prueba de *Chi*-cuadrado se determinó que sólo en la especie pimiento existe una influencia significativa de este factor en la proporción de plantas a las que no se les midió su copa (Tabla 5.55).

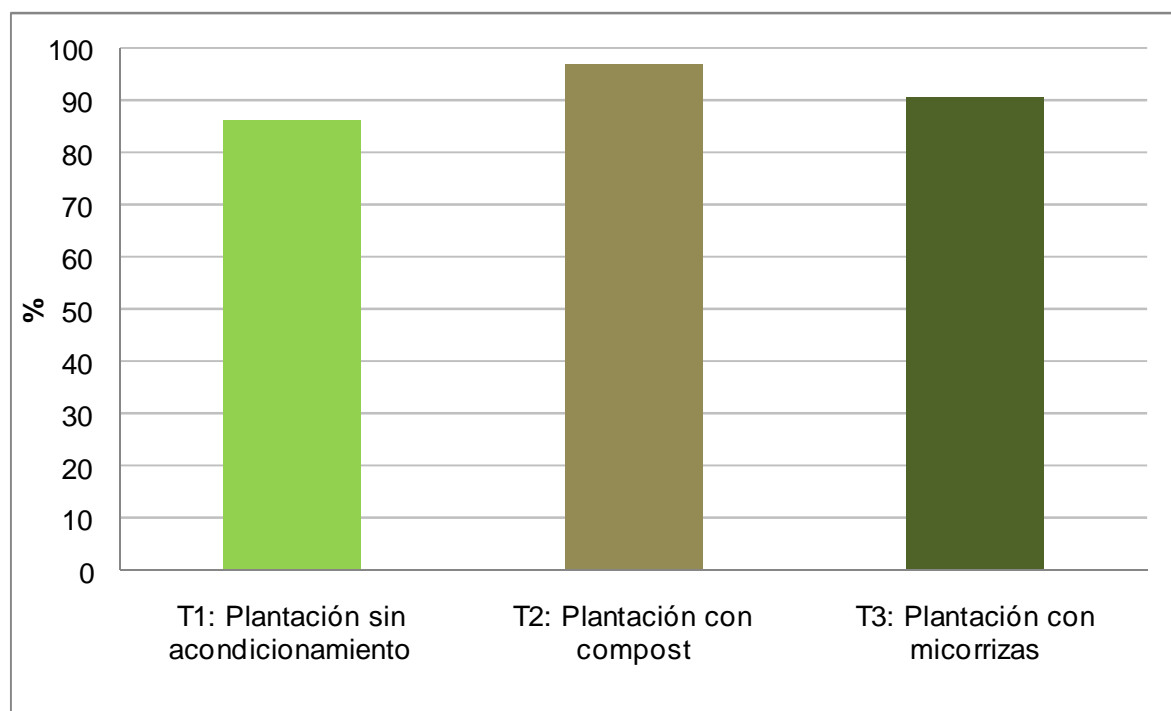
**Tabla 5.55. Valores P (%) de la prueba de homogeneidad de *Chi*-cuadrado evaluada para cada especie en particular con el objetivo de detectar diferencias significativas entre tratamientos para la proporción de plantas sometidas a medición de su diámetro de copa**

<b>Especie</b>	<b>Valor P*</b>
Huingán	20,98
Pimiento	<b>2,79</b>
Quilo	100,00
Romerillo	17,73

\*En rojo se destacan los valores significativamente distintos, con valor p menor a 5 % ( $p < 0,05$ ).

Tal como se presenta en la figura 5.94, en las plantas de pimiento que recibieron compost existe una mayor proporción a las que sí se les midió su diámetro de copa. Esto indica que para esta especie, el efecto de aplicación de compost promueve un mayor desarrollo de la copa en sentido lateral más que el crecimiento en altura, en términos proporcionales.

**Figura 5.94. Proporción de plantas de pimienta a las cuales se les midió el diámetro de copa según cada tratamiento de acondicionamiento**



En cuanto a las diferencias de diámetro de copa detectadas a nivel global en el factor tratamiento, se concluyó que existe una dependencia significativa entre ambas variables, ya que el test de Kruskal Wallis dio como resultado un valor P de 4,1 %, de manera que se puede afirmar que el diámetro de copa está íntimamente relacionado con el tratamiento de acondicionamiento.

En la figura 5.95 se observa que ambos tratamientos de enmienda (T2 y T3) difieren significativamente en términos del diámetro de copa de las plantas, mientras que las plantas que no recibieron acondicionamiento (T1) no difieren significativamente de aquellas que sí lo recibieron.

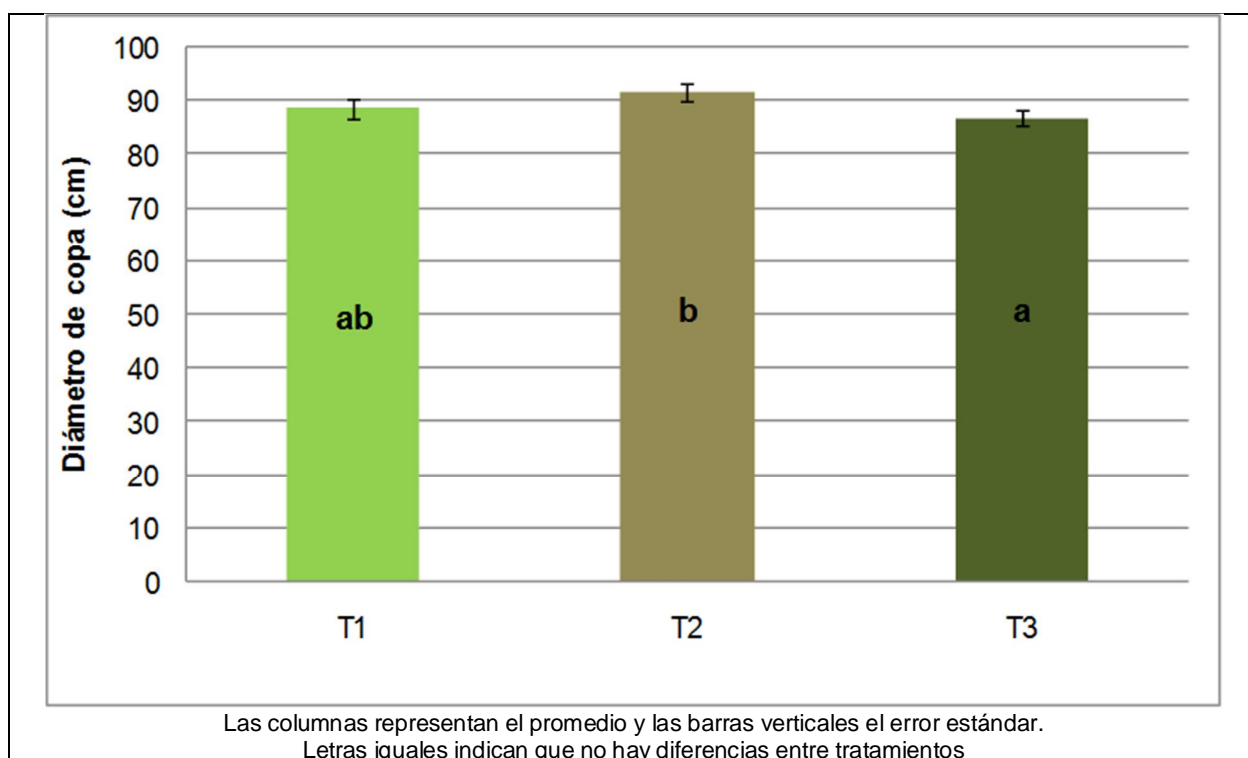
Al analizar las diferencias de diámetros de copa entre tratamientos a nivel de cada especie en particular, se obtuvo como resultado que el factor tratamiento sólo influye de manera significativa sobre el diámetro de copa en pimienta. Esto se confirma al observar los valores P de la tabla 5.56, ya que éste es menor a 5 % para dicha especie.

**Tabla 5.56. Valores P (%) del test de Kruskal Wallis evaluado para cada especie en particular con el objetivo de detectar diferencias significativas entre tratamientos para la variable de diámetro de copa a mayo de 2013**

<b>Especie</b>	<b>Valor P (%)*</b>
Huingán	28,3
Pimiento	<b>0,02</b>
Quilo	96,02
Romerillo	7,28

\*En rojo se destacan los valores significativamente distintos, con valor p menor a 5 % ( $p < 0,05$ ).

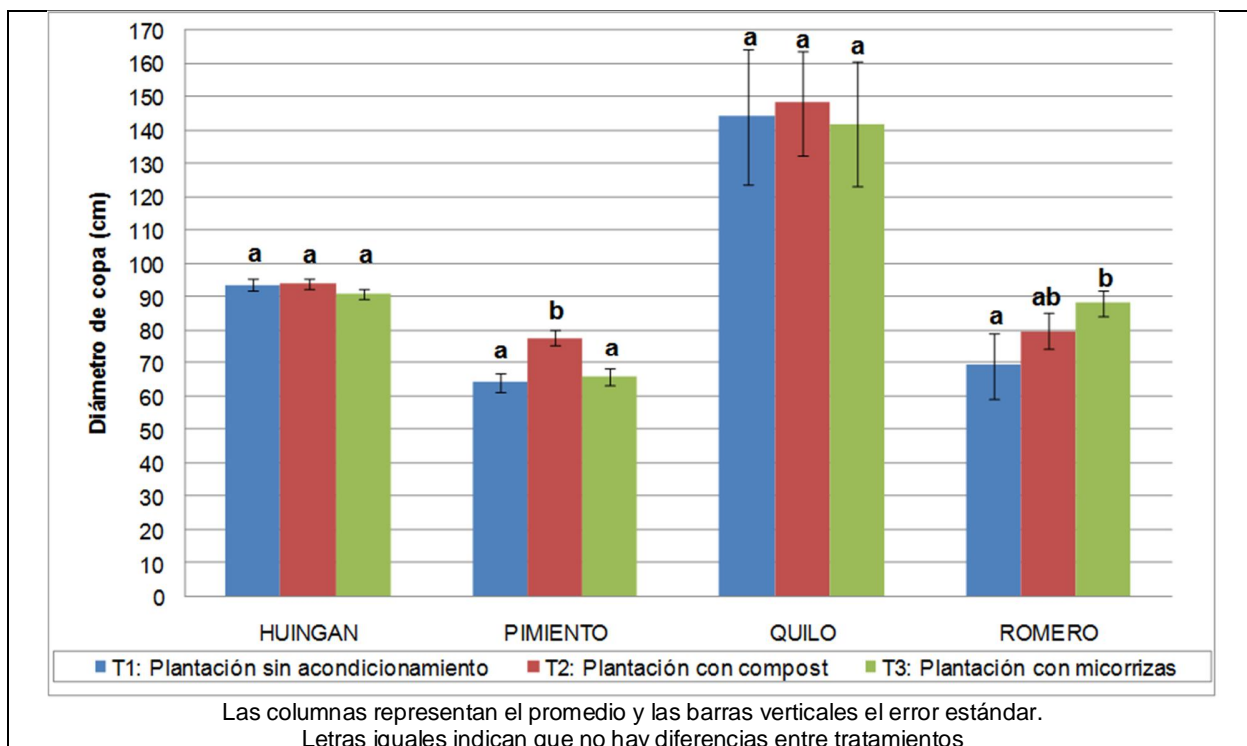
**Figura 5.95. Diámetro de copa promedio por tratamiento según el segundo seguimiento (mayo de 2013) de sobrevivencia y desarrollo**





Según se aprecia en la figura 5.96, al igual que para todas las variables analizadas con anterioridad, de los tratamientos evaluados, sólo la aplicación de compost influye de manera significativa sobre el desarrollo de copa en pimiento, siendo prácticamente indiferente la aplicación de micorrizas.

**Figura 5.96. Diámetro de copa promedio en plantas según tratamiento y a nivel de especie a mayo de 2013 (otoño)**



## 6. CONCLUSIONES

### 1.9 6.1 CONCLUSIONES GENERALES

Hasta la fecha, el ensayo de fitoestabilización en el tranque Quillayes ha sido exitoso en cuanto a establecer una cubierta vegetal de especies diversas sobre el relave cubierto con material granular y en cuanto a brindar información sobre la posible sustentabilidad de este esquema de fitoestabilización, así como también describir la relación entre la evolución química del relave, las especies ensayadas y las concentraciones de elementos en el tejido vegetal.

En general, se puede señalar que los únicos elementos que están presentando una tendencia consistente de bioacumulación en follaje corresponden a molibdeno (Mo) y manganeso (Mn). Así, hasta la fecha del último monitoreo los metales pesados no esenciales para las plantas, que son los más críticos desde el punto de vista de las aprensiones de salud pública, no se están bioacumulando en ninguna de las especies ensayadas, y las concentraciones más altas que se han encontrado en alguno de los monitoreos están dentro de rangos normales o esperables (plomo en espino y algarrobo) y muy por debajo de los umbrales de riesgo para las plantas.

Los factores que más estarían influyendo en la acumulación de metales en el follaje de las plantas del ensayo serían la especie y el tiempo de residencia o edad. De esta manera, se observó la presencia de especies con afinidades selectivas por ciertos elementos, mientras que hay una tendencia de incremento progresivo de la concentración de ciertos elementos, como molibdeno y manganeso en la medida que avanza el ensayo. Por tanto, cada especie presenta un comportamiento diferente frente a determinados elementos y no existe un comportamiento común de todas las especies frente a un elemento; en otras palabras, no existe una "especie excluyente ideal" con bajas concentraciones frente a todos los elementos o una especie que tienda a absorber todos los metales pesados y que pueda ser inmediatamente descartada por ello.

Salvo excepciones, los tratamientos prácticamente no inciden en las concentraciones de elementos en el follaje. La concentración de zinc (Zn) en follaje no es bioacumulativa hasta la fecha, pero sí se incrementa en el tratamiento 2 (T2) en la mayoría de las especies, pero no a niveles estadísticamente significativos, ni tampoco preocupantes desde el punto de vista de fitotoxicidad.

El factor "tiempo" ha demostrado ser muy gravitante en la bioacumulación, por la mayor antigüedad y persistencia de los tejidos y la compenetración progresiva del sistema radicular con el relave. Esto se ha reflejado en las crecientes concentraciones promedio obtenidas en algunos elementos a través de los sucesivos muestreos (caso del Mn y del Mo en varias especies, en particular las leguminosas y en menor medida el Cu), así como también en la mayor concentración de algunos metales en el tejido vegetal de plantas adultas del entorno (caso del Cu, Pb y As).

## 6.2 CONCLUSIONES ESPECÍFICAS

### 6.2.1 Sobrevivencia y desarrollo

La sobrevivencia global (todas las especies) es del 99 %; en otras palabras, la mortalidad de un 1% se considera despreciable. De acuerdo a la experiencia del equipo consultor, en general las forestaciones con especies nativas en la zona central de Chile suelen tener mortalidades de entre 20 y 25 %, por lo que un 99 % de sobrevivencia global es muy positivo.

Si bien todas las especies han dado resultados muy satisfactorios en términos de la sobrevivencia, se destaca que quilo, maitén, litre y talhuén son las que presentan menor sobrevivencia, pero en la mayoría de los casos sobre 90 % (salvo maitén con 87 %). En el caso de quilo, el consultor estima que se debió a la deficiente calidad de algunas plantas del vivero, que para esta especie era muy desuniforme. El denominador común en el resto de las especies señaladas, es que prefieren exposiciones menos soleadas y mayor humedad en el suelo (fondos de quebradas), aunque talhuén es bastante más rústico y menos demandante hídricamente que litre y maitén, pero con una distribución geográfica muy localizada y acotada, lo que revela poca plasticidad o capacidad de adaptación a condiciones variables de sitio. La menor adaptación de maitén detectada en este ensayo coincide con la experiencia de ATM en el tranque El Chinche, donde fue la especie con menor sobrevivencia independientemente de los tratamientos aplicados.

Los valores más altos de sobrevivencia se obtuvieron en cinco de las once especies por igual, las cuales corresponden a acacia saligna, algarrobo, espino, huingán y romerillo. Al evaluar el efecto de los tratamientos sobre la variable mortalidad para todas las especies involucradas en el ensayo, se comprobó que no hubo influencia estadísticamente significativa.

La especie que mostró el mayor crecimiento en altura fue acacia saligna y en segundo lugar las especies algarrobo, quilo y romerillo. Por su parte, espino fue la especie que registró el menor crecimiento en altura. El mayor desarrollo de copa entre las especies del ensayo fue registrado para quilo y en segundo lugar para huingán.

Sobre la base de lo anteriormente expuesto, se concluye que no existe coincidencia de todos los atributos positivos con una misma especie; hay atributos importantes, como el desarrollo de copa o la rapidez de crecimiento, en que quilo tiene ventajas, pero no destaca en sobrevivencia. Lo mismo ocurre con huingán, que tiene buenos índices de vigor y precocidad, pero no destaca ni en sobrevivencia, ni en rapidez de crecimiento.

Hasta la fecha no se ha detectado ninguna planta ni especie con sintomatología de carencias o de toxicidad. El crecimiento ha sido satisfactorio, presentando sólo algunos inconvenientes de marchitez y aumento de mortalidad durante los meses de febrero y marzo del presente año, período que coincide con el final del verano y elevadas temperaturas.

En un período de ocho meses posterior a la plantación (mayo a diciembre de 2012), la mortalidad promedio mensual fue de 6 ind/mes, mientras que en los tres meses siguientes, coincidentes con el verano precordillerano (enero a marzo de 2013), este valor ascendió a 37 ind/mes. Sobre la base de las correlaciones efectuadas entre mortalidad y factores ambientales, se concluye que el verano es la estación más adversa para la sobrevivencia de las plantas, superando hasta ahora en influencia desfavorable al período invernal, que podría ser crítico por las bajas temperaturas y heladas. En el presente ensayo, los daños mecánicos por nieve han sido acotados y no constituiría un factor adverso en términos de sobrevivencia o estado general de las plantas.

Respecto de la rapidez de crecimiento, resulta importante en una primera fase de un proyecto de fitoestabilización. La rápida producción de biomasa que se aprecia en acacia saligna es un atributo deseable, cuando se desea aportar materia orgánica y constituir barreras corta viento sobre la superficie del tranque. Sin embargo, hay que considerar la habilidad para sobrevivir en el largo plazo, la resistencia a períodos de clima extremo, la interacción con la fauna local, la resistencia a plagas y enfermedades y la dependencia del riego y la fertilización, entre otras labores de manejo. En este sentido las especies nativas tienen ventajas, pero no es factible aún apreciar estos atributos, por el corto plazo de seguimiento del ensayo.

## 6.2.2 Concentración de elementos en tejido vegetal

### Tejido foliar

El estado nutricional en todas las especies y en todos los tratamientos es satisfactorio, si bien a partir del último monitoreo, comienza a evidenciarse cierta disminución en la concentración de N y P, coincidente con el comportamiento en el suelo. Los tratamientos de plantación no han incidido significativamente en la concentración de elementos en el follaje de las plantas. Las concentraciones de los macronutrientes (N, P y K) son similares entre especies y entre plantas de la misma especie creciendo en el ensayo, comparadas con las muestras de vivero, a pesar que en este último caso hay valores más elevados por el manejo propio de los viveros en que se aplican fertilizantes foliares regularmente.

Una conclusión importante es que los tratamientos afectan muy poco las diferencias de absorción y concentración de los distintos elementos analizados en las especies evaluadas. En la Tabla 6.1 se resume las excepciones en cuanto a incidencia de los tratamientos en la concentración de elementos en follaje. Hay que considerar que la bioacumulación está asociada intrínsecamente al paso del tiempo y a la permanencia en la planta de los tejidos vegetales muestreados, por lo que los resultados obtenidos hasta ahora pueden variar en el futuro. Sin embargo, en la medida que avanza el tiempo, las raíces avanzan fuera de la casilla, alejándose de la presencia del compost (T2) y de lo que pudieron haber aportado el fertilizante y el material granular (T1). Se estima que solo el tratamiento con micorrizas (T3), en caso que la inoculación haya sido efectiva, podría seguir relacionado a la planta, aunque sus raíces exploren fuera de la casilla. Sin embargo, hasta la fecha no se han evidenciado diferencias consistentes respecto de los otros tratamientos. Una recomendación que surge de esta apreciación es la necesidad de realizar un análisis microbiológico para determinar la ocurrencia de la inoculación.

**Tabla 6.1. Diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos en la concentración de elementos en el tejido foliar de las especies probadas en el ensayo**

Campaña	Especie disímil	Elemento disímil	Tratamiento disímil
Invierno	Acacia saligna	K	T2 > T1 = T3
		Zn	T2 > T1 = T3
Primavera	Espino	Cu	T3 > T1 = T2
Verano	Algarrobo	Zn	T2 > T3 = T1

Campaña	Especie disímil	Elemento disímil	Tratamiento disímil
Otoño	Acacia saligna	Zn	$T2 > T3 = T1$
		Cr	$T3 > T2 = T1$
	Algarrobo	Zn	$T2 > T3 = T1$
	Litre	Mo	$T2 > T1 = T3$

Al comparar los resultados de concentración en follaje entre especies y entre tratamientos, destaca que el factor "especie" incide más que el factor "enmienda". Sin embargo, destaca que la expresión de las influencias de los tratamientos, y en especial de las enmiendas o acondicionadores (T2 y T3), se produce en especies leguminosas en todos los casos. Esta relación entre la capacidad de fijación de N atmosférico de estas especies y la asimilación de Cu, Zn y K aún se encuentra en revisión. Es importante señalar que con un pH cercano a 6, Cu, Zn y K se encuentran en condiciones óptimas de liberación o disponibilidad, por ende su absorción se ve favorecida. Sin embargo, esto se ve potenciado en estas especies cuando están presentes los acondicionadores, en especial del compost (T2), lo cual coincide con otros estudios efectuados con abonos orgánicos en Chile y en el tranque El Chinche de MLP.

Una conclusión general importante es que no todas las especies absorben los distintos elementos disponibles en el medio por igual. Ocurren afinidades por ciertos elementos, como el caso de la afinidad por molibdeno y el manganeso que tienen las leguminosas acacia saligna y algarrobo, mientras que las anacardiáceas pimienta y huíngán, seguidas de quilo, sobresalen en la absorción de manganeso. Espino está demostrando una afinidad preferente por Pb, Cr y Zn; romerillo por Cd y finalmente maitén y quilo presentaron valores comparativamente altos de Zn en el monitoreo de otoño, en relación a las demás especies.

Cobre y zinc presentan concentraciones similares en las plantas que crecen en el tranque y en el entorno natural, siendo los valores más altos de Cu los del entorno natural para varias especies, lo que podría deberse a la riqueza metálica de los suelos del entorno del yacimiento cuprífero, pero también a la mayor antigüedad de las hojas de las plantas adultas, que permitiría mayores lapsos de bioacumulación.

El arsénico se encuentra en niveles muy bajos, casi indetectables analíticamente, mientras que en el caso de cromo, la mayoría de las especies presentan concentraciones máximas en torno a 0,5 mg/kg, por debajo de los umbrales más exigentes de riesgo, situados en 2 mg/kg.

El mercurio está generalmente bajo los límites de detección y cuando aparece en los análisis de tejido parece corresponder a un error analítico. En el último monitoreo efectuado en otoño, la concentración de Pb en todas las especies y en todos los tratamientos, es muy pareja y está por debajo de 0,5 mg/kg, estando el umbral de riesgo situado en 10 mg/kg.

En síntesis, salvo Mo, no se están registrando hasta la fecha concentraciones que superen los umbrales de riesgo de fitotoxicidad. Tampoco existe una única especie que bioacumula todos los metales disponibles en el medio de crecimiento; no existe un único elemento que incremente su concentración en todas las especies; y no existe hasta el momento una estación del año que pueda asociarse con las máximas concentraciones, sino más bien pareciera que es el factor tiempo de residencia o tiempo de vida de la planta es el que más incide en la bioacumulación, sublimando la posible influencia de la estación del año.

En el caso de Mo, este metal ha presentado una notable variación a lo largo del ensayo. En el primer monitoreo, salvo en Acacia saligna, presenta valores relativamente bajos en todas las especies y tratamientos, sin diferencias estadísticamente significativas entre éstos (plantas aún sin penetrar sus raíces en el relave. Posteriormente, se suma algarrobo en el monitoreo de primavera con valores sobresalientes, si bien muy por debajo de Acacia saligna, que ya triplica los valores del monitoreo anterior. En el monitoreo de verano, esta tendencia se mantiene, con Acacia saligna y algarrobo duplicando los valores anteriores y distanciándose cada vez más del resto de las especies. Coincide esto con el rápido crecimiento expresado por estas especies y su mayor desarrollo radicular respecto del resto de las especies. En el último monitoreo, coincidente con el otoño, estas ventajas se mantienen, pero no la tasa de incremento de los monitoreos anteriores, lo que podría estar relacionado con una tendencia a estabilizarse o con la fisiología menos activa del otoño.

### **Tejido radicular**

Destaca el cobre como un elemento que por lejos se acumula más en raíces que en follaje, lo que revela la exclusión que todas las especies hacen con este elemento, impidiendo que ascienda por el sistema vascular hacia la parte aérea de la planta. Algo similar, pero en menor grado, ocurre con Mo y con Mn. Estos resultados reflejan que la característica de *excluyente metalófila* no es genérica para todos los metales, sino para determinados elementos. En otras palabras, en las especies evaluadas no se comprueba que la habilidad de excluir metales y fijarlos en las raíces, sea aplicable a todos los elementos de interés.

Como referencia, la habilidad de excluir o retener metales en raíces también se pudo comprobar en las plantas de vivero, en todas las especies, para los elementos Cu, Mo y As.

### 6.2.3 Caracterización del sustrato (relave)

En cuanto a la caracterización física y química del relave adyacente de los ensayos (condición “base”), se detectó un pH promedio de 6,1, lo que se define como *moderadamente ácido* y dos puntos inferior al valor encontrado en el tranque El Chinche luego de casi 10 años de abandono. También se detectó poco a nulo contenido de materia orgánica, y salinidad ligera, con un valor de RAS dentro de lo normal o esperable, y con contenidos de bicarbonatos/carbonatos/Ca dentro de valores normales.

En relación a los nutrientes en el relave, se destacó el bajo contenido de N total, aunque la fracción soluble de este elemento es relativamente alta, por lo que, sumado a una mayor cantidad de K detectada, el relave en este momento no resulta inhóspito desde el punto de vista nutricional para especies de bajos requerimientos o rústicas.

En relación a la concentración de otros elementos y metales totales en el relave (S, Ca, Mn, Mg, Se, Ni, B, Zn, Cr, Pb, Hg, Cr), se observa que se encuentran en concentraciones normales y que, en general, hay una mayor concentración de estos elementos en el relave al compararlos con el material granular (resultados de la carpeta granular en Anexo 4). Se detecta la presencia de altos contenidos de Cu, SO<sub>4</sub> y Fe, en la fracción disponible y soluble en el relave.

### 6.2.4 Selección de especies

Resulta difícil seleccionar al atributo más importante de entre los evaluados; sin embargo, la sobrevivencia es algo básico para calificar una especie como idónea o no para una plantación de fitoestabilización. Luego, esta planta tiene que desarrollarse adecuadamente en el tiempo; es decir, presentar una condición fitosanitaria y fisiológica estable favorable. En consecuencia, el siguiente atributo en orden de importancia sería el estado general o vigor de la planta. Algarrobo, espino, quilo, litre, romerillo y talhuén, son las especies con mayor proporción de plantas en buen estado. Destaca el vigor de algarrobo, que fue muy modesto en un principio, pero que luego ha mostrado un desarrollo acelerado. Lo mismo ocurre con quilo y romerillo, que parecen adaptarse bien a la condición subyacente del relave. De acuerdo a la experiencia de SKM, las tres especies señaladas han resultado exitosas colonizadoras de pasivos mineros y terrenos degradados en general (botaderos, taludes de carreteras, bermas de autopistas, tranques de relave) en la zona central de Chile.

Sobre la base de lo expuesto en los capítulos precedentes, se concluye que no existe coincidencia de todos los atributos positivos con una misma especie; hay atributos importantes, como el desarrollo de copa o la rapidez de crecimiento, en que quilo tiene ventajas, pero no destaca en sobrevivencia. Lo mismo ocurre con huingán, que tiene buenos índices de vigor,



precocidad y desarrollo de copa, pero no ocupa los primeros lugares ni en sobrevivencia, ni en rapidez de crecimiento.

Resulta difícil seleccionar el atributo más importante de entre los evaluados; sin embargo, la sobrevivencia es algo básico para calificar una especie como idónea o no para una plantación de fitoestabilización. En este sentido, todas superan este filtro, pues todas tienen altos índices de sobrevivencia. Luego, esta planta tiene que desarrollarse adecuadamente en el tiempo; es decir, presentar una condición fitosanitaria y fisiológica estable favorable. En consecuencia, el siguiente atributo en orden de importancia sería el estado general o vigor de la planta.

Algarrobo, espino, quilo, litre, romerillo y talhuén, son las especies con mayor proporción de plantas en buen estado. Destaca el vigor de algarrobo, que fue muy modesto en un principio, pero que luego ha mostrado un desarrollo acelerado. Lo mismo ocurre con quilo y romerillo, que parecen adaptarse bien a la condición subyacente del relave. De acuerdo a la experiencia de SKM, las especies algarrobo, quilo y romerillo han resultado exitosas colonizadoras de pasivos mineros y terrenos degradados en general (botaderos, taludes de carreteras, bermas de autopistas, tranques de relave) en la zona central de Chile. Posteriormente es relevante que las plantas toleren los factores adversos, que pueden tener episodios críticos en el futuro: frío y falta de agua (tolerancia a las bajas temperaturas y a la sequía). Esto no ha podido ser registrado en el corto período del ensayo, considerando que los últimos inviernos han sido relativamente benignos y que la plantación es regada. Sin embargo, se recurre al conocimiento de estas especies y a la experiencia previa con ellas en plantaciones de similar naturaleza (terrenos degradados). Si las especies no son capaces de tolerar en el largo plazo las posibles oscilaciones naturales de clima, entonces no son adecuadas para la fitoestabilización (salvo que se consideren especies de "sacrificio", de rápida producción de biomasa inicial, como el caso de acacia saligna).

Hasta la fecha no se ha detectado ninguna planta ni especie con sintomatología de carencias o de toxicidad. Se han detectado acumulaciones crecientes de Mo y de Mn en algunas especies, en particular en las de más rápido crecimiento y además leguminosas: acacia saligna y algarrobo; y secundariamente en huingán, pimienta y maitén, entre otras.

El siguiente cuadro reúne los atributos que se consideran relevantes en la selección de especies para una fitoestabilización. En el caso de los metales, es importante señalar que salvo Mo y Mn, la presencia de metales en follaje todavía no constituye un problema que pueda ser "castigado" en el ranking presentado; en otras palabras, hay especies que acumulan más que otras (cada celda señala qué es lo que acumula más), pero las concentraciones alcanzadas son inocuas hasta la fecha.

La asignación de gravitación de cada atributo es pareja, sin que existan ponderadores variables por atributo, de modo de otorgarle más importancia a uno que a otro. Sirve como una referencia

o primer filtro, para luego afinar la selección según las variables que se desee promover o privilegiar.

De acuerdo a la valoración de atributos presentada en la tabla 6.2, las especies que podrían permanecer en futuras plantaciones de fitoestabilización serían las siguientes (en orden de preferencia):

- Quilo
- Romerillo
- Espino
- Quillay
- Huingán
- Algarrobo
- Acacia saligna

Las especies que habría que descartar son litre, pimienta, talhuén y maitén.

Es importante señalar que el orden de las especies seleccionadas puede variar en el tiempo, en la medida que éstas modifican su dinámica de crecimiento y desarrollan más profundamente su sistema radicular, así como en la medida que transcurre el tiempo y se generan relaciones de simbiosis más desarrolladas y estables con microorganismos del sustrato. Hay que tener especial cuidado en el seguimiento de las leguminosas, por la afinidad que han mostrado con la absorción de ciertos elementos.

Sobre la base de los antecedentes disponibles hasta la fecha, se puede señalar que el factor enmienda, así como la estación del año, no son tan relevantes como los factores tiempo (de vida) y especie, y no son determinantes en la bioacumulación generalizada o particular de elementos de manera constante y sistemática. Hay que considerar que en un año no se consigue una condición estable en cuanto a desarrollo de raíces, absorción de elementos y bioacumulación, lo que determina que la proyección de las concentraciones en tejido vegetal pueden variar en el tiempo, lo que explica la necesidad de estudios de más largo plazo.

También hay que considerar que acacia saligna tiene un mal desempeño frente a las heladas intensas y frente a la nieve cuando ésta es copiosa, por lo que no es sustentable en el tiempo, pero sí constituye una fuente de producción natural de biomasa que puede aportar mucho en fases iniciales de la fitoestabilización, para luego ser reemplazada por otras especies más longevas y estables en el tiempo.

**Tabla 6.2. Matriz de valoración de atributos por especie y calificación ponderada**

ESPECIE	Origen autóctono local	Tolerancia sequía	Tolerancia heladas	Rapidez crecimiento	Arquitectura cubridora	Autofertilización (1)	Autopropagación (2)	Facilidad de viverización (3)	Presencia/exclusión de metales en el follaje		Retención en raíz de elementos no esenciales	PUNTAJE ACUMULADO	DECISION DE SELECCIÓN
									Metales indeseables	Micronutrientes			
Huingán									Cr, Pb (4)	Mn, Cu	Cu, Mo	27	Seleccionada
Romerillo									Cd (4)			29	Seleccionada
Talhuén												19	Descartada
Algarrobo									Pb (4)	Mo		23	Seleccionada
Espino									Pb y Cr (4)	Zn		28	Seleccionada
Quillay											Mo	28	Seleccionada
Pimiento										Mn		12	Descartada
Acacia saligna									Mn, Zn, Cu	Mo	Cu	22	Seleccionada para sacrificio, pero no sujeta a seguimiento
Maitén									Cd (4)	Zn	Cu, Mo	19	Descartada
Litre												17	Descartada
Quilo										Zn	Cu, Mo	32	Seleccionada

PUNTAJE		
	Condición positiva o favorable del atributo	3
	Condición intermedia del atributo	2
	Condición negativa o desfavorable del atributo	0

(1) Aplica a especies leguminosas y con asociaciones simbióticas seguras.

(2) Se refiere a la capacidad de una planta de generar descendencia a su alrededor, ya sea por la combinación de precocidad en la maduración sexual y generación de semillas viables que germinen alrededor o por la generación de rebrotes o retoñación vegetativa en el entorno.

(3) Se refiere a la combinación de facilidad de conseguir semilla de manera abundante, de tratar la semilla, de que germine y de que las plantas se produzcan sin problemas.

(4) Muy lejos de umbrales de riesgo. Solo se indica porque es un valor relativamente alto o más alto que el encontrado en el resto de las especies.

(5) Se refiere a que la raíz actúa como filtro, más que la cantidad total del elemento que esté quedando fijada en la biomasa radicular.

CRITERIO DE SELECCIÓN O DESCARTE:

0 A 20 PUNTOS = DESCARTADA

21 O MAS = ACEPTADA O SELECCIONADA PARA COMPONER LA FITOESTABILIZACION

Existen además otras especies que están colonizando espontáneamente el tranque, y que podrían integrarse al listado de especies favorables, una vez que se estudien en mayor profundidad. En este sentido, el ensayo no agota la lista posible de especies que podrían ser de utilidad para la fitoestabilización del tranque Quillayes, ya que solamente probó once de éstas, pero al abarcar las principales familias botánicas, orienta mucho la búsqueda complementaria.

#### **6.2.5 Recomendaciones de estudios futuros**

Considerando los resultados del presente estudio, se recomienda analizar el riesgo objetivo que los metales presentes en la vegetación establecida sobre el tranque de relave, podrían representar para fauna que pastoree o consuma estos vegetales.

Por otro lado, sería conveniente prolongar el seguimiento de concentración de elementos en follaje para asegurar que las raíces de todas las especies evaluadas estén efectivamente compenetradas y dependientes del relave para su sustento, ya que aún algunas especies no han explorado de manera total el entorno circundante y siguen dependiendo en parte de la enmienda, del fertilizante o del pan de tierra proveniente del vivero (especies de crecimiento más lento).

Dado que la bioacumulación es un proceso que está intrínsecamente asociado al paso del tiempo, para que haya una progresiva acumulación en los tejidos persistentes, es muy relevante al interpretar los resultados, contextualizar el tiempo de vida que tienen las plantas evaluadas. Las plantas del entorno, por ejemplo, tienen más años (el follaje persistente puede durar entre 3 y 4 años en la mayoría de las especies esclerófilas) que las plantas (o el follaje) del ensayo. Esto es un aspecto que justifica la prolongación del período de monitoreo para los metales de interés o críticos en plantas del ensayo, hasta que por lo menos se compruebe una renovación completa del follaje y puedan ser muestreados los máximos niveles de acumulación de las hojas que persistan más tiempo.

Dado que los procesos de inoculación con micorrizas tienen un grado de efectividad variable, según la especie y condiciones de desarrollo de las plantas. Se recomienda realizar análisis microbiológicos en laboratorios especializados, para comprobar la inoculación en las distintas especies del ensayo, ya que no todas se asocian con las mismas cepas y muchas pueden contener asociaciones específicas distintas a la especie inoculada por el tratamiento.

Finalmente, es necesario estudiar la respuesta de la plantación al proceso de retiro gradual del sistema de riego, para comprobar su sustentabilidad sin apoyo artificial.

## 7. LITERATURA CITADA

Acevedo, E. 2004. Valorización de lodos provenientes de tratamiento de aguas servidas como mejorador de suelos degradados. Universidad de Chile y Servicio Agrícola Ganadero (SAG). 33p.

Acevedo, E., Carrasco, M.A., León, O., Martínez, E., Silva, P., Castillo, G., Ahumada, I., Borie, G. y González, S. 2005. Informe criterios de calidad de suelos agrícolas (en revisión). Universidad de Chile y Servicio Agrícola Ganadero (SAG). 217 p.

Alloway, B. J. (ed.). 1990. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional. USA and Canada. 339p.

ATM Ingeniería. 2008. Investigación en técnicas de vegetación de tranques de relaves en etapa de cierre (Mayo 2005 – Octubre 2007). Informe elaborado para Minera Los Pelambres. 66 p.

Ayers, R.S and Wescot, D.W. 1985. Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper # 29. FAO, Rome.

Babich, H. and Stotzky, G. 1982. Toxicity of nickel to microorganisms in soil: influence of some physicochemical characteristics. Environmental Pollution (Series A). 29: 303-315.

Barceló, I., H. Solís, C. González, P. Avila and J. García 2000. Determination of Cadmium and Lead Species in the Water Column of the Jose Antonio Alzate Reservoir, México. Water Environment Research 72 (2): 132-140.

Bartlett, R. and James, B. 1979. Behavior of Chromium in Soils: III. Oxidation. Journal of Environmental Quality 8:31-35.

Beauford, W. Barber, J. & Barringer, A.R. 1977. Uptake and distribution of mercury within higher plants. Physiologia Plantarum. Volume 39, 4, p 261-265.

Bernstein, L. 1975. Effects of salinity and sodicity on plant growth. Annual Review of Phytopathology 13: 295-312.

Berti, W. R. and S. D. Cunningham. 2000. Phytostabilization of metals. In: Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. Edts. I. Raskin and B. D. Ensley. Wiley Inter-Science. New York, USA. p. 71-88.

- Bowen, H. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London, England. 333p.
- Bowman, R.S., Essington, M.E. and O'Connor, G.A. 1981. Soil sorption of nickel: influence of solution composition. Soil Sci. Soc. Am. Journal. 45: 860-865.
- CCME. 1997. Recommended Canadian Soil Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. Ottawa, Ontario. 185 p.
- CICA. 1994a. Uso agropecuario del agua efluente del embalse de relaves Carén. Compendio de la experiencia acumulada hasta septiembre de 1994, elaborado para División El Teniente de CODELCO.
- CICA. 1995. Uso agropecuario del agua efluente del embalse Carén. Resumen de actividades y experiencias del período 1993 – 1995. Informe elaborado para División El Teniente de CODELCO.
- CICA. 1997. Estudio de la distribución de biomasa y contenido de molibdeno en plantaciones de *Eucalyptus globulus* regadas con efluentes de relave en el fundo El Chaval.
- CICA, 2002. Uso de aguas de descarte de la minería en riego. Estudio encomendado por la Sociedad Nacional de Minería, desarrollado conjuntamente con la Universidad Católica de Chile (Facultad de Agronomía y Ciencias Forestales).
- Delgado, L. y Serey, I. 2002. Distribución del cobre en ecosistemas forestales de tipo mediterráneo. Revista Chilena de Historia Natural 75: 557-565.
- Dietz, A. C. and J. L. Schnoor. 2001. Advances in phytoremediation. Environmental Health Perspectives 109: 163-168.
- Epstein, E. 2003. Land application of sewage sludge and biosolids. CRC Press. Florida, U.S.A. 193p.
- Etchevers, J. 1980. Manual de referencia para métodos rutinarios de análisis de suelo. Recomendados por la Sociedad Chilena del Suelo. Boletín Técnico N° 65. Universidad de Concepción, Escuela de Agronomía. Chillán, Chile. 31p.
- Gardiner, R.T. 1977. Tailings revegetation experience at COMINCO Ltd. metal mines in British Columbia and the northwest territories. Proceedings of the first annual British Columbia Mine Reclamation Symposium. Vernon, BC, 1977. The technical and research committee on reclamation. p:35-53.

Ghorayshi, M. 1989. Sludge Application to Land for Disposal. Accumulation and movement of heavy metals, nitrogen and phosphorus in soils. Naturvardsverket Rapport 3621. National Swedish Environmental Protection Board.

Ginocchio, R. y P. León-Lobos. 2007. Recursos genéticos para la fitoestabilización: plantas que reducen la contaminación por desechos mineros. Tierra Adentro 75: 20-23.

Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. Amer. Natur. Vol. 111, pp. 1169-1194.

Grime, J.P. 1989. Estrategias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. Editorial Limusa.

Guerrero, A. 1996. El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos. Ediciones Mundi Prensa. España.

Gupta, V.K. y Mehla, D.S. 1980. Influence of sulphur on the yield and concentration of copper, manganese, iron and molybdenum in berseem (*Trifolium alexandrinum*) grown on two different soils. Plant and Soil 56: 229-234.

Havlin, J., Tisdale, S., Beaton, J. and Nelson, W. 1999. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. Sixth Edition. Prentice Hall. 499 p.

Honorato, R. 2000. Manual de edafología (4<sup>ta</sup> ed.). Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 244 p.

INFOR-INDAP-FIA. 2000. Monografía Quillay (*Quillaja saponaria*). Diversificación de Alternativas de Producción Forestal y Agroforestal para Pequeños Propietarios en el Secano. Proyecto de Desarrollo de las Comunas Pobres de la Zona del Secano (Prodecop-Secano).

INIA.1990. Fuentes de contaminación en sectores agrícolas, regiones IV a XI. Informe final, Proyecto FIA 1/86.INIA. Santiago, Chile.362.

INIA. 2009. Interpretación de resultados de análisis químico de suelos. Laboratorio de Suelos INIA. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. [http://www.laboratoriosuelosinia.cl/in\\_q\\_s.htm](http://www.laboratoriosuelosinia.cl/in_q_s.htm)

Instituto forestal, 2009, Sistematización silvícola, tecnológica y Comercial del Boldo (*Peumus boldus* Mol) en Chile. [http://www.gestionforestal.cl:81/boldo/publicaciones/informe\\_tecnico\\_boldo.pdf](http://www.gestionforestal.cl:81/boldo/publicaciones/informe_tecnico_boldo.pdf)

- Iranpour, R., Cox, H.H.J., Kearny, R.J., Clark, J.H., Pinzince, A.B. and Gaigger, G.T. 2004. Regulations for biosolids land application in U.S. and European Union. Journal of Residuals Science & Technology, Vol. 1, N°4, DEStech Publications.
- Jordán, A. 2005. Manual de edafología. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola de la Universidad de Sevilla. España. 144 p.
- Junta de Extremadura. 1992. Interpretación de análisis de suelo, foliar y agua de riego - Consejo de abonado (normas básicas). Ediciones Mundi - Prensa, Madrid.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. 1984. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Ratón, Florida.
- Karimian, N. and Cox, F.R. 1978. Adsorption and extractability of molybdenum in relation to some chemical properties of soil. Soil Science American Journal. vol 42: 63 - 65.
- Katyal, J.C. y Randhawa, N.S. 1986. Micronutrientes. Boletín FAO Fertilización y nutrición vegetal N° 7. 93 p.
- Lastra, C. O., V. P. Peirano, I. H. Bown y R. M. Rodríguez. 2002. Evaluación de metales pesados en especies forestales. Boletín Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 18: 419-422.
- Lenntech. 2008. Cadmio – Cd. <http://www.lenntech.com/espanol/tabla-periodica/Cd.htm>
- Macfie, S.M; Taylor, G.J. Briggs, K.G. y Hoddinott, J. 1989. Differential tolerance of manganese among cultivars of *Triticum aestivum*. Canadian Journal of Botany 67 : 1305-1308.
- Marín, I. J. y M. J. Morales. 2008. Estudio del efecto de *Polypogon australis* sobre las propiedades fisicoquímicas de un sustrato de relave minero de la Planta Santo Domingo, Paposo, II Región de Chile. Trabajo de titulación presentado en conformidad a los requisitos para obtener el título de Ingeniero en ejecución en ambiente. Facultad de Ingeniería, Universidad de Santiago de Chile. 91 p.
- Marschner, H. 2003. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. Great Britain. 889p.
- Marsh, K.B. y Peterson, L.A. 1990. Gradients in Mn accumulation and changes in plant form for potato plants affected by Mn toxicity. Plant and Soil 121 : 157-163.
- Martin, T. A. and M. V. Ruby. 2004. Review of *in situ* remediation technologies for lead, zinc, and cadmium in soil. Remediation Journal 14 (3): 35-53.



- Marschner, H. 2003. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. Great Britain. 889p.
- Marsh, K.B. y Peterson, L.A. 1990. Gradients in Mn accumulation and changes in plant form for potato plants affected by Mn toxicity. Plant and Soil 121 : 157-163.
- Méndez, M. O. & Maier, R.M. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments – an emerging remediation technology. Environmental Health Perspectives 116 (3): 278-283.
- Miller, D.M. y Miller, W.P. 2000. Land application of wastes. En: Handbook of soil science, section G: Interdisciplinary aspects of soil science. CRC Press.
- Misra, S.G. and Pande, P. 1974. Plant and soil (short communication) 40: 685-688.
- Mohana, V. H. 2000. Caracterización de residuos mineros. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil en Minas. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería en Minas. 160 p.
- Morales, E. H. 2005. Diseño experimental a través del análisis de varianza y modelo de regresión lineal. Consultora Carolina. 248 p.
- Moreno-Jiménez, E., Gamarra, R. Carpena-Ruiz, R.O., Millán, R., Peñalosa, R. y Esteban, E. 2006. Mercury bioaccumulation and phytotoxicity in two wild plant species of Almadén area. Chemosphere 63 (2006): 1969-1973.
- Muena, V. I. 2006. Evaluación de especies vegetales para fitorremediación de suelos contaminados en Los Maitenes, Puchuncaví, V Región. Taller de Licenciatura, Área de Fruticultura, Universidad Católica de Valparaíso. Valparaíso, Chile. 35 p.
- Mukhopadhyay, M.J. y Sharma, A. 1991. Manganese in cell metabolism in higher plants. The Botanical Review. 57 (2) : 117 - 149.
- Munns, R. and M. Tester. 2008. Mechanisms of salinity tolerance. Annual Review of Plant Biology 59: 651-681.
- Munshower, F. 1993. Practical handbook of disturbed land revegetation. Lewis Publishers. CRC Press LLC.

Navarrete, A. 2006. Estado de desarrollo *ex-situ* de quillay (*Quillaja saponaria* Mol.), keule (*Gomortega keule* (Mol.) Baillon) y belloto del sur (*Beilschmiedia berteroana* (gay) Kosterm.) en Valdivia. <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2006/fifn321e/doc/fifn321e.pdf>

Navarro, S. y Navarro, G. 2000. Química Agrícola. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 488 p.

Nichols, O.G. y Latham, C. 2007. Assessing rehabilitation success in semi-arid, unpredictable environments - Implications for completion criteria. In: Mine Closure 2007. Proceedings of the second international seminar on mine closure. 16-19 de octubre, Chile.

Nriagu, J. O. 1979. Copper in the environment. Part one: ecological cycling. Wiley-interscience. United States of America. 522p.

Orchard, C. y Ginocchio, R. 2011. Establecimiento de especies nativas con potencial uso económico en relaves de cobre acondicionados del centro-norte de Chile. Revista Conservación Ambiental 1 (1): 16 – 29.

Ortiz-Calderón, C., Alcaide, O. y Kao, J. L. 2008. Copper distribution in leaves and roots of plants growing on a copper mine-tailing storage facility in northern Chile. Revista Chilena de Historia Natural 81 (4): 489 – 499.

Peña, K. 1997. Estudio de la distribución de biomasa y contenido de molibdeno en plantaciones de *Eucalyptus globulus* regadas con efluentes de relave en el fundo El Chaval. Facultad de ciencias agrarias y forestales de la Universidad de Chile y Cica ingenieros consultores S. A. 23 p.

Petrisor, I. G., S. Dobrota, K. Komnitsas, I. Lazar, J. M. Kuperberg and M. Serban. 2004. Artificial Inoculation-Perspectives in Tailings Phytostabilization. International Journal of Phytoremediation 6: 1-15.

Piha, M. I., H. W. Vallack, B. M. Reeler and N. Michael. 1995. A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. I. Tin mine tailings in Zimbabwe. Journal of Applied Ecology 32: 372-381.

Proyecto de Desarrollo de las Comunas Pobres de la Zona del Secano (Prodecop-Secano). Instituto forestal, 2009, Sistematización silvícola, tecnológica y Comercial del Boldo (*Peumus boldus* Mol) en Chile. [http://www.gestionforestal.cl:81/boldo/publicaciones/informe\\_tecnico\\_boldo.pdf](http://www.gestionforestal.cl:81/boldo/publicaciones/informe_tecnico_boldo.pdf)

Radanovic, D., Antic-Mladenovic, S., Jakovljevic, M. y Kresovic, M. 2007. Content of heavy metals in *Gentiana lutea* L. roots and galenic forms. Journal of the Serbian Chemical Society 72 (2): 133 – 138.

Raskin, I. y Ensley, B. D. 2000. Phytoremediation of toxic metals. Using plants to clean up the environment. Wiley-Interscience Publication. New York, United States. 304 p.

Rhoades, J. D., Kandiah, A. and Mashali, A. M. 1992. The use of saline waters for crop production. FAO Irrigation and drainage paper N° 48.

Rozados, M.J., Silva-Pando, F.J.: Alonso, M. e Ignacio, M.F. 2000. *Parámetros edáficos y foliares en una masa de Quercus robur* L. en Galicia (España) Inv. Agraria, Sist. Rec. For. Vol. 9 (1): 17-30.

Sánchez, P. A. 1981. Suelos del trópico. Características y manejo. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 660 p.

SAG 2005 a. Criterios de calidad de suelos y de aguas o efluentes tratados para uso en riego. 6 p.

[http://biblioteca-digital.sag.gob.cl/documentos/medio\\_ambiente/criterios\\_calidad\\_suelos\\_aguas\\_agricolas/pdf\\_aguas/anexo\\_A/mercurio.pdf](http://biblioteca-digital.sag.gob.cl/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_aguas_agricolas/pdf_aguas/anexo_A/mercurio.pdf)

SAG 2005 b. Criterios de calidad de suelos y de aguas o efluentes tratados para uso en riego.

[http://biblioteca-digital.sag.gob.cl/documentos/medio\\_ambiente/criterios\\_calidad\\_suelos\\_aguas\\_agricolas/pdf\\_aguas/anexo\\_A/molibdeno.pdf](http://biblioteca-digital.sag.gob.cl/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_aguas_agricolas/pdf_aguas/anexo_A/molibdeno.pdf)

Santibáñez, C. C. 2005. Uso de biosólidos de plantas de tratamiento de aguas servidas para la fitoestabilización de tranques de relaves. Memoria para optar al título de Doctor en Ciencias Silvoagropecuarias y Veterinarias. Universidad de Chile. 62 p.

Sauer, H., Williams, T. and Duvall, E. 2002. Revegetation of Nine Square Miles of Copper Tailings. Reclamation NAAMLPA Annual Conference. Utah. pp. 1-18.

Singh, M. y Kumar, V. 1979. Sulfur, phosphorus and molybdenum interactions on the concentration and uptake of molybdenum in soybean plants (*Glycine max*). Soil Science 127 (5): 307-312.

SKM Minmetal, 2007. Guía metodológica para cierre de faenas mineras. Consultoría para el Servicio Nacional de geología y Minería de Chile (SERNAGEOMIN).

Smith, C; Brown, K.W. y Deuel Jr, L.E. 1987. Plant availability and uptake of molybdenum as influenced by soil type and competing ions. Journal of Environmental Quality. 16 : 377-382.

Sopper, W. 1993. Municipal sludge use in land reclamation. School of forest resources. The Pennsylvania State University. Lewis Publishers. 163 p.

Tapia, F. 2005. Valorización agrícola de lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas servidas, como fertilizante en cultivos anuales. Experiencia en Chada (RM), entre los años 2001 y 2003. En Serie Actas INIA N° 27. Seminario Uso benéfico de lodos - Proyecto Valorización de lodos como fertilizantes.

USDA. 1996. Soil survey laboratory methods manual. United States Department of Agriculture. Soil Survey Investigations Report N° 42. Versión 3.0. Washington DC, USA, 693p.

Witter, E. 1989. Agricultural Use of Sewage Sludge: Controlling Metal Contamination of Soils. Naturvardsverket Rapport 3620. National Swedish Environmental Protection Board.

Yates L. R., F. Saíz y S. Zunino. 1984. *Octodon degus*: valor nutricional y preferencia del recurso trófico en el palmar de Ocoa, Parque Nacional La Campana, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 67: 89-99.

Ye Z.H., Wong, J.W.C. y Wong, M.H. 2000. Vegetation response to lime an manure compost amendments on acid lead/zinc mine tailings: a greenhouse study. Restoration Ecology 8 (3): 289-295.

Zas, R. y Serrada, R. Foliar nutrient status and nutritional relationships of young *Pinus radiata* D.Don plantations in northwest Spain. Forest Ecology and Management 174 (2003) 167-176.

Zhenli, L, Yang, X. y Stoffella, P. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, Volume 19, Issues 2-3, 2, pages 125-140.

Zhou, L. B., R. Van de Graaff, H. W. Dai, Y. J. Wu and L. N. Wall. 1999. Rehabilitation of copper mine tailings al zhong tiao shan and tong ling, China. In: Remediation and management of degraded lands. Edts. M. H. Wong, J. W. C. Wong and A. M. J. Baker. CRC Press LLC. Florida, USA. p. 111-121.