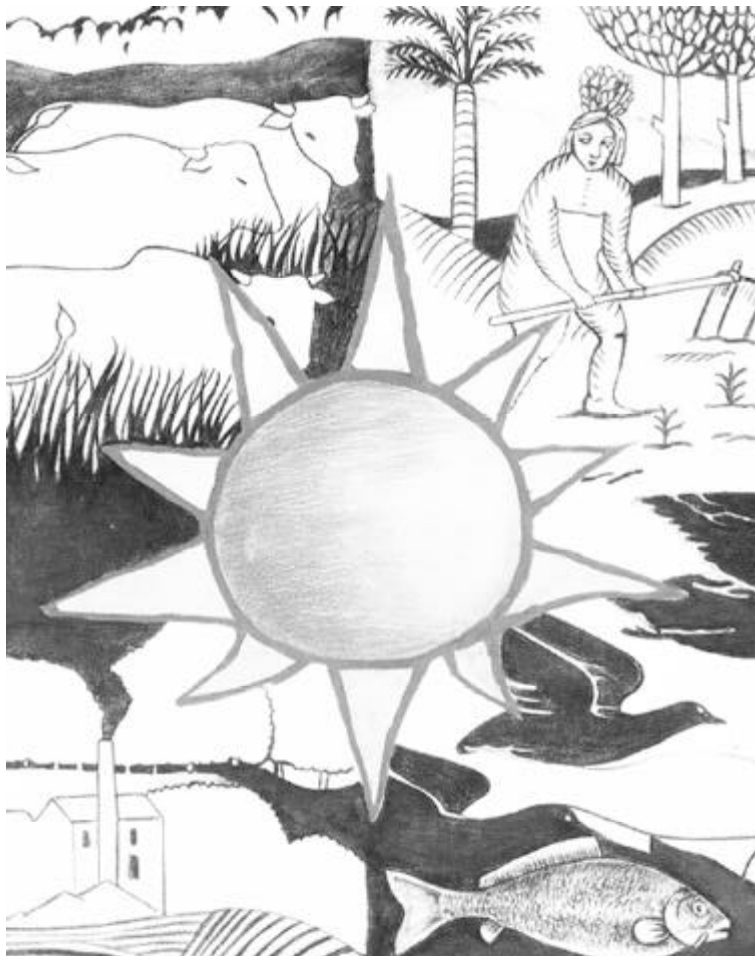


**UTILIZACIÓN DE HONGOS MICORRÍDICOS ARBUSCULARES
COMO ALTERNATIVA PARA LA RECUPERACIÓN DE SUELOS
CONTAMINADOS POR ACTIVIDADES MINERAS**

Use of arbuscular mycorrhizal fungi as alternative for the recuperation of
soils polluted by mining activity

Pablo Cornejo, Sebastián Meier & Fernando Borie*



Departamento de Ciencias Químicas, Universidad de La Frontera, Avenida
Francisco Salazar 01145, Casilla 54-D, Temuco, Chile. Correo electrónico:
pcornejo@ufro.cl

RESUMEN

Numerosas actividades humanas generan desechos contaminantes, algunos de muy difícil manejo, como los metales pesados (MP). Estos contaminantes están presentes en altas cantidades en los residuos mineros, desde donde pueden ingresar a los ecosistemas naturales y alterar el funcionamiento de los diversos organismos. Una alternativa para la remediación de suelos contaminados por actividades y desechos de la minería, que resulta de especial relevancia económica en Chile, es la utilización de microorganismos del suelo adaptados a este tipo de estrés, en especial aquellos que favorecen el establecimiento de las plantas. El presente artículo pretende describir y destacar el rol que los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) desempeñan en suelos contaminados por actividades mineras. Los HMA, además de su bien conocida contribución al crecimiento vegetal mediante la simbiosis que establecen con las raíces de las plantas, presentan una serie de mecanismos de tolerancia a MP que permiten a diversas especies vegetales un mejor establecimiento en suelos sometidos a este tipo de estrés. La incidencia que estos mecanismos presentarían en la implementación de procesos de biorremediación es discutida en el presente artículo, así como los resultados de diversos estudios realizados a nivel nacional e internacional.

Palabras clave: actividades mineras, Chile, metales pesados, micorrizas arbusculares, suelos degradados.

ABSTRACT

Many human activities generate pollutant wastes, some of them very difficult to manage like heavy metals (HM). These pollutants are present in high amounts in the mining wastes, from where they can reach natural ecosystems, altering the functioning of the diverse organisms. An alternative to remediate soils polluted by the activities and wastes of mining, an economic activity of particular relevance in Chile, is the use of soil microorganisms adapted to this type of stress, especially those that promote the plant establishment. This article aims to describe and highlight the role that arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), which establish beneficial symbiosis with the roots of most of plants, play in soils polluted by mining activities. The AMF, additionally to its well-known contribution to the plant growth, present diverse mechanisms of tolerance to HM that allow to the plants a better establishment in soil under this type of stress. The impact that these mechanisms present in the implementation of bioremediation processes is discussed in this article, as well as the results of diverse studies carried out in the country and abroad.

Keywords: arbuscular mycorrhizas, Chile, degraded soils, heavy metals, mining activities.

INTRODUCCIÓN

La minería y la degradación de los ecosistemas naturales

Uno de los problemas más extendidos a nivel mundial y que genera gran preocupación en la sociedad es la progresiva degradación de los recursos naturales. Esta degradación se debe en gran medida a la pérdida del equilibrio natural de los ecosistemas, ocasionada por el uso deficiente de los recursos naturales por parte del hombre, así como al vertido de diversos contaminantes a la atmósfera, al agua, suelo y subsuelo (Jensen et al. 2000, Lynch et al. 2007). La actividad minera posee una significativa cuota de responsabilidad en esta problemática, debido a la generación de cantidades considerables de desechos tóxicos inorgánicos, muchos de ellos enriquecidos en metales pesados (MP), tales como Hg, Cd, As, Cr, Tl y Pb, además de otros elementos traza con actividad biológica, como Cu, Se y Zn (Adriano 1986).

Chile no está ajeno a esta problemática global, sobre todo si se considera que la industria minera constituye la principal actividad económica del país, en particular la minería del cobre (Cu), que representa el 40% del total de las exportaciones nacionales. Reforzando lo anterior, cabe mencionar que los recursos mineros disponibles de Cu representan el 33,3% de las reservas mundiales, siendo Chile el primer productor mundial (37,4% del total de este elemento en 2004). Además, en esta actividad minera se generan otros muchos productos, entre los que destacan molibdeno (27,6%, 2° productor), plata (7%, 7° productor) y oro (1,7%, 12° productor). Por lo anterior, y dada la importancia que representa esta actividad en Chile, el impacto que genera en los ecosistemas naturales es igualmente de una magnitud considerable. Se

hace necesario entonces, generar el conocimiento que permita compatibilizar la actividad minera con prácticas tendientes a proteger los ecosistemas naturales, o bien, mitigar los efectos deletéreos producidos por la descarga de residuos mineros, en particular de los MP presentes en ellos.

En el presente documento se exponen algunos aspectos generales del rol de los hongos micorrízico arbusculares (HMA), organismos simbióticos de las raíces de la mayoría de las plantas terrestres, en la remediación de suelos contaminados por actividades mineras. Así también, y basados en los resultados generados a través de la investigación de este grupo de hongos en suelos contaminados, se discute sobre la alternativa que representa su utilización biotecnológica, incorporándolos en programas de biorremediación.

Los metales pesados como contaminantes

Es bien sabido que los MP generan pérdidas graves de la calidad del suelo, puesto que no son biodegradables (Reimann et al. 2001), generando efectos tóxicos a macro y microorganismos que se traducen en una importante disminución de biodiversidad (Giller et al. 1998, Sarabia et al. 2003). Como ejemplo de lo anterior, estudios realizados en la costa Norte de Chile muestran que la descarga de contaminantes derivados de la minería del Cu ha provocado una disminución drástica del número de especies marinas, propiciando a su vez un fuerte aumento de la presencia de algas verdes efímeras (Castilla & Nealler 1978; Fariña et al. 2000). Se genera, por tanto, un impacto negativo no sólo en la diversidad de las comunidades bióticas, sino también una pérdida en la funcionalidad de las distintas especies, lo que desencadena un círculo de efectos negativos que pone en riesgo

la sostenibilidad de los ecosistemas (Kennedy & Smith 1995).

En el caso de los ecosistemas terrestres resulta interesante destacar que su funcionamiento, estabilidad y productividad dependen en gran medida de la riqueza de especies de la cubierta vegetal, su diversidad y la estructuración de las poblaciones de la misma (Herrera et al. 1993, Albaladejo et al. 1996). En la Fig. 1 se muestra el efecto primario que tendrían niveles tóxicos de MP en el suelo. Se puede deducir que la minería en general, y la descarga de MP en particular, tendrían un efecto directo degradando la cubierta vegetal y afectando el normal funcionamiento de la microbiota edáfica. Esto repercutiría posteriormente en la pérdida de calidad física y química del suelo, retroalimentando los efectos negativos y

generando una espiral de degradación. Si bien es cierto, estos procesos son comunes a cualquier tipo y/o origen de degradación de las características del suelo, cabe hacer notar que debido a la naturaleza tóxica de los MP sus efectos primarios son, principalmente, sobre los componentes bióticos del suelo.

A pesar de lo anterior, la exposición continua a niveles tóxicos de MP puede favorecer el desarrollo de poblaciones microbianas que hayan desarrollado diversos mecanismos de tolerancia (Ellis et al. 2003). La manipulación y utilización de estas poblaciones resultaría una herramienta valiosa para la remediación de suelos contaminados con MP, en especial de aquellos organismos que promueven el crecimiento vegetal. Entre éstos, destacan aquéllos que establecen asociaciones beneficiosas con las plantas,

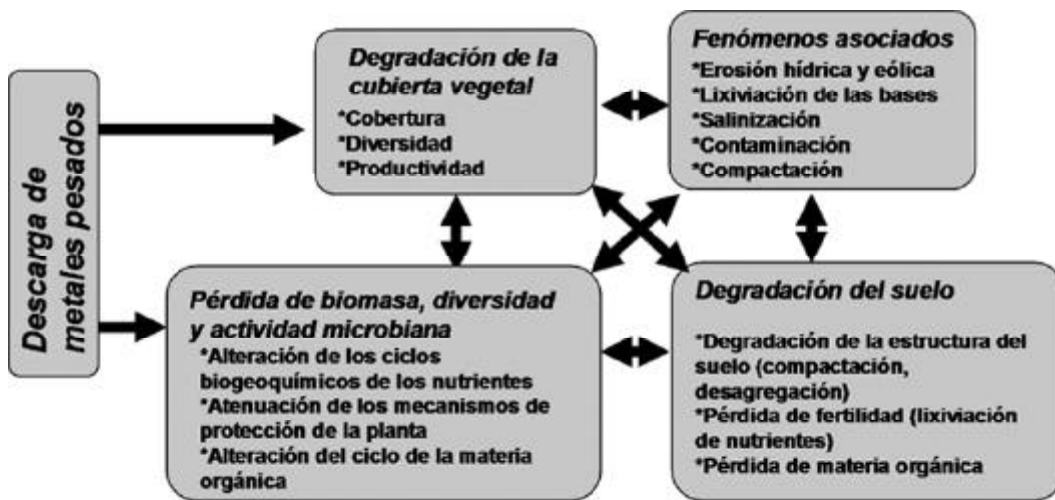


FIGURA 1. INTERACCIONES INVOLUCRADAS EN LA DEGRADACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS NATURALES OCASIONADAS POR LA DESCARGA DE METALES PESADOS (modificado de Barea et al. 1999).

Interactions involved in the degradation of natural ecosystems caused by the heavy metal discharge (modified from Barea et al. 1999).

porque a diferencia de los organismos de vida libre, el aporte de compuestos carbonados originados en la planta permite que el microsimbionte se pueda perpetuar en el ecosistema, asociado a la planta. Particularmente, la denominada micorriza arbuscular (MA) desempeña un papel clave en el establecimiento y crecimiento de la gran mayoría de las plantas terrestres (Barea et al. 2005).

Micorrizas arbusculares y su rol en el ecosistema

La MA es una asociación mutualista establecida entre determinados hongos del suelo, los hongos micorrícicos arbusculares (HMA), y las raíces de la mayoría de las plantas terrestres, en las que el hongo permite una mayor absorción de nutrientes y agua, gracias al aumento de la superficie de exploración dado por sus hifas en el suelo, conectadas al sistema radical (Bago et al. 2000). Por su parte, el HMA recibe compuestos carbonados provenientes de la fotosíntesis de la planta, indispensables para su metabolismo por tratarse de un simbiote obligado, que necesita de la interacción con la planta para completar su ciclo de vida (Azcón-Aguilar et al. 1999, Bago & Bécard 2002).

Entre las ventajas para el ecosistema, producto del establecimiento de la simbiosis MA, se cuenta una mejora de la calidad del suelo, un mayor crecimiento de las plantas, un aumento de la diversidad y productividad de la cubierta vegetal y el establecimiento de otros grupos microbianos beneficiosos, como *Rhizobium*, bacterias promotoras del crecimiento vegetal y bacterias solubilizadoras de fósforo (Klironomos et al. 2000, Barea et al. 2005).

En suelos contaminados con altos niveles de MP, se ha observado la presencia de

poblaciones naturales de HMA que generan colonizaciones micorrícicas efectivas o incluso incrementadas por altas concentraciones de Cd, Zn y Pb (Díaz & Honrubia 1993, Turnau et al. 1996). Este hecho en particular reviste un elevado interés biotecnológico si se consideran las ventajas que la simbiosis micorrícica puede aportar en la biorremediación de suelos afectados por actividades mineras.

Micorrizas arbusculares y biorremediación

Durante los últimos años se ha registrado un fuerte interés por utilizar organismos vivos para recuperar y/o rehabilitar suelos degradados, procesos que en forma genérica reciben el nombre de biorremediación. El más conocido y extendido, debido a su positiva relación costo/beneficio, es la fitorremediación, consistente en la utilización de plantas con el fin antes mencionado (Khan et al. 2000). No obstante, también se ha comenzado a estudiar las aplicaciones de otros organismos en biorremediación, como el caso de los hongos, proceso que se denomina micorremediación (Khan 2005). Los organismos simbióticos, en particular los HMA, están siendo a su vez objeto de numerosos estudios que buscan optimizar aplicaciones tecnológicas para aprovechar las ventajas de la simbiosis. En el caso particular de los HMA es posible hablar de micorriorremediación (Khan 2006), puesto que las ventajas del proceso de biorremediación se obtienen cuando el hongo establece simbiosis con una raíz.

Existen numerosos estudios que muestran la significativa contribución de los HMA en biorremediación. Por ejemplo, se ha observado que la micorrización confiere a las plantas una mayor capacidad de establecimiento en suelos afectados por actividades mineras (Shetty et al. 1994). Esto se debería a la mayor velocidad de adaptación de los hongos respecto de las

plantas frente a condiciones ambientales adversas (Wilkinson & Dickinson 1995). Esto los convierte en un grupo de organismos más tolerantes a elevados niveles de MP y otras limitantes. Esta mayor tolerancia otorgada por el HMA a las plantas, incluso sin otro beneficio evidente, justificaría el uso de este tipo de hongos en biorremediación de suelos contaminados con MP, como los presentes en áreas influidas por la actividad minera, situación muy patente en Chile.

De forma más particular, se ha demostrado que plantas micorrizadas (como *Avena sativa* y *Hordeum vulgare*) extraen cantidades considerables de algunos MP (como Pb y Zn), llegando a igualar lo extraído por plantas hiperacumuladoras no micorrizables (como *Brassica juncea*; Ebbs & Kochian 1998), lo que demuestra su utilidad en procesos de fitoextracción¹. Por otra parte, los procesos de fitoestabilización² también se favorecen en plantas micorrizadas, como lo demuestran diversos estudios donde se ha observado el transporte de algunos MP (como Zn, Cd y Cu) por hifas y raíces de plantas micorrizadas de *Trifolium repens* y *Zea mays*, sin que se produzca su posterior translocación a la parte aérea (Joner & Leyval 1997; 2001). En este caso, el MP queda en el suelo, pero de formas menos disponibles para otros organismos, por lo que se reduce su toxicidad. Por lo anteriormente señalado, los HMA resultan una importante herramienta a considerar al

momento de optar por el desarrollo de procesos de fitoestabilización (Leyval et al. 2002).

Aún sin que existiese un efecto promotor de la fitoacumulación o fitoestabilización, la formación *per se* de MA efectivas sería muy beneficioso, ya que facilitaría el establecimiento de una mayor densidad y diversidad de plantas (Pawlowska et al. 2000), generándose así una espiral de efectos beneficiosos para el sistema suelo-planta. Además, en el caso particular de plantas bioacumuladoras, la micorrización puede incrementar su crecimiento, viéndose incrementada también la cantidad total de MP extraída desde el suelo (Khan et al. 2000).

Mecanismos de las plantas micorrizadas contra el estrés por metales pesados

Cabe señalar que debido a la biotrofia obligada de los HMA, los mecanismos por los cuales hacen frente a altos niveles de MP se expresan prácticamente en su totalidad en el estado simbiótico, formando la MA. Estos mecanismos son en su mayoría muy similares a los que presentan las plantas, destacando entre otros (ver Fig. 2): (1) inmovilización en el suelo por la secreción de sustancias quelantes; (2) enlace de MP a los biopolímeros de la pared celular (quitina, glomalina); (3) inmovilización sobre la superficie de la membrana plasmática una vez atravesada la pared celular; (4) transportadores de membrana que ingresan MP desde el suelo al citosol; (5) quelación intracelular por metalotioneínas, ácidos orgánicos, aminoácidos, etc.; (6) exportación de MP desde el citosol mediante transportadores de membrana; y, (7) confinamiento de MP en vacuolas (González-Chávez et al. 2004, González-Guerrero 2005, Göhre & Paszkowski 2006).

En adición, un mecanismo que sólo presentaría el hongo para aliviar el estrés por

¹ La fitoextracción utiliza plantas que acumulan cantidades altas de MP en su parte aérea, las que son cultivadas en suelos contaminados y posteriormente son cosechadas, incineradas y las cenizas manejadas como residuos peligrosos.

² La fitoestabilización utiliza plantas tolerantes a altos niveles de MP para activar el funcionamiento de la biota y promover la inmovilización de los MP, la que puede ocurrir dentro de la raíz o en complejos con la materia orgánica del suelo o exudados de la planta u otros organismos.

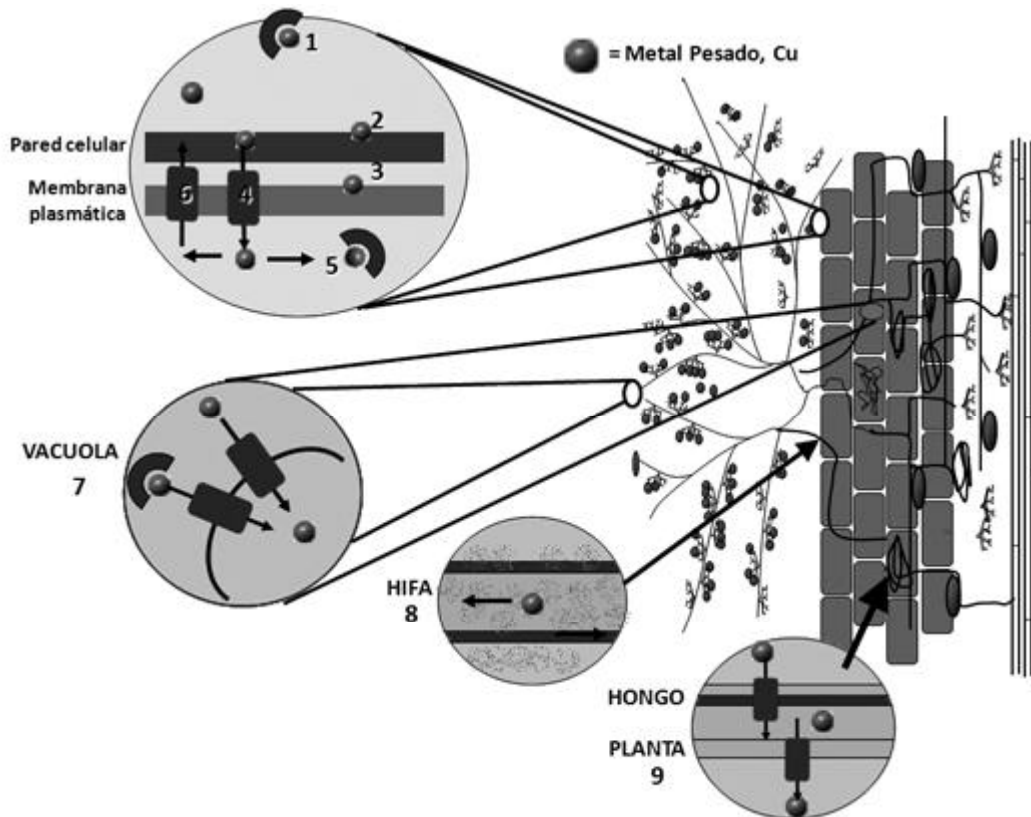


FIGURA 2. MECANISMOS DE TOLERANCIA AL ESTRÉS POR METALES PESADOS DESARROLLADOS POR LA SIMBIOSIS MA. Tanto planta como hongo poseen mecanismos similares: 1) quelación extracelular; 2) enlace del MP a la pared celular; 3) membrana plasmática como barrera selectiva; 4) incorporación mediante transportadores de membrana; 5) quelación en el citosol; 6) exportación por transportadores; 7) secuestro en la vacuola. Sólo el hongo presenta los siguientes mecanismos: 8) transporte de MP en las hifas; y 9) transporte a la planta a través de arbuscúlos (adaptado de Göre & Paszkowski 2006).

Tolerance mechanisms to heavy metal stress developed by the AM symbiosis. Both plant and fungus present similar mechanisms: 1) extracellular chelation; 2) binding of HM to the cell wall; 3) plasma membrane as a selective barrier; 4) incorporation by transporters; 5) chelation in the cytosol; 6) export by transporters; 7) sequestration in the vacuole. Only the fungus presents the following mechanisms: 8) transport of HM by hyphae; and 9) transport to the plant through arbuscles (adapted from Göre & Paszkowski 2006).

MP sería (8) su transporte a través de las hifas, favorecido por tratarse de organismos con hifas cenocíticas. Por otra parte, (9) la posible existencia de transportadores en la membrana de los arbuscúlos que exportan MP hacia la matriz interfacial (zona de contacto íntimo entre la membrana plasmática del hongo y la

célula radical), permitiría una mayor incorporación de MP por la planta. Esto explicaría que algunas especies de plantas micorrizadas incrementen sus contenidos de MP en la parte aérea (Ebbs & Kochian 1998).

Como se puede observar, las bases biológicas de la simbiosis MA y los

mecanismos que presentan ambos simbioses para hacer frente a la toxicidad por MP, convierten a esta asociación en un componente clave en ecosistemas contaminados con estos elementos, como ocurre en Chile con los suelos afectados por el depósito de residuos provenientes de la minería. Además, se convierte en una herramienta biotecnológica muy importante a tener en cuenta al momento de diseñar programas de fitorremediación.

Estudios de las comunidades de HMA en suelos contaminados con cobre en Chile

En Chile, el estudio de los efectos que los MP presentan en los ecosistemas es reciente. Entre otros estudios destacan investigaciones sobre la distribución espacio-temporal de la vegetación sujeta a contaminación con MP en el valle de Puchuncaví (Región de Valparaíso, Chile) y el efecto de la actividad minera sobre estos ecosistemas (Ginocchio 1997, 2000, Ginocchio et al. 2004). Por otra parte, De Gregori y colaboradores (2003), han realizado estudios que describen los niveles de Cu, As y Sb en suelos agrícolas de tres regiones de Chile y el efecto que tiene sobre éstos la actividad minera. Más recientemente, González y colaboradores (2008) realizaron una prospección de especies vegetales capaces de establecerse en el ecosistema mediterráneo del Valle de Puchuncaví, alrededor de la fundición Ventanas (Región de Valparaíso), identificando 22 metalófitas a las que adicionalmente se les estudió su capacidad de acumular Cu. Entre éstas destacaban *Oenothera affinis* y *Baccharis linearis*, las cuales eran capaces de acumular 614 y 314 mg Cu kg⁻¹ en su parte aérea, respectivamente.

Sin embargo, el estudio de las comunidades de HMA en nuestro país es mucho más reciente, habiéndose analizado la diversidad sólo de comunidades de HMA en suelos agrícolas y

forestales del sur de Chile (Castillo et al. 2004, 2006). En suelos contaminados por desechos y actividades de la minería, el estudio de las comunidades de HMA se está comenzando a analizar, así como los mecanismos que presentan este particular grupo de hongos para hacer frente al estrés por MP y promover el establecimiento de diversas metalófitas nativas. Para esto, se ha tomado como modelo el ecosistema Mediterráneo presente en el Valle de Puchuncaví. Este ecosistema ha recibido el depósito de material enriquecido con MP por varias décadas, generando serios problemas de pérdida de cobertura y diversidad de la vegetación autóctona (Ginocchio 2000, González et al. 2008). No obstante, además de la presencia de una notable diversidad de metalófitas, también existe una significativa diversidad de HMA (Cornejo et al. 2008b), las cuales forman comunidades complejas, con numerosos ecotipos asociados a las distintas plantas (Fig. 3).

Dentro de las comunidades de HMA estudiadas se ha observado una alta riqueza de ecotipos de HMA asociados a plantas como *Baccharis linearis* (7 ecotipos) o *Imperata condensata* (8 ecotipos), pertenecientes principalmente a los géneros *Acaulospora*, *Gigaspora* y *Scutellospora*. *Acaulospora* aff. *lacunosa*, uno de los ecotipos de más amplia distribución en el ecosistema mencionado, se encuentra incluso en suelos extremadamente contaminados (831 ppm de Cu total y 326 ppm de Cu disponible, con un pH del suelo de 4,19), y conforma prácticamente la totalidad de la comunidad de HMA asociados a *O. affinis*, registrándose una alta especificidad en esta asociación planta-HMA (Cornejo et al. 2008b).

En suelos de este mismo ecosistema se han realizado las observaciones más interesantes a nivel nacional acerca del rol de los HMA en suelos contaminados por actividades mineras. En este sentido, trabajos realizados por Cornejo y colaboradores (2008a), mostraron que la

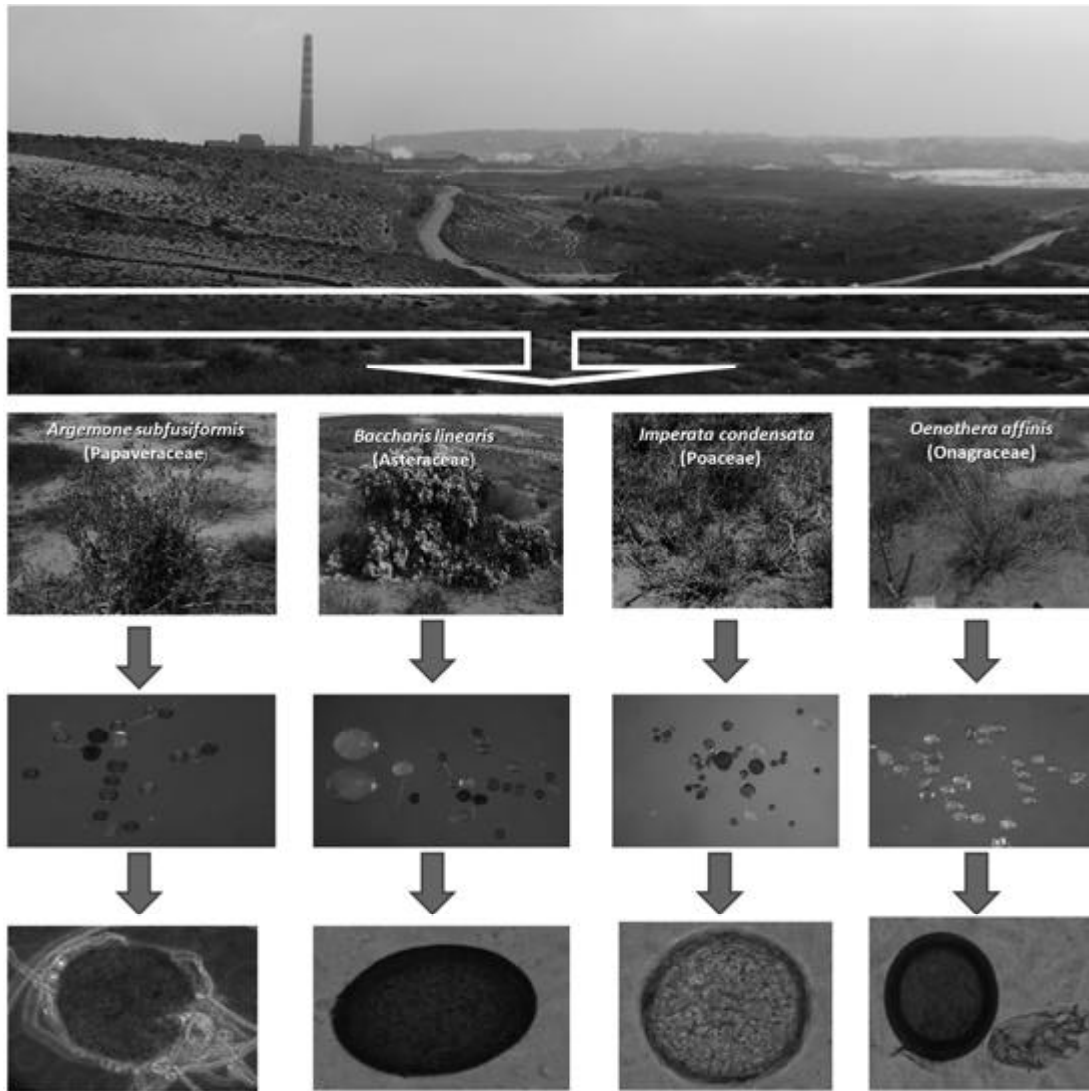


FIGURA 3. ESTUDIO DE LA DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES DE HONGOS MICORRÍZICO ARBUSCULARES EN UN MATORRAL MEDITERRÁNEO AFECTADO POR ACTIVIDADES MINERAS EN EL VALLE DE PUCHUNCAVÍ (Región de Valparaíso, Chile).

Study of arbuscular mycorrhizal fungal communities diversity in a Mediterranean shrub affected by mining activities in the Puchuncaví Valley (Valparaíso Region, Chile).

glomalina, una glicoproteína producida por los HMA y liberada al suelo en grandes cantidades, podría ser uno de los mecanismos más importantes para reducir el efecto tóxico de

altos niveles de MP. Estos investigadores encontraron que la glomalina podía secuestrar en su molécula cantidades significativas de Cu y Zn, reafirmando observaciones previas de

González-Chávez y colaboradores (2004). No obstante, en el caso particular de los suelos analizados en la Zona Central de Chile, se observó una alta relación directa entre el nivel de Cu y Zn en el suelo y los niveles de glomalina, que sugiere que esta proteína se acumula en mayor cantidad en ambientes más contaminados (Cornejo et al. 2008a). Esta proteína podía llegar a inmovilizar un 28% del Cu total del suelo, siendo un mecanismo en el que el HMA desempeña un papel fundamental.

Perspectivas de la aplicación de HMA en suelos contaminados por actividades mineras en Chile

En base a lo mencionado anteriormente, es evidente el avance tecnológico que puede representar la incorporación de HMA a los programas de biorremediación de suelos contaminados con MP provenientes de las actividades mineras. En especial si se considera que en el corto plazo será necesaria la adopción de medidas de gestión adecuadas por parte de las empresas que produzcan una fuerte contaminación ambiental, con el fin de reducir sus niveles de contaminación y/o mitigar los daños ocasionados (por ejemplo mediante la aplicación de las normativas serie ISO 14000).

En este contexto, se justifica plenamente el estudio de las comunidades de HMA nativas de suelos que hayan sido contaminados por actividades mineras, y los mecanismos de tolerancia a MP que presenten, toda vez que potenciarían significativamente los procesos de fitorremediación con plantas micorrizables. Adicionalmente, cabe mencionar que el objetivo final de la biorremediación es la recuperación del ecosistema estable, con un funcionamiento óptimo de los procesos de ciclado de nutrientes, en los que los microorganismos (entre ellos los HMA) juegan un papel crucial. Por tanto, resulta de gran

importancia el aislar y seleccionar los organismos nativos, tanto HMA como metalófitas, cuya reintroducción favorezca en mayor medida la recuperación del ecosistema (Herrera et al. 1993, Requena et al. 1997, Cornejo 2006).

Un esquema general como el presentado en la Fig. 4 puede representar un protocolo de actuación relativamente fácil de implementar, que además permitiría la obtención de aislados de HMA de aquellos ecotipos más adecuados para el proceso de fitorremediación, bien sea de fitoextracción o bien de fitoestabilización. En este esquema, la identificación del HMA es clave, en particular su caracterización genética, ya que permitiría su posterior detección colonizando las raíces, a diferencia de la caracterización morfológica, que sólo permitiría identificar las esporas del HMA en el suelo, pero no en la raíz (Cornejo et al. 2004). Con esto, se aseguraría contar con una herramienta que permita el seguimiento del HMA a lo largo de todo el proceso de biorremediación.

No obstante, se hace igualmente necesaria investigación respecto de cuáles son los mecanismos que presenta el HMA y cuál es su interacción con la metalófito escogida, a fin de poder optar por la o las mejores combinaciones de metalófito y HMA. Respecto de esto, resultados recientes obtenidos en estudios bajo condiciones controladas, sugieren que la interacción entre HMA nativos de la zona central de Chile y *Oenothera affinis* propician la absorción y acumulación de Cu y Zn en la raíz de esta planta, favoreciendo la fitoestabilización de estos MP (Meier et al. 2008). Complementando lo anterior, la fitoestabilización, particularmente de Cu, debiera ser el objetivo del proceso de fitorremediación en los suelos de Chile afectados por contaminación con este metal, ya que no se han reportado a la fecha plantas bioacumuladoras de Cu dentro de la diversidad

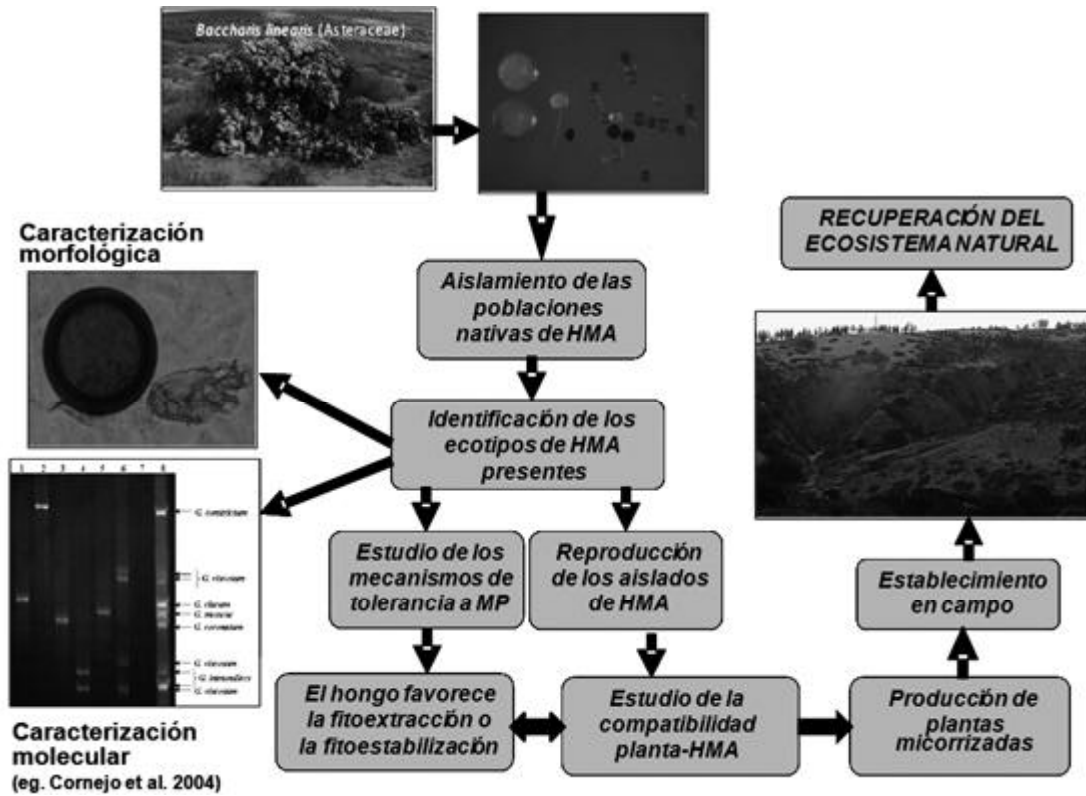


FIGURA 4. ESTRATEGIAS PROPUESTAS PARA EL ESTUDIO DE LA DIVERSIDAD DE HMA Y ACTUACIÓN EN ZONAS AFECTADAS POR ACTIVIDADES MINERAS PARA LA RECUPERACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL.

Proposed strategies to study the AMF diversity and intervention in areas affected by mining activities for recovering plant cover.

de metalófitas descritas en Chile (Ginocchio & Baker 2004, González et al. 2008).

Finalmente, la producción viverística de plantas para utilizar en fitorremediación es la etapa ideal donde debiera ser realizada la inoculación con HMA, ya que permitiría que las plantas posteriormente establecidas en campo se encuentren ya colonizadas con el aislado o el consorcio de HMA más efectivos. Con esto se evita que las drásticas condiciones del suelo contaminado reduzcan la viabilidad

de ambos simbios, y que se vea reducido el potencial de colonización micorrícica.

En conclusión, la utilización de HMA surge como una alternativa necesaria de considerar en el diseño de los programas de biorremediación que se implementen en suelos contaminados con MP provenientes de las actividades mineras. No obstante, hace falta una gran cantidad de estudios para poder caracterizar la diversidad de HMA (y también metalófitas) en la amplia geografía en que este

problema está presente en Chile. Sin duda, la implementación de esta alternativa requerirá además una fuerte interacción con la industria viverística, para que el proceso de fitorremediación sea posible entregarlo como producto final a las empresas que lo requieran. No obstante, lo más importante es lograr un decidido compromiso de los actores involucrados es esta problemática con el fin de asegurar la implementación de tecnologías que permitan recuperar la estabilidad de los ecosistemas que se han visto y seguirán siendo sometidos a los efectos de las actividades mineras.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT), por el financiamiento de los proyectos Fondecyt 3070052 (Postdoctorado) y 11080131 (Iniciación), que han permitido el desarrollo de esta línea de investigación en Chile.

LITERATURA CITADA

- ADRIANO DC (1986) Trace Elements in the Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risk of Metals. Springer-Verlag, New York, NY. 533 pp.
- ALBALADEJO J, V CASTILLO & A ROLDÁN (1996) Rehabilitation of degraded soils by water erosion in semiarid environments. En: Rubio JL & A Calvo (eds) Soil degradation and desertification in mediterranean environments: 265-278. Geofoma, Logroño 290 pp.
- AZCÓN-AGUILAR C, B BAGO & JM BAREA (1998) Saprophytic growth of arbuscular mycorrhizal fungi. En: Varma A & B Hock (eds) Mycorrhiza: Structure, function, molecular biology and biotechnology: 391-408. Springer, Heidelberg, Germany. 704 pp.
- BAGO B & G BÉCARD (2002) Bases of the obligate biotrophy of arbuscular mycorrhizal fungi. En: Gianinazzi S, H Schüepp, JM Barea & K Haselwandter (eds) Mycorrhizal Technology in Agriculture: From Genes to Bioproduct: 33-48. Basel, Boston, Berlin: Birkhäuser. 296 pp.
- BAGO B, C AZCÓN-AGUILAR, Y SHACHAR-HILL & P PFEFFER (2000) El micelio externo de la micorriza arbuscular como puente simbiótico entre la raíz y su entorno. En: Alarcón A & R Ferrera-Cerrato (eds) Ecología, fisiología y biotecnología de la micorriza arbuscular: 78-92. Colegio de Postgraduados, Ediciones Mundi Prensa, Montecillo, México. 250 pp.
- BAREAJM, MJ POZO, R AZCÓN & C AZCÓN-AGUILAR (2005) Microbial co-operation in the rhizosphere. *Journal of Experimental Botany* 56:1761-1778.
- CASTILLA JC & E NEALLER (1978) Marine environmental impact due to mining activities of El Salvador Copper Mine, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 9:67-70.
- CASTILLO CG, F BORIE, R GODOY, R RUBIO & E SIEVERDING (2006) Diversity of mycorrhizal plant species and arbuscular mycorrhizal fungi in evergreen forest, deciduous forest and grassland ecosystems of Southern Chile. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 80: 40-47.
- CASTILLO CG, R RUBIO, A CONTRERAS & F BORIE (2004) Hongos micorrizógenos arbusculares en un Ultisol de la IX Región fertilizado orgánicamente. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 4: 39-47.
- CORNEJO P (2006) Influencia de la cobertura vegetal sobre la diversidad y estructura de las comunidades de hongos micorrícicos y sus efectos en la estabilización de suelos degradados, Tesis Doctoral, Universidad de Granada, España. 256p.
- CORNEJO P, CAZCÓN-AGUILAR, JM BAREA & N FERROL (2004) Temporal temperature gradient gel electrophoresis (TTGE) as a tool for the characterization of arbuscular

- mycorrhizal fungi. FEMS Microbiology Letters 241: 265-270.
- CORNEJO P, S MEIER, G BORIE, M RILLIG & F BORIE (2008a) Glomalin-related soil protein in a Mediterranean ecosystem affected by a copper smelter and its contribution to Cu and Zn sequestration. Science of the Total Environment 406: 154-160
- CORNEJO P, E SIEVERDING & F BORIE (2008b) Arbuscular mycorrhizal communities associated to four metallophytes in a Mediterranean ecosystem affected by copper mining. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 8: 215-216.
- DE GREGORI I, E FUENTES, M ROJAS, H PINOCHET & M POTIN-GAUTIER (2003) Monitoring of copper, arsenic and antimony levels in agricultural soils impacted and non-impacted by mining activities, from three regions in Chile. Journal of Environmental Monitoring 5: 287-295.
- DÍAZ D & M HONRUBIA (1993) Notes on Glomales from Spanish semiarid lands. Nova Hedwigia 57: 159-168.
- EBBS S & LV KOCHIAN (1998) Phytoextraction of zinc by oat (*Avena sativa*), barley (*Hordeum vulgare*) and Indian mustard (*Brassica juncea*). Environmental Science & Technology 32: 802-806.
- ELLIS RJ, P MORGAN & AJ WEIGHTMAN (2003) Cultivation-dependent and -independent approaches for determining bacterial diversity in heavy-metal-contaminated soil. Applied and Environmental Microbiology 69: 3223-3230.
- FARIÑA JM, M ALDANA, F OGALDE & FP OJEDA (2000) Ecología trófica de *Girella laevifrons* (Pisces: Kyphosidae) en zonas intermareales rocosas del norte de Chile afectadas y no afectadas por contaminantes derivados de la minería del cobre. Revista Chilena de Historia Natural 73: 139-149.
- GILLER KE, E WITTER & SP MCGRATH (1998) Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. Soil Biology and Biochemistry 30: 1389-1414.
- GINOCCHIO R & A BAKER (2004) Metalófitas en América Latina: Un recurso biológico y genético único poco conocido y estudiado en la región. Revista Chilena de Historia Natural 77: 185-194.
- GINOCCHIO R (1997) Aplicabilidad de los modelos de distribución espacio-temporales de la vegetación en ecosistemas terrestres sujetos a procesos de contaminación ambiental. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 216 pp.
- GINOCCHIO R (2000) Effects of a copper smelter on a grassland community in the Puchuncavi Valley, Chile. Chemosphere 41: 15-23.
- GINOCCHIO R, G CARVALLO, I TORO, E BUSTAMANTE, Y SILVA & N SEPÚLVEDA (2004) Micro-spatial variation of soil metal pollution and plant recruitment near a copper smelter in Central Chile. Environmental Pollution 127: 343-352.
- GÖHRE V & U PASZKOWSKI (2006) Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. Planta 223: 1115-1122.
- GONZÁLEZ I, M CISTERNAS & A NEAMAN (2008) Acumulación de cobre en una comunidad vegetal afectada por contaminación minera en el valle de Puchuncaví, Chile Central. Revista Chilena de Historia Natural 81: 279-291.
- GONZÁLEZ-CHÁVEZ MC, R CARRILLO-GONZÁLEZ, SF WRIGTH & KA NICHOLS (2004) The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. Environmental Pollution 130: 317-323.
- GONZÁLEZ-GUERRERO M (2005) Estudio de los mecanismos implicados en la homeostasis de metales pesados en el hongo formador de micorrizas arbusculares *Glomus intraradices*. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, España. 196 pp.
- HERRERA MA, CP SALAMANCA & JM BAREA (1993) Inoculation of woody legumes with selected arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobia to recover desertified Mediterranean ecosystems. Applied and Environmental Microbiology 59: 129-133.
- JENSEN D, P HOLM & T CHRISTENSEN (2000) Soil and groundwater contamination

- with heavy metals at two scrap iron and metal recycling facilities. *Waste Management & Research* 18: 52-63.
- JONER EJ & C LEYVAL (1997) Uptake of ^{109}Cd by roots and hyphae of *Glomus mosseae*/*Trifolium subterraneum* mycorrhiza from soil amended with high and low concentrations of cadmium. *New Phytologist* 134: 353-360.
- JONER EJ & C LEYVAL (2001) Time-course of heavy metal uptake in maize and clover as affected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes. *Biology and Fertility of Soils* 33: 351-357.
- KENNEDY AC & KL SMITH (1995) Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. *Plant and Soil* 170: 75-86.
- KHAN AG (2005) Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18: 355-364.
- KHAN AG (2006) Mycorrhizoremediation: an enhanced form of phytoremediation. *Journal of Zhejiang University Science* 7: 503-514.
- KHAN AG, C KUEK, TM CHAUNDRY, CS KHOO & WJ HAYES (2000) Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41: 197-207.
- KLIRONOMOS JN, J MCCUNE, M HART & J NEVILLE (2000) The influence of arbuscular mycorrhizae on the relationship between plant diversity and productivity. *Ecology Letters* 3: 137-141.
- LEYVAL C, EJ JONER, C DEL VAL & K HASELBANDTER (2002) Potential of arbuscular mycorrhizal fungi for bioremediation. En: Gianinazzi S, H Schüepp, JM Barea & K Haselwandter (eds) *Mycorrhiza Technology in Agriculture, from Genes to Bioproducts*: 175-186. London, Basel, Switzerland: Birkäuser Verlag, 296 pp.
- LYNCH RJ, A MUNTONI, RK RUGGERI & C WINFIELD (2007) Preliminary tests of an electrokinetic barrier to prevent heavy metal pollution of soils. *Electrochimica Acta* 52: 3432-3440.
- MEIER S, A SEGUEL, F BORIE & P CORNEJO (2008) Copper and zinc content in *Oenothera affinis* at increasing Cu levels as affected by different ecotypes of arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 8: 220.
- PAWLOWSKA TE, RL CHANEY, L CHIN & I CHARVAT (2000) Effects of metal phytoextraction practices on the indigenous community of arbuscular mycorrhizal fungi at a metal-contaminated landfill. *Applied and Environmental Microbiology* 66: 2526-2530.
- REIMANN C, F KOLLER, H KASHULINA, G NISKAVAARA & P ENGLMAIER (2001) Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. *Environmental Pollution* 115: 239-252.
- REQUENA N, I JIMÉNEZ, M TORO & JM BAREA (1997) Interactions between plant-growth-promoting rhizobacteria (PGPR), arbuscular mycorrhizal fungi and *Rhizobium* spp. in the rhizosphere of *Anthyllis cytisoides*, a model legume for revegetation in Mediterranean semi-arid ecosystems. *New Phytologist* 136: 667-677.
- SARABIA R, J DEL RAMO, J DIAZ-MAYANS & A TORREBLANCA (2003) Developmental and reproductive effects of low cadmium concentration on *Artemia parthenogenetica*. *Journal of Environmental Science and Health. Part A. Toxic/hazardous substances and Environmental Engineering* 6: 1065-1071.
- SHETTY KG, BAD HETRICK, DAH FIGGE & AP SCHWAB (1994) Effects of mycorrhizae and other soil microbes on revegetation of heavy metal contaminated mine soil. *Environmental Pollution* 86: 181-188.
- TURNAU K, Z MISZALKI, A TROUVELOT, P BONFANTE & S GIANINAZZI (1996) *Oxalis acetosella* as a monitoring plant on highly polluted soils. En: Azcón-Aguilar C & JM Barea (eds) *Mycorrhizae in integrated systems, from genes to plant development*: 479-482. European Commission, Luxembourg. 689 pp.
- WILKINSON DM & NM DICKINSON (1995) Metal resistance in trees: the role of mycorrhizae. *Oikos* 72: 298-300.

