

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
FACULTAD DE AGRONOMÍA**



**PRUEBA DE BIOTOXICIDAD EN SEMILLAS (*RAPHANUS SATIVUS* L.) Y  
EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN LIXIVIADOS, POR APLICACIONES  
AL SUELO DE RESIDUOS PROVENIENTES DE TERMOELÉCTRICAS**

**POR**

**JORGE ABDÓN TAPIA SANZANA**

**MEMORIA PRESENTADA A LA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA  
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE  
2021**

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**PRUEBA DE BIOTOXICIDAD EN SEMILLAS (*RAPHANUS SATIVUS* L.) Y  
EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN LIXIVIADOS, POR APLICACIONES  
AL SUELO DE RESIDUOS PROVENIENTES DE TERMOELÉCTRICAS**

**POR**

**JORGE ABDÓN TAPIA SANZANA**

**MEMORIA PRESENTADA A LA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA  
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN  
PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
INGENIERO AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE  
2021**

Aprobada por:

Profesor Asociado, Marco Sandoval E.  
Ing. Agrónomo, M. Sc, Ph. D

---

Guía

Profesor Asociado, Celerino Quezada L.  
Ing. Agrónomo, Mg. Sc.

---

Asesor

Profesor Instructor, Christian Guajardo F.  
Ing. Agrónomo.

---

Asesor

Profesor Asociado, Guillermo Wells M.  
Ing. Agrónomo, Mg. Sc.

---

Decano

**TABLA DE CONTENIDOS**

|                             | <b>Página</b> |
|-----------------------------|---------------|
| Resumen.....                | 5             |
| Summary.....                | 6             |
| Introducción.....           | 6             |
| Materiales y Métodos.....   | 9             |
| Resultados y Discusión..... | 14            |
| Conclusiones.....           | 22            |
| Referencias.....            | 23            |

**INDICE DE FIGURAS Y TABLAS**

|  | <b>Página</b> |
|--|---------------|
| Figura 1 Diagrama del método experimental a emplear para recolectar lixiviados.....  | 12            |
| Tabla 1 Métodos usados por el laboratorio para el análisis químico de las muestras líquidas (lixiviados).....  | 13            |
| Tabla 2 Análisis estadístico de valores de IG mediante prueba de biotoxicidad en semillas de <i>Raphanus sativus</i> L., con aplicaciones de distintas dosis de yeso sintético (FGD), cenizas y yeso mineral, expresados en %..... | 15            |
| Tabla 3 Resultados de evaluaciones de metales pesados en lixiviados mediante método de lixiviación con aplicaciones de diferentes dosis de yeso sintético (FGD) expresados en mg L <sup>-1</sup> .....                             | 20            |
| Tabla 4 Resultados de evaluaciones de metales pesados en lixiviados mediante método de lixiviación con aplicaciones de diferentes dosis de yeso comercial expresados en mg L <sup>-1</sup> .....                                   | 21            |
| Tabla 5 Resultados de evaluaciones de metales pesados en lixiviados mediante método de lixiviación con aplicaciones de diferentes dosis de cenizas expresados en mg L <sup>-1</sup> .....  | 22            |

## **PRUEBA DE BIOTOXICIDAD EN SEMILLAS (*RAPHANUS SATIVUS* L.) Y EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN LIXIVIADOS, POR APLICACIONES AL SUELO DE RESIDUOS PROVENIENTES DE TERMOELÉCTRICAS.**

TEST FOR BIOTOXICITY IN SEEDS (*RAPHANUS SATIVUS* L.) AND EVALUATION OF HEAVY METALS IN LEACHATE, FROM THE SOIL APPLICATIONS OF WASTE DERIVED FROM THE THERMOELECTRIC.

### **RESUMEN**

Los residuos no peligrosos provenientes de las termoeléctricas u otros procesos, cuyos derivados de la combustión del carbón, pueden ser utilizados, pero ser estudiados para no transformarse en un problema ambiental y de salud debido a los metales pesados. Los objetivos del estudio fueron: evaluar la biotoxicidad o toxicidad aguda en que pudieran ocasionar estos residuos, además de determinar las concentraciones de metales pesados en lixiviados, de mezclas (suelo / residuos). El experimento de biotoxicidad en semillas de *Raphanus sativus* L., consistió en mezclas de suelo con yeso sintético (FGD) y cenizas, en dosis de (4, 6, 8, 10, 20, 40, 80, 100 y 200 Mg ha<sup>-1</sup>), determinándose el Índice de Germinación (IG); el segundo experimento consistió en evaluar la concentración de metales pesados en lixiviados después de incubar mezcla de suelo / residuo (yeso sintético (FGD) y cenizas) en dosis de (4, 8, 40, 80, 100 y 200 Mg ha<sup>-1</sup>). Los resultados de las pruebas de biotoxicidad demostraron que no hubo toxicidad aguda en semillas, ya que los resultados superaron el (50 % IG), mientras que las evaluaciones realizadas en lixiviados demostraron que concentraciones de metales pesados (Cd, Co, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn, Se, Hg y As) encontradas fueron bajas de acuerdo con normativa que establece rangos permisibles, confirmando que los residuos utilizados en este ensayo no son peligrosos.

**Palabras índice adicionales:** yeso sintético (FGD); cenizas; índice de germinación; toxicidad.

## SUMMARY

Non-hazardous waste from thermoelectric plants or other processes, whose derivatives from the combustion of coal, can be used, but be studied so as not to become an environmental and health problem due to heavy metals. The objectives of the study were: to evaluate the biotoxicity or acute toxicity in which these residues could cause, in addition to determining the concentrations of heavy metals in leachates, of mixtures (soil / residues). The biotoxicity experiment in seeds of *Raphanus sativus* L., consisted of soil mixtures with synthetic gypsum (FGD) and ash, in doses of (4, 6, 8, 10, 20, 40, 80, 100 and 200 Mg ha<sup>-1</sup>), determining the Germination Index (GI); The second experiment consisted of evaluating the concentration of heavy metals in leachates after incubating the soil / residue mixture (synthetic gypsum (FGD) and ash) in doses of (4, 8, 40, 80, 100 and 200 Mg ha<sup>-1</sup>). The results of the biotoxicity tests showed that there was no acute toxicity in seeds, since the results exceeded (50 % IG), while the evaluations carried out in leachates showed that concentrations of heavy metals (Cd, Co, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn, Se, Hg and As) found were low according to regulation that establishes permissible ranges, confirming that the residues used in this test are not dangerous.

## INTRODUCCIÓN

La industria termoeléctrica produce residuos, correspondientes a desechos de las centrales térmicas conocidos como Productos de Combustión de Carbón (CCP, por sus siglas en inglés), resultado de la combustión de carbón lignito, bituminoso, sub-bituminoso, antracita y grafito (Seshadri *et al.*, 2013), así como de carbón coque (coke coal) actualmente prohibido su uso por motivos ambientales. Dichos residuos incluyen cenizas volantes, cenizas de fondo, escoria de caldera, lecho fluidizado de cenizas y gases de combustión.

Los tratamientos de emisiones o residuos en suspensión de termoeléctricas consisten en un proceso de desulfuración de gases de combustión (FGD), en que mediante utilización de carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>) capturan el dióxido de azufre,

generando como producto primario sulfito de calcio ( $\text{CaSO}_3 \times 0,5 \text{ H}_2\text{O}$ ), que mediante aire forzado se obtiene finalmente yeso FGD o sulfato de calcio ( $\text{CaSO}_4 \times 2 \text{ H}_2\text{O}$ ) (Chen y Dick, 2011).

Además, éste yeso contiene aproximadamente 24 % de calcio y 19 % de azufre (Chen y Dick, 2011) y es empleado en la agricultura para incrementar el pH del suelo, lo que conlleva a un mejor rendimiento de cultivos como también para aumentar la infiltración del agua en el suelo, disminuir la superficie de encostramiento, el escurrimiento del agua, el arrastre de sedimentos y lixiviación de fósforo en el suelo y permite lavar y transportar sodio y sulfato (Sandoval *et al.*, 2013; Sandoval *et al.*, 2016), lo que a su vez permite el mejoramiento de propiedades químicas y físicas de suelos que presentan problemas, como los suelos alcalinos que se caracterizan por presentar pH alto, propio de zonas áridas del mundo (Ma *et al.*, 2015), y permitir a su vez mejorar rendimientos y producciones agrícolas. Las cenizas, de acuerdo con Yin *et al.* (2018) corresponden al producto de la combustión completa de carbón, que incluye principalmente varios óxidos metálicos y sales; dentro de las cenizas destacan: cenizas volantes, cenizas de fondo y escorias de caldera. Hay que decir que las cenizas de combustión no son consideradas residuos peligrosos de acuerdo con el D.S. N°148 sobre manejo de residuos peligrosos (MINSAL, 2004), aunque pueden contener una amplia gama de compuestos químicos (óxidos de sílice, aluminio, hierro y calcio).

El problema que plantean las emisiones gaseosas y cenizas por su acumulación es el contenido de metales pesados, por lo cual Nagajyoti *et al.* (2010) indican que la acumulación de metales pesados en el suelo es preocupante para la producción agrícola debido a los efectos adversos que conlleva para la seguridad alimenticia, crecimiento de los cultivos debido a la fitotoxicidad, y salud ambiental. Los metales pesados corresponden a aquellos elementos metálicos que presentan un número atómico superior a 20 y densidad igual o superior a  $5 \text{ g cm}^{-3}$  en su forma elemental (Beltrán y Gómez, 2015).



Según su origen, los metales pesados pueden ser geogénicos ya que proceden de materiales parentales (rocas ígneas, rocas sedimentarias y carbón), de la actividad volcánica y del lixiviado de mineralizaciones; y antropogénicos ya que proceden de los residuos derivados de actividades industriales, minería e industria agrícola y de los residuos sólidos urbanos (Beltrán y Gómez, 2015). Castro y Valdés (2012) indican que los metales pesados son parte fundamental de las fuentes antropogénicas provenientes de desechos domésticos, insumos agrícolas, emisiones vehiculares y descargas industriales, los cuales son peligrosos para la biota marina, el ser humano y constituyen un problema ambiental.

De los metales pesados, se menciona que algunos son esenciales para las plantas y animales, aunque se indica que altas concentraciones pueden ser nocivas para las funciones vitales de los organismos vivos, ya que altas concentraciones de elementos minerales en los suelos pueden suscitarse, debido a la actividad antropogénica (White y Brown, 2010).

La toxicidad de los metales pesados queda demostrada según varios autores que estudiaron el riesgo de contaminación en suelos agrícolas (Hu *et al.*, 2013; Tian *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2019), sin dejar de lado que constituye un riesgo potencial para la salud humana debido a su acumulación en plantas (Khillare *et al.*, 2012; Weldegebriel *et al.*, 2012), lo que conlleva efectos adversos para la seguridad alimenticia, agricultura y salud ambiental. Singh y Agrawal (2013) señalan que las plantas pueden mitigar la toxicidad de los metales pesados hasta cierto punto, pero a mayor concentración resulta tóxico para ellas.

Una de las prácticas que contribuyen a la reducción de residuos industriales como yeso sintético (FGD) y cenizas y evitar su acumulación por tiempo prolongado, es su utilización en la agricultura en la forma de enmiendas como propuesta de economía circular, cuyo propósito apunta al mejoramiento de suelos con problemas de propiedades físicas y químicas (Sandoval *et al.*, 2016), aunque las cenizas no han tenido un uso masivo por parte de los agricultores, sí bien se considera sus propiedades beneficiosas de acuerdo con algunos trabajos (Ram y Masto, 2014; Shaheen *et al.*, 2014; Roy *et al.*, 2018).

De acuerdo con lo expuesto se planteó como hipótesis que el uso de residuos como yeso sintético (FGD) y/o cenizas volantes no presenta toxicidad en semillas sensibles y sus lixiviados no son una amenaza de contaminación. El objetivo de este estudio fue evaluar la toxicidad de diferentes dosis de yeso sintético (FGD) y cenizas volantes, y la concentración de metales pesados (Cd, Co, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn, Se, Hg y As) en lixiviados de mezclas suelo / yeso sintético (FGD) y cenizas volantes. Los objetivos específicos fueron: (a) Evaluar la toxicidad de yeso sintético (FGD) y cenizas en semillas de rábano (*Raphanus sativus* L.), para dosis de (4, 6, 8, 10, 20, 40, 80, 100 y 200 Mg ha<sup>-1</sup>). (b) Evaluar las concentraciones de metales pesados presentes en lixiviados con incorporación de yeso sintético (FGD) y cenizas, para dosis de (4, 8, 40, 80, 100 y 200 Mg ha<sup>-1</sup>).

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Muestras de suelo**

Se tomaron muestras de suelo correspondiente a la Serie Arrayán (medial, amorphic, thermic Humic Haploxerands), perteneciente al orden taxonómico Andisol (Stolpe, 2006) en la Estación Experimental “El Nogal”, Universidad de Concepción, Campus Chillán, ubicada en la Región de Ñuble (36° 35' 49" S, 72° 04' 49" O y 136 m.s.n.m), Chile. Estas muestras se colectaron de los primeros 20 cm desde la superficie del suelo (0 – 20 cm), luego se procedió a un secado ambiental a 20 ± 2°C. Posteriormente se tamizó el suelo con un tamiz de 2 mm, para finalmente realizar su caracterización física (Sandoval *et al.*, 2012).

### **Propiedades físicas del suelo**

Se determinó la densidad aparente, mediante el método del cilindro (Sandoval *et al.*, 2012), cuyo dato fue usado posteriormente en el cálculo para dosificar las aplicaciones de los distintos productos que constituyeron los diferentes tratamientos. A continuación, se determinó la clase textural del suelo mediante el método del hidrómetro (Sandoval *et al.*, 2012).

### **Ensayos**

**Prueba de biotoxicidad en semillas.** Se prepararon mezclas de suelo con yeso sintético y cenizas, además de yeso mineral; éstas mezclas correspondieron a 50

g de suelo más las correspondientes dosis de producto (4, 6, 8, 10, 20, 40, 80, 100 y 200 Mg ha<sup>-1</sup>), para cuyo cálculo de dosis se utilizó el valor de la densidad aparente ( $D_a = 0,92 \text{ Mg m}^{-3}$ ); además de un tratamiento control consistente en suelo sin productos. Las muestras se mezclaron homogéneamente y se humedecieron para los diferentes tratamientos con 12 ml de agua, alcanzado la humedad de capacidad de campo (CC), con la finalidad de facilitar la reacción de los productos añadidos al suelo. Posteriormente las mezclas se colocaron en una incubadora (ORSA volt 220 W2000 Alterna) por 360 h a temperatura de  $20 \pm 2^\circ\text{C}$ .

Una vez finalizado el período de incubación se tomaron por triplicado 10 g de la mezcla de cada tratamiento y se depositaron en frascos de 100 ml, se adicionó 25 ml de agua en una relación (1: 2,5) y luego se utilizó un agitador recíproco (Heidolph® Promax 2020) a 90 rpm por 10 min.

Terminada la agitación, basado en el método propuesto por Sandoval *et al.* (2013) y Undurraga (2017) se extrajo 4 ml de solución de cada tratamiento y se añadieron a placas Petri que contenían 10 semillas de rábano (*Raphanus sativus* L.) sobrepuestas en papel filtro Whatman® N°3. Las placas Petri se colocaron en una incubadora (ORSA volt 220 W2000 Alterna) a temperatura de  $20 \pm 2^\circ\text{C}$ , durante 120 h, para finalmente realizar la evaluación de germinación de plántula. Una vez ya finalizada las evaluaciones de germinación, los resultados se utilizaron para determinar el Índice de Germinación (IG), de acuerdo con Phoungthong *et al.* (2016) y Undurraga (2017) el que se indica de la siguiente manera:

$$IG = \frac{(G \times L)}{(G_c \times L_c)} \times 100$$

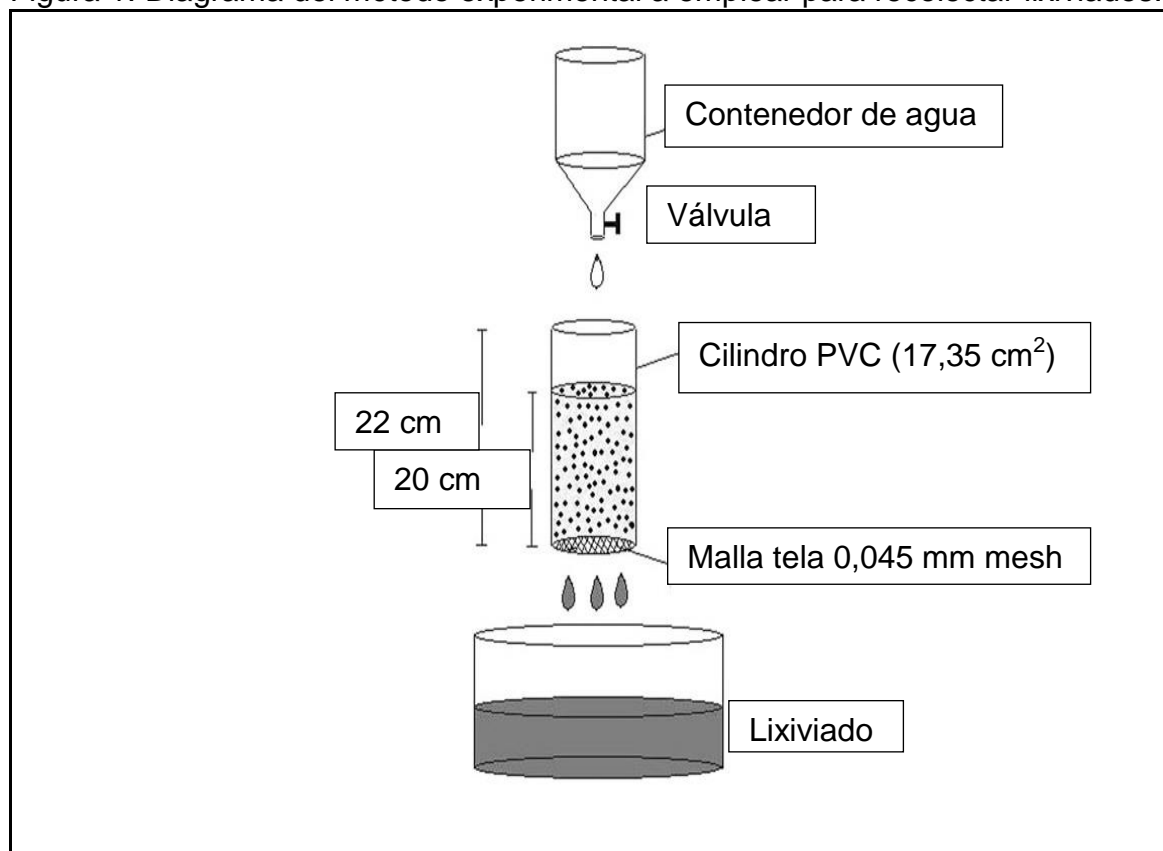
Donde IG es el índice de germinación (%), G es el promedio de semillas germinadas en el ensayo, G<sub>c</sub> es el promedio de semillas germinadas en el control negativo, L es el promedio de longitud de la radícula en el ensayo (mm), L<sub>c</sub> es el promedio de longitud de la radícula en el control negativo (mm).

**Evaluación de metales pesados en lixiviados.** Para la determinación de los metales pesados (Cd, Co, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn, Se, Hg y As) en lixiviados, de acuerdo con el método experimental propuesto por Sandoval *et al.* (2013) se

estableció un conjunto de tubos de PVC ( $17,35 \text{ cm}^2 \times 22 \text{ cm}$ ), en cuyo interior se colocan las distintas mezcla de suelo según corresponda con yeso sintético (FGD), cenizas y/o yeso mineral, y según la dosis de tratamiento (4, 8, 40, 80, 100, 200  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), para cuyo cálculo se utilizó el valor de la densidad aparente ( $D_a = 0,92 \text{ Mg m}^{-3}$ ); además de dos tratamientos controles: uno consistente en (suelo sin productos) y otro consistente en (suelo + fertilización base con dosis correspondientes a  $0,18 \text{ Mg N ha}^{-1}$ ,  $0,18 \text{ Mg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$  y  $0,04 \text{ Mg K}_2\text{O ha}^{-1}$ ), cuya altura de columna de (suelo / producto) fue de 20 cm (Figura 1). Posteriormente, se añadió agua para humedecer la mezcla suelo/producto de los tratamientos con el fin de alcanzar capacidad de campo (CC) por 360 h de incubación a  $20 \pm 2^\circ\text{C}$ .

Luego se efectuaron tres cargas de 200 mm, secuencialmente. La carga de agua se aplicó por goteo controlado, mediante dosificador, procurando evitar la anegación de los cilindros con mezcla de suelo / producto. Acabada la primera carga de 200 mm de agua, se recolectó el lixiviado de cada cilindro según el tratamiento y se llenaron envases rotulados de acuerdo con el tratamiento; lo mismo para la segunda y tercera carga de 200 mm de agua.

Figura 1. Diagrama del método experimental a emplear para recolectar lixiviados.



Fuente: Sandoval *et al.* (2013)

Los envases se mantuvieron almacenados en un lugar seco y posteriormente trasladados para análisis de metales pesados en el Área de Servicios Analíticos de la Unidad de Desarrollo Tecnológico (UDT) de la Universidad de Concepción; los elementos determinados en este análisis fueron: Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Manganeso (Mn), Molibdeno (Mo), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Antimonio (Sb), Vanadio (V), Zinc (Zn), Selenio (Se), Mercurio (Hg) y Arsénico (As) según la metodología que muestra la Tabla 1.

Tabla 1. Métodos usados por el laboratorio para el análisis químico de las muestras líquidas (lixiviados).

| Ensayo  | Método   |
|---|--|
| Determinación elementos minoritarios por ICP-OES (Cd, Co, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V y Zn)           | I-L-095 versión 02<br>Determinación de metales por ICP-OES                 |
| Determinación de Hg por Espectroscopia de Absorción Atómica por Vapor Frío                          | I-L-089 versión 01<br>Determinación de Hg por EAA-Vapor Frío               |
| Determinación de As y Se por Espectroscopia de Absorción Atómica por Generación de Hidruro (EAA-GH) | I-L-089 versión 01<br>Determinación de As por Generación de Hidruro en AAS |

Fuente: Unidad de Desarrollo Tecnológico de la Universidad de Concepción

### Diseño experimental

El diseño experimental fue completamente al azar, con tres repeticiones por tratamiento para la prueba de biotoxicidad en semillas. Para la evaluación de metales pesados en lixiviados el diseño experimental fue completamente al azar, con un arreglo factorial de 3 x 3 (productos x cargas de agua). Los productos bases utilizados en este estudio fueron yeso sintético (FGD) y cenizas, que corresponden a subproductos o residuos de termoeléctricas, mientras que el yeso mineral o comercial se adquirió en el comercio de insumos agrícolas, este también se conoce como yeso agrícola.

### Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se empleó análisis de varianza (ANDEVA) utilizando el software SAS (Statistical Analysis System) (SAS Institute, 1999). Además, se determinó si hubo diferencias significativas entre las medias de los tratamientos, y para ello se aplicó la prueba LSD para los resultados de IG y la prueba de Tukey para los resultados de lixiviados, todo con un valor de confianza de 95 %.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Prueba de biotoxicidad en semillas

Los resultados de la prueba de biotoxicidad, referidas al Índice de Germinación (IG) (Tabla 2), indican que la germinación de semillas de rábano (*Raphanus sativus* L.) no manifestó toxicidad aguda, ya que los resultados superan el umbral de toxicidad aguda. De acuerdo con ciertos autores (Emino y Warman, 2004; Ríos *et al.*, 2012; Undurraga, 2017) cuando los valores de IG se ubican debajo del 50 % estamos en presencia de toxicidad aguda, mientras que entre 50 % y 80 % hay toxicidad moderada. De acuerdo con los resultados, hubo tratamientos que han superado el 100 %, porque cuando un tratamiento excede el control negativo en cualquier germinación o crecimiento de raíz, el IG puede ser superior a 100 (Emino y Warman, 2004).

Los resultados del IG con aplicaciones de yeso sintético (Tabla 2), no presentaron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ) respecto del tratamiento control, tratamiento 200 Mg ha<sup>-1</sup> y tratamiento 80 Mg ha<sup>-1</sup>. Los IG en los demás tratamientos resultaron significativamente ( $P \leq 0,05$ ) menores que el tratamiento control, sin embargo, estos valores están por sobre el valor crítico de toxicidad definido (IG = 50 %) (Emino y Warman, 2004; Undurraga, 2017), por lo mismo el resultado indica que el yeso sintético no provocó toxicidad que pueda ser considerada de riesgo.

La respuesta del indicador (IG) para las distintas aplicaciones de yeso mineral (Tabla 2), los tratamientos 200 Mg ha<sup>-1</sup>, 80 Mg ha<sup>-1</sup>, 10 Mg ha<sup>-1</sup> y 6 Mg ha<sup>-1</sup> no presentaron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ) respecto de tratamiento control. En general, las respuestas no difieren de las obtenidas con el yeso sintético (FGD), este yeso es habitualmente usado como enmienda agrícola en los suelos (Chen y Dick, 2011; Sandoval *et al.*, 2016), en este ensayo tuvo una función de control, resultados que permiten un testeado del método y demostrar que no hay una diferencia entre ambos productos.

Tabla 2. Análisis estadístico de valores de IG mediante prueba de biotoxicidad en semillas de *Raphanus sativus* L., con aplicaciones de distintas dosis de yeso sintético (FGD), cenizas y yeso mineral, expresados en %.

| Tratamientos<br>(Mg ha <sup>-1</sup> ) | IG (%)         |          |              |
|--|----------------|----------|--------------|
|  | Yeso Sintético | Cenizas  | Yeso Mineral |
| 200                                    | 97,86 b        | 61,04 f  | 97,72 b      |
| 100                                    | 76,54 f        | 86,82 c  | 123,64 a     |
| 80                                     | 101,45 a       | 76,09 e  | 96,74 b      |
| 40                                     | 73,15 g        | 87,83 c  | 121,84 a     |
| 20                                     | 89,44 d        | 103,46 a | 96,41 b      |
| 10                                     | 87,78 d        | 97,40 b  | 96,49 b      |
| 8                                      | 90,13 cd       | 76,43 e  | 115,08 a     |
| 6                                      | 84,13 e        | 75,2 e   | 92,18 b      |
| 4                                      | 93,13 c        | 80,71 c  | 80,44 c      |
| 0                                      | 100,07 ab      | 99,95 b  | 100,08 b     |
| CV                                     | 2,2            | 2,1      | 5,02         |

Letras similares no indican diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). Datos expresados como media de tres repeticiones. Medias con una letra común no son significativamente diferentes dentro de la misma columna (Test LSD,  $P > 0,05$ ). Datos expresados como media de tres repeticiones. IG: Índice de Germinación (%). CV: Coeficiente de Variación (%).

Las distintas respuestas del IG a las aplicaciones de cenizas (Tabla 2), muestran al tratamiento con la dosis más alta (200 Mg ha<sup>-1</sup>) con el menor valor de IG, resultando éste significativamente ( $P > 0,05$ ) inferior al control y demás tratamientos; sin embargo, su valor (IG = 61 %) aún se considera como toxicidad moderada, y la dosis de (100 Mg ha<sup>-1</sup>), se mantuvo por sobre (IG = 80 %) (Undurraga, 2017). Se debe tener en consideración que las dosis de aplicación de



enmiendas como carbonato de calcio, sulfato de calcio, compost, en general fluctúan entre 2 y 4 Mg ha<sup>-1</sup>, de ahí, que las mayores dosis ensayadas tienen un objetivo de buscar un punto de inflexión de la curva de toxicidad, que es de alcanzar valores de 50 o menor de IG, lo cual en este caso no se alcanzó (Emino y Warman, 2004; Undurraga, 2017). Esto da un margen de seguridad de la inocuidad de estas cenizas, tal como demuestran Mtisi y Gwenzi (2019) en un estudio de biotoxicidad con lechuga (*Lactuca sativa* L.), reportando que la aplicación de diferentes dosis de cenizas, si bien se buscó punto de inflexión en curva de toxicidad, los valores de IG no fueron significativos y por ende no implicaban riesgo de toxicidad por su aplicación.

El efecto de la aplicación de cenizas en la germinación de semillas está documentado en estudios de Kalra *et al.* (2003), quienes demostraron que la adición de cenizas volantes en un suelo provoca diferentes efectos en la germinación de diferentes cultivos (rangos oscilan desde 0 hasta 50 Mg ha<sup>-1</sup> de cenizas), al igual que un estudio realizado por He *et al.* (2017), con distintas dosis de aplicación de cenizas en alfalfa (*Medicago sativa* L.), reportando que la aplicación de cenizas contribuye a la entrada de nutrientes esenciales y no causa toxicidad en plantas.

### **Evaluación de metales pesados en lixiviados**

Las evaluaciones realizadas en los lixiviados de los distintos tratamientos permitieron confirmar presencia de metales pesados en yeso sintético (FGD), cenizas y yeso mineral (Tablas 3, 4 y 5). De acuerdo con la normativa chilena (MINSAL, 2004), al comparar las concentraciones de metales pesados con los límites máximos aceptados en Chile para Cd, Pb, Se, Hg y As en 1, 5, 1, 0,2 y 5 mg L<sup>-1</sup> respectivamente, están por debajo del límite permisible. Lo mismo si se comparan con los límites máximos aceptados en lodos para aplicaciones a suelos en Chile según art. 24 (SAG, 2010), límites fijados para el As, Cd, Hg, Ni, Pb, Se y Zn en 40, 40, 20, 420, 400, 100 y 2800 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, ninguna de dichas concentraciones excede tales límites; también de acuerdo con los trabajos de Heebink y Hassett (2001), las concentraciones de metales pesados no superan

límites permisibles, lo que permite confirmar que los productos utilizados en este ensayo son residuos no peligrosos como lo establece D.S. N°148 sobre residuos peligrosos (MINSAL, 2004), en este caso el yeso sintético (FGD) y cenizas.

Por otra parte, los valores del yeso mineral son muy similares a los del yeso sintético (FGD) y cenizas; en consecuencia, el yeso sintético (FGD) cuya materia prima es el carbonato de calcio, proveniente de yacimientos mineros, de ahí que, sus contenidos de metales pesados provendrían principalmente de su condición geológica (MacAdam y Jarvis, 2015), al igual que las cenizas, cuyo contenido de metales debieran provenir principalmente del carbón (Henke, 2005; Chen y Dick, 2011).

En el caso particular del yeso sintético (FGD) el Mn, Pb y Zn, muestran diferencias significativas ( $P > 0,05$ ) con los controles (T0 y TFB); sin embargo, estos valores están distantes de considerarse un problema en el suelo. Estos leves incrementos especialmente con dosis más altas pueden deberse a los contenedores en los cuales se transporta y se mantienen en el proceso y al yacimiento del cual proviene el carbonato de calcio (MacAdam y Jarvis, 2015).

La situación de yeso mineral es muy semejante al yeso sintético (FGD) (Tabla 4), sin embargo, solamente el Zn presenta un aumento significativo ( $P > 0,05$ ) para el tratamiento ( $40 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) con relación a los controles (T0 y TFB). Los lixiviados analizados de los distintos tratamientos de mezclas con cenizas / suelo tuvieron resultados similares al yeso sintético (FGD) y yeso mineral (Tabla 5), solo se encontraron diferencias para Pb; los tratamientos  $4 \text{ Mg ha}^{-1}$  y  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  muestran diferencias significativas ( $P > 0,05$ ) con relación a los controles (T0 y TFB). Estos aumentos no tienen una significancia importante o que impliquen una amenaza de toxicidad, ya que dichas concentraciones están en el límite de la detección del instrumental utilizado en su medición, de ahí que estas variaciones pueden atribuirse a la variabilidad propia de trabajar con valores tan bajos y en el límite de la detección (Heebink y Hassett, 2001).

Otra consideración por tener en cuenta es que el suelo utilizado (Andisol) es de naturaleza ácida (Ishiguro y Makino, 2011; Poblete-Grant *et al.*, 2020), y por lo mismo según antecedentes bibliográficos (Saigusa *et al.*, 1996; Cortés *et al.*, 2015;

Król *et al.*, 2020) los metales pesados aumentan su movilidad con la acidez. Un antecedente para tener en cuenta en el experimento que sumado al aumento de la concentración en la mezcla (cenizas  $\text{Mg ha}^{-1}$  / suelo) hasta las  $200 \text{ Mg ha}^{-1}$ , se buscaba potencializar la lixiviación de estos elementos, esto demostraría su baja movilidad y posiblemente baja concentración de estos metales pesados (Hassett y Heebink, 2001; Kozáková *et al.*, 2013).

Los resultados permiten verificar una similitud tanto en las concentraciones como su baja movilidad de todos los residuos utilizados en el experimento y que no difieren mayormente de las concentraciones en el suelo y de los fertilizantes aplicados a éste. También podemos señalar que los valores de las distintas concentraciones de metales pesados encontrados en los lixiviados producto de las aplicaciones de distintas dosis de yeso sintético (FGD) fueron bajas y en comparación a los tratamientos control resultaron parecidas, aunque Mn presentó un incremento a medida que aumentaba la dosis de tratamiento, Kabata-Pendias y Szeke (2015) indican que Mn en lixiviados varía entre  $0,025$  a  $2 \text{ mg L}^{-1}$  y que su movilidad se incrementaba con aumento de la acidez del suelo porque es un metal muy abundante en la litosfera y también la concentración de Mn en carbón varía de  $50 - 100 \text{ mg kg}^{-1}$  y en cenizas de  $400 \text{ mg kg}^{-1}$ ; en consecuencia el yeso sintético (FGD) puede ser un potencial producto para la agricultura de acuerdo a un estudio realizado por Endale *et al.* (2014) y Burgess-Conforti *et al.* (2017). En el caso de los tratamientos de lixiviados con aplicaciones de yeso mineral los valores de concentración de metales pesados fueron bajos, estos valores descartarían problemas de toxicidad aguda por metales pesados, aunque los elementos Mn y Zn presentaron incrementos a medida que la dosis de tratamiento aumentaba.

Las concentraciones de metales pesados en los tratamientos de lixiviación con aplicaciones de cenizas fueron bajos, y similares a los tratamientos controles; aunque Zn mostró incrementos a medida que la dosis de tratamiento aumentaba, Kabata-Pendias y Szeke (2015) indican que concentración de Zn en suelos altamente contaminados es de  $0,8 \text{ mg L}^{-1}$ , así como niveles de Zn en depósitos

calcáreos pueden llegar a ser elevados. Según Henke (2005), V constituye un problema de importancia ambiental en suelos en la forma de óxidos de vanadio ( $V_2O_5$ ), al igual que Ni en forma de níquel carbonilo ( $Ni(CO)_4$ ) y cianuro de níquel ( $Ni(CN)_2$ ) tienen gran relevancia en cuanto a toxicidad aguda, pero los valores de Ni y V en las evaluaciones de lixiviados son bajos, de modo que puede descartarse que se produzca toxicidad aguda.

Por su parte, Heebink y Hassett (2001) evaluaron los riesgos toxicológicos del uso de una mezcla de cenizas de carbón coke (10 %) con la finalidad de mejorar un suelo, mediante pruebas de lixiviación en campo, mezclando cenizas con suelo en diferentes lugares de Minnesota, cuyos resultados indicaron que la toxicidad de los lixiviados en los suelos mejorados con cenizas estaba debajo de los rangos de lectura y límites regulados; en este caso Ni y V eran bajos y no había toxicidad aguda. Otro estudio sobre uso de cenizas fue realizado por Mujtaba Munir *et al.* (2020), esta vez con adición de biocarbón, reportando que hubo un aumento sinérgico de la inmovilización de metales pesados y por consiguiente un incremento de rendimiento en maíz (*Zea mays* L.), sugiriendo que el uso de biocarbón junto con cenizas puede ser una fuente prometedora para inmovilizar metales pesados en suelos contaminados por la minería del carbón.

Tabla 3. Resultados de evaluaciones de metales pesados en lixiviados mediante método de lixiviación con aplicaciones de diferentes dosis de yeso sintético (FGD) expresados en mg L<sup>-1</sup>.

| Tratamiento<br>(Mg ha <sup>-1</sup> ) | Cd                 | Co     | Mn      | Mo     | Ni     | Pb      |
|---------------------------------------|--------------------|--------|---------|--------|--------|---------|
|                                       | mg L <sup>-1</sup> |        |         |        |        |         |
| 200                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 3,25 a  | 0,02 a | 0,02 c | 0,04 ab |
| 100                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 1,80 ab | 0,02 a | 0,02 c | 0,04 ab |
| 80                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 1,96 ab | 0,02 a | 0,02 c | 0,04 ab |
| 40                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,53 b  | 0,02 a | 0,02 c | 0,04 a  |
| 8                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,05 b  | 0,02 a | 0,02 c | 0,04 a  |
| 4                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 b  | 0,02 a | 0,02 c | 0,04 ab |
| T0                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 b  | 0,02 a | 0,04 a | 0,02 b  |
| TFB                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 b  | 0,02 a | 0,03 b | 0,02 ab |
| CV (%)                                | 0                  | 0      | 70,76   | 12,83  | 8,75   | 21,6    |
|                                       |                    |        |         |        |        |         |
| Tratamiento<br>(Mg ha <sup>-1</sup> ) | Sb                 | V      | Zn      | Se     | Hg     | As      |
|                                       | mg L <sup>-1</sup> |        |         |        |        |         |
| 200                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 0,10 ab | 0,09 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 100                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 0,06 ab | 0,09 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 80                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,12 ab | 0,06 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 40                                    | 0,03 a             | 0,02 a | 0,17 ab | 0,06 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 8                                     | 0,03 a             | 0,02 a | 0,03 b  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 4                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,03 b  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| T0                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,19 a  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| TFB                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 0,18 ab | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| CV (%)                                | 20,2               | 0      | 48,76   | 106,1  | 0      | 0       |

Letras similares no indican diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). Datos expresados como media de tres repeticiones. Medias con una letra común no son significativamente diferentes dentro de la misma columna (Test de Tukey,  $P > 0,05$ ). T0: sólo suelo; TFB: suelo más fertilización base. Cd: cadmio; Co: cobalto; Mn: manganeso; Mo: molibdeno; Ni: níquel; Pb: plomo; Sb: antimonio; V: vanadio; Zn: zinc; Se: selenio; Hg: mercurio; As: arsénico. CV: Coeficiente de Variación (%).

Tabla 4. Resultados de evaluaciones de metales pesados en lixiviados mediante método de lixiviación con aplicaciones de diferentes dosis de yeso comercial expresados en mg L<sup>-1</sup>.

| Tratamiento<br>(Mg ha <sup>-1</sup> ) | Cd                 | Co     | Mn      | Mo     | Ni     | Pb     |
|---------------------------------------|--------------------|--------|---------|--------|--------|--------|
|                                       | mg L <sup>-1</sup> |        |         |        |        |        |
| 200                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 0,27 a  | 0,03 a | 0,05 a | 0,03 a |
| 100                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 0,82 a  | 0,03 a | 0,04 a | 0,03 a |
| 80                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,33 a  | 0,02 a | 0,04 a | 0,03 a |
| 40                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,78 a  | 0,02 a | 0,05 a | 0,03 a |
| 8                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,12 a  | 0,03 a | 0,06 a | 0,03 a |
| 4                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,08 a  | 0,03 a | 0,07 a | 0,03 a |
| T0                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a  | 0,02 a | 0,04 a | 0,02 a |
| TFB                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a  | 0,02 a | 0,03 a | 0,02 a |
| CV (%)                                | 0                  | 0      | 95,5    | 39,4   | 30,6   | 24,45  |
|                                       |                    |        |         |        |        |        |
| Tratamiento<br>(Mg ha <sup>-1</sup> ) | Sb                 | V      | Zn      | Se     | Hg     | As     |
|                                       | mg L <sup>-1</sup> |        |         |        |        |        |
| 200                                   | 0,03 a             | 0,02 a | 0,37 ab | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a |
| 100                                   | 0,03 a             | 0,02 a | 0,36 ab | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a |
| 80                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,17 b  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a |
| 40                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,69 a  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a |
| 8                                     | 0,03 a             | 0,02 a | 0,19 b  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a |
| 4                                     | 0,03 a             | 0,02 a | 0,13 b  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a |
| T0                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,19 b  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a |
| TFB                                   | 0,02 a             | 0,02 a | 0,18 b  | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a |
| CV (%)                                | 42,83              | 0      | 55,6    | 0      | 0      | 0      |

Letras similares no indican diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). Datos expresados como media de tres repeticiones. Medias con una letra común no son significativamente diferentes dentro de la misma columna (Test de Tukey,  $P > 0,05$ ). T0: Solo suelo; TFB: suelo más fertilización base. Cd: cadmio; Co: cobalto; Mn: manganeso; Mo: molibdeno; Ni: níquel; Pb: plomo; Sb: antimonio; V: vanadio; Zn: zinc; Se: selenio; Hg: mercurio; As: arsénico. CV: Coeficiente de Variación (%).

Tabla 5. Resultados de evaluaciones de metales pesados en lixiviados mediante método de lixiviación con aplicaciones de diferentes dosis de cenizas expresados en  $\text{mg L}^{-1}$ .

| Tratamiento<br>( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) | Cd                 | Co     | Mn     | Mo     | Ni     | Pb      |
|--|--------------------|--------|--------|--------|--------|---------|
|  | $\text{mg L}^{-1}$ |        |        |        |        |         |
| 200                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,05 a | 0,02 a | 0,03 a | 0,03 ab |
| 100                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a | 0,02 a | 0,03 a | 0,03 ab |
| 80                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a | 0,02 a | 0,03 a | 0,03 ab |
| 40                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a | 0,02 a | 0,03 a | 0,03 ab |
| 8                                      | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a | 0,02 a | 0,03 a | 0,04 a  |
| 4                                      | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a | 0,02 a | 0,03 a | 0,04 a  |
| T0                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a | 0,02 a | 0,04 a | 0,02 b  |
| TFB                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,02 a | 0,02 a | 0,03 a | 0,02 ab |
| CV (%)                                 | 0                  | 0      | 63,2   | 10     | 27,98  | 18,11   |
|  |                    |        |        |        |        |         |
| Tratamiento<br>( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) | Sb                 | V      | Zn     | Se     | Hg     | As      |
|  | $\text{mg L}^{-1}$ |        |        |        |        |         |
| 200                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,26 a | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 100                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,11 a | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 80                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,17 a | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 40                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,04 a | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 8                                      | 0,02 a             | 0,02 a | 0,11 a | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| 4                                      | 0,02 a             | 0,02 a | 0,12 a | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| T0                                     | 0,02 a             | 0,02 a | 0,19 a | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| TFB                                    | 0,02 a             | 0,02 a | 0,18 a | 0,01 a | 0,01 a | 0,01 a  |
| CV (%)                                 | 0                  | 0      | 55,69  | 19,6   | 0      | 0       |

Letras similares no indican diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Datos expresados como media de tres repeticiones. Medias con una letra común no son significativamente diferentes dentro de la misma columna (Test de Tukey,  $P > 0,05$ ). T0: Solo suelo; TFB: suelo más fertilización base. Cd: cadmio; Co: cobalto; Mn: manganeso; Mo: molibdeno; Ni: níquel; Pb: plomo; Sb: antimonio; V: vanadio; Zn: zinc; Se: selenio; Hg: mercurio; As: arsénico. CV: Coeficiente de Variación (%).

## CONCLUSIONES

1. No se verificó toxicidad aguda en las evaluaciones realizadas con aplicaciones de productos (yeso sintético (FGD) y cenizas) en semillas de *Raphanus sativus* L.

2. No se verificó contaminación por concentraciones de metales pesados en los lixiviados de los distintos tratamientos y dosis (yeso sintético (FGD) y cenizas) porque los valores estuvieron por debajo de límites de rangos permisibles de acuerdo con normativa chilena (MINSAL, 2004).

## REFERENCIAS

1. Beltrán, M. y A. Gómez. 2015. Metales pesados (Cd, Cr y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. *Revista I3+*, 2(2): 82 – 112.
2. Burgess-Conforti, J. R., D. M. Miller, K. R. Brye and E. D. Pollock. 2017. Plant uptake of major and trace elements from soils amended with a high-calcium dry flue gas desulfurization by-product. *Fuel*. 208: 514 – 521.
3. Castro, G. y J. Valdés. 2012. Concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y sedimentos de una playa artificial, en la bahía San Jorge 23°S, norte de Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 40(2): 267 – 281.
4. Chen, L. and W. A. Dick. 2011. Gypsum as an Agricultural Amendment: General Use Guidelines. [en línea]. pp: 35. Bulletin 945. School of Environment and Natural Resources. The Ohio State University. Columbus, Ohio, USA. <<https://fabe.osu.edu/sites/fabe/files/imce/files/Soybean/Gypsum%20Bulletin.pdf>>. [Consulta: 10 diciembre 2018].
5. Cortés, L. E., I. Bravo, F. J. Martín y J. C. Menjívar. 2016. Extracción secuencial de metales pesados en dos suelos contaminados (Andisol y Vertisol) enmendados con ácidos húmicos. *Ciencias del Suelo: Química, Física, Biología, Bioquímica e Hidrología. Acta Agron.* 65 (3): 232 – 238.
6. Emino, E. and P. Warman. 2004. Biological Assay for Compost Quality. *Compost Sci. Util.* 12 (4): 342 – 348.
7. Endale, D. M., H. H. Schomberg, D. S. Fisher, D. H. Franklin and M. B. Jenkins. (2014). Flue gas desulfurization gypsum: Implication for runoff and nutrient losses associated with broiler litter use on pastures on ultisols. *J. Environ. Qual.* 43(1): 281 – 289.



8. He, H., Z. Dong, Q. Peng, X. Wang, Ch. Fan and X. Zhang. 2017. Impacts of coal fly ash on plant growth and accumulation of essential nutrients and trace elements by alfalfa (*Medicago sativa*) grown in a loessial soil. *J. Environ. Manag.* 197: 428 – 439.
9. Heebink, L. V. and D. J. Hassett. 2001. Coal Fly Ash Trace Element Mobility in Soil Stabilization [en línea]. Center for Applied Energy Research. University of Kentucky, Lexington, Kentucky, USA. <<https://pdfs.semanticscholar.org/f337/d70bc64e13f2d4b08a3736bdf4518efa839c.pdf?ga=2.110482563.783834645.1567529927850807178.1567529927>>. [Consulta: 3 septiembre 2019].
10. Henke, K. 2005. Trace elements chemistry of Fly Ashes from Co-combusted Petroleum Coke and Coal. [en línea]. <<http://www.flyash.info>>. World of Coal Ashes. Lexington, Kentucky, USA. [Consulta: 10 octubre 2018].
11. Hu, W., B. Huang, X. Shi, W. Chen, Y. Zhao and W. Jiao. 2013. Accumulation and health risk of heavy metals in a plot-scale vegetable production system in a peri-urban vegetable farm near Nanjing, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 98: 303 – 309.
12. Ishiguro, M. and T. Makino. 2011. Sulfate adsorption on a volcanic ash soil (allophanic Andisol) under low pH conditions. *Colloid. Surface Physicochem. Eng. Aspect.* 384: 121 – 125.
13. Kabata-Pendias, A. and B. Szteke. 2015. Trace Elements in Abiotic and Biotic Enviroments. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.
14. Kalra, N., M. C. Jain, H. C. Joshi, R. Chaudhary, S. Kumar, H. Pathak, S. K. Sharma, V. Kumar, R. Kumar, R. C. Harit, S. A. Khan and M. Z. Hussain. 2003. Soil properties and crop productivity as influenced by flyash incorporation in soil. *Environ. Monit. Assess.* 87: 93 – 109.
15. Khillare, P. S., D. S. Jyethi and S. Sarkar. 2012. Health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals via dietary intake of vegetables grown in the vicinity of thermal power plants. *Food. Chem. Toxicol.* 50: 1642 – 1652.
16. Kozáková, L., T. Bakalár, M. Zeleňák and M. Praščáková. 2013. Solidification of MSWI fly-ash with regard to hazardous metals leaching. *Acta Montan. Slovaca Ročník.* 18 (2): 129 – 139.

17. Król, A., K. Mizerna and M. Bożym. 2020. An assessment of pH-dependent release and mobility of heavy metals from metallurgical slag. *J. Hazard. Mater.* 384: 121502.
18. Li, Ch., G. Sun, Z. Wu, H. Zhong, R. Wang, X. Liu, Z. Guo and J. Cheng. 2019. Soil physiochemical properties and landscape patterns control trace metal contamination at the urban-rural interface in southern China. *Environ. Pollut.* 250: 537 – 545.
19. Ma, H., H. Yang, X. Lü, Y. Pan, H. Wu, Z. Liang and M. K. J. Ooi. 2015. Does high pH give a reliable assessment of the effect of alkaline soil on seed germination? A case study with *Leymus chinensis* (Poaceae). *Plant Soil.* 394:35 – 43.
20. MacAdam, J. and P. Jarvis. 2015. Water-Formed Scales and Deposits: Types, Characteristics, and Relevant Industries. pp: 3 – 23. In: Zahid Amjad and Konstantinos D. Demadis (Eds). *Mineral Scale and Deposits*. Elsevier. Oxford, UK.
21. MINSAL (Chile). 2004. Decreto N°148. Aprueba reglamento sanitario sobre manejo de residuos peligrosos [en línea]. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. <<https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=226458>>. [Consulta: 17 julio 2018].
22. Mtisi, M. and W. Gwenzi. 2019. Evaluation of the phytotoxicity of coal ash on lettuce (*Lactuca sativa* L.) germination, growth and metal uptake. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 170: 750 – 762.
23. Mujtaba Munir, M.A., G. Liu, B. Yousaf, M. Ubaid Ali, Q. Abbas and H. Ullah. 2020. Synergistic effects of biochar and processed fly ash on bioavailability, transformation and accumulation of heavy metals by maize (*Zea mays* L.) in coal-mining contaminated soil. *Chemosphere.* 240: 124845.
24. Nagajyoti, P. C., K. D. Lee and T. V. M. Sreekanth. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ. Chem. Lett.* 8: 199 – 216.
25. Phoungthong, K., H. Zhang, L. Shao and P. He. 2016. Variation of the phytotoxicity of municipal solid waste incinerator bottom ash on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination with leaching conditions. *Chemosphere.* 146: 547 – 554.

26. Poblete-Grant, P., J. Suazo-Hernández, L. Condrón, C. Rumpel, R. Demanet, S. L. Malone and M. L. Mora. 2013. Soil available P, soil organic carbon and aggregation as affected by long-term poultry manure application to Andisols under pastures in Southern Chile. *Geoderma Regional*. 21: e00271.
27. Ram, L.C. and R.E. Masto. 2014. Fly ash for soil amelioration: A review on the influence of ash blending with inorganic and organic amendments. *Earth Sci. Rev.* 128: 52 – 74.
28. Ríos, D., C. Pérez and M. Sandoval. 2012. Phytotoxic effect of paper pulp sludge on Alfisol soil. *J. Soil Sci. Plant Nut.* 12 (2): 315 – 327.
29. Roy, M., R. Roychowdhury and P. Mukherjee. 2018. Remediation of Fly Ash Dumpsites Through Bioenergy Crop Plantation and Generation: A Review. *Pedosphere*. 28(4): 561 – 580.
30. SAG (Chile). 2010. Guía de evaluación ambiental: aplicación de residuos sólidos al suelo. G-PR-GA-004 versión 3 [en línea]. Servicio Agrícola y Ganadero, Chile. <[http://www.sag.cl/sites/default/files/guia\\_evaluacion\\_aplicacion\\_residuos\\_solidos\\_al\\_suelo\\_20081.pdf](http://www.sag.cl/sites/default/files/guia_evaluacion_aplicacion_residuos_solidos_al_suelo_20081.pdf)>. [Consulta:06 septiembre 2021].
31. Saigusa, M., M. Toma and M. Nanzyo. 1996. Alleviation of subsoil acidity in nonallophanic Andosols by phosphogypsum application in topsoil. *Soil. Sci. Plant. Nutr.* 42: 221 – 227.
32. Sandoval, M., J. Celis, L. Pedreros and J. Capulín. 2013. Chemical remediation of an agricultural soil: a case study of the tsunami-affected area of Chile. *Water Air Soil Pollut.* 224. [en línea].
33. Sandoval, M., J. Dörner, O. Seguel, J. Cuevas y D. Rivera. 2012. Métodos de análisis físicos de suelos. Universidad de Concepción. Publicaciones Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Chillán, Chile. 5: 80 p.
34. Sandoval, M., C. Quezada, J. Celis, J. M. Recio y J. Capulín. 2016. Potencial uso del yeso sintético (FGD) en la agricultura como enmienda en suelos con problemas de salinidad. *Chilean J. Agric. Anim. Sci., ex Agro-Ciencia*. 32 (Special Issue 1): 4 – 12.
35. SAS Institute. 1999. The SAS system for Windows [cd-rom]. Ver. 8. Cary, USA: SAS Institute. 1 cd – rom.

36. Seshadri, B., N. Bolan, R. Naidu, H. Wang and K. Sajwan. 2013. Clean Coal Technology Combustion Products: Properties, Agricultural and Environmental Applications, and Risk Management. pp: 309 – 370. In: Donald Spark (Ed.). *Advances in Agronomy*, Vol 119. Elsevier Inc. Oxford, UK.
37. Shaheen, S. M., P. S. Hooda and C. D. Tsadilas. 2014. Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements: A review. *J. Environ. Manag.* 145: 249 – 267.
38. Singh. A. and M. Agrawal. 2013. Reduction in Metal Toxicity by Applying Different Soil Amendments in Agricultural Field and Its Consequent Effects on Characteristics of Radish Plants (*Raphanus sativus* L.). *J. Agr. Sci. Tech.* 15: 1553 – 1564.
39. Stolpe, N. 2006. *Descripciones de los principales suelos de la VIII Región de Chile*. Universidad de Concepción. Publicaciones Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Chillán, Chile. 1: 84 p.
40. Tian, K., W. Hu, Z. Xing, B. Huang, M. Jia and M. Wan. 2016. Determination and evaluation of heavy metals in soils under two different greenhouse vegetable production systems in eastern China. *Chemosphere.* 165: 555 – 563.
41. Undurraga, P. 2017. *Evaluación en condiciones controladas de una enmienda para suelos proveniente del reciclaje de residuos peletizados de la industria del papel*. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias de la Agronomía. Universidad de Concepción, Facultad de Agronomía. Chillán, Chile.
42. Weldegebriel, Y., B. S. Chandravanshi and T. Wondimu. 2012. Concentration levels of metals in vegetables grown in soils irrigated with river water in Addis Abeba, Ethiopia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 77: 57 – 63.
43. White, P. J. and P. H. Brown. 2010. Plant nutrition for sustainable development and global health. *Ann. Bot.* 105: 1073 – 1080.
44. Yin, W., Y. Liu, F. Zhou, R. Zhu, Q. Zhang and F. Jin. 2018. Rapid analysis of heavy metals in the coal ash with laser-induced breakdown spectroscopy. *Optik.*