



**Fitorremediación: utilización de diferentes especies
vegetales en suelos contaminados de la ribera del
arroyo Morón**

Tutora: Lic. MSci. Silvana Irene Torri

Cotutora: Lic. Erika Pacheco Rudz

Alumno: Agustin Salvador Suffriti

Carrera: Lic. En Ciencias Químicas (1401)

Matrícula: 2493

Año: 2022

Tabla de contenido

1. RESUMEN	3
2. INTRODUCCIÓN	4
Suelo	4
Arroyo Morón.....	5
COMACO	6
Elementos traza potencialmente tóxicos (EPT)	7
Recuperación de aéreas contaminadas	9
Especies	11
Biosólidos	13
Dolomitas	14
Objetivos	14
3. MATERIALES Y MÉTODOS	15
Suelo y enmiendas	15
Semillas, ubicación y análisis estadístico de los experimentos.....	16
Ensayo en macetas.....	17
Determinaciones analíticas	20
Determinación de pH y conductividad eléctrica (CE).....	20
Determinación del contenido de Nitrógeno	20
Determinación de elementos traza.....	22
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
pH y conductividad eléctrica (CE).....	25
Contenido de Nitrógeno.....	25
Biomasa aérea	26
Elementos traza potencialmente tóxicos.....	26
Suelo contaminado y enmiendas	26
Tratamientos	27

5.	CONCLUSIONES GENERALES	35
6.	BIBLIOGRAFÍA	36

1. RESUMEN

La contaminación de cursos de aguas superficiales con elementos potencialmente tóxicos (EPT) provoca problemas de degradación en los suelos aledaños. La fitorremediación constituye una estrategia de recuperación de suelos de bajo costo y alta compatibilidad con el medio ambiente. Los biosólidos son un residuo orgánico generado en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs). Se ha observado que este residuo disminuye la biodisponibilidad de EPT en los suelos a través de distintos mecanismos de retención. La dolomita es un mineral no metálico de carbonato doble de calcio y magnesio, cuya incorporación a los suelos contaminados podría también disminuir la biodisponibilidad de dichos contaminantes. El objetivo de este trabajo fue estudiar la factibilidad de la utilización de biosólidos crudos, biosólidos estabilizados (generados por la PTARs de la Cooperativa de saneamiento de Martín Coronado, COMACO) y dolomita como enmiendas para recuperar los ambientes degradados en las cercanías del arroyo Morón a través de tecnologías de fitorremediación de suelos con dos especies vegetales autóctonas (*Acacia bonariensis* y *Lolium hybridum*) y una especie ornamental foránea (*Impatiens balsamina*). Se realizó un ensayo en macetas aplicando diferentes tratamientos al suelo contaminado a través de las enmiendas propuestas (concentración del 6%) y las tres especies vegetales. Se comparó la respuesta de la biodisponibilidad de cuatro EPT (Cu, Cd, Pb y Zn). La incorporación de enmiendas no produjo variaciones significativas de pH. La CE se vio incrementada significativamente por la incorporación de biosólidos con respecto al suelo contaminado inicial. La biodisponibilidad de Cd se encontró por debajo del límite de detección en todas las muestras y tratamientos. No se observaron resultados homogéneos en cuanto a la biodisponibilidad de Cu, Pb y Zn. El Cu fue el único EPT que demostró una disminución en su biodisponibilidad para todos los tratamientos estudiados; sin embargo, ésta fue independiente de la especie vegetal utilizada. El Pb y el Zn mostraron un comportamiento similar entre sí, la incorporación de biosólidos generó un incremento de la biodisponibilidad en dichos EPT, y su biodisponibilidad fue significativamente menor en los experimentos que utilizaron la especie ornamental (*Impatiens balsamina*) y la pastura (*Lolium hybridum*) con respecto a la especie arbustiva (*Acacia bonariensis*).

2. INTRODUCCIÓN

Suelo

El suelo es un recurso natural biogeoquímico dinámico que soporta todos los componentes que comprenden los ecosistemas terrestres. Los procesos que tienen lugar en el suelo están ligados a servicios ecosistémicos, como la cantidad y calidad del agua y el intercambio de gases atmosféricos; y son centrales en los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes y el carbono que sostienen la vida (Lal *et al.*, 1997).

Pueden identificarse 6 funciones diferentes para los suelos; tres de ellas pueden categorizarse dentro del tipo ecológicas y las tres restantes relacionadas con aspectos culturales, sociales, económicos y técnicos (**Figura 1**).

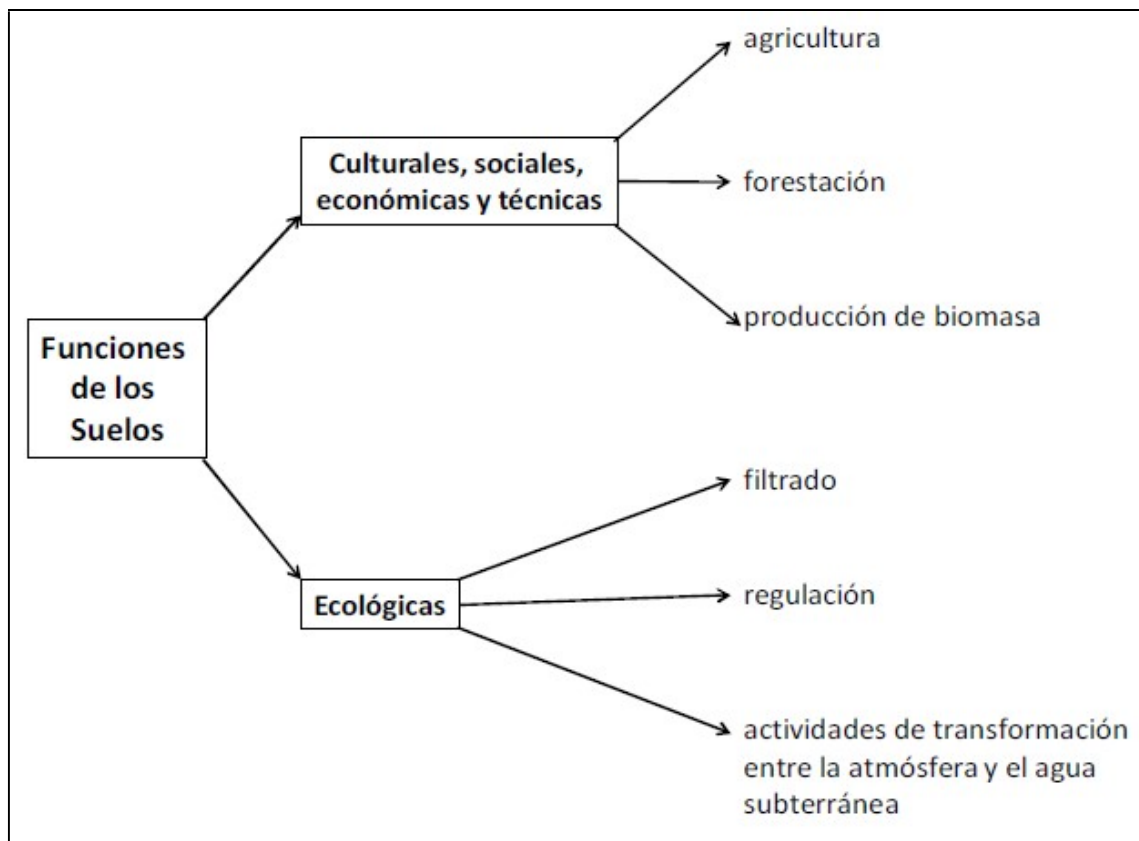


Figura 1: Funciones de los suelos (adaptado de Blum, 2002).

Si bien los problemas de degradación de suelos y de pérdida de productividad son conocidos desde la antigüedad, a menudo se sigue pensando a los suelos como un recurso renovable. Dentro de los tipos de degradación de suelos se distinguen la degradación física, química, y biológica (Scherr, 1999).

En el ámbito mundial existe una gran preocupación por la contaminación de suelos con elementos traza potencialmente tóxicos (EPT) ya que, a diferencia de los contaminantes orgánicos, no se degradan y se acumulan en los suelos (Torri y Lavado, 2008 a; Torri y Lavado, 2008 b). Su disponibilidad a la cadena trófica está condicionada por las propiedades fisicoquímicas de los EPT y del suelo y por el resultado de las múltiples interacciones entre los procesos intrínsecos del mismo (Marbán 2008).

Arroyo Morón

El arroyo Morón es un curso de agua que nace en el partido homónimo, forma parte de la cuenca del Río Reconquista, dentro de la Provincia de Buenos Aires y posee 16 Km de longitud. En la localidad de Morón se encuentra entubado y funciona como colector pluvial. El último tramo del arroyo, antes de su desembocadura en el Río Reconquista, se encuentra a cielo abierto. El arroyo presenta un alto grado de contaminación orgánica, inorgánica y microbiológica, producto de descargas clandestinas de efluentes industriales (proveniente de frigoríficos, curtiembres, textiles, químicas y alimenticias) y domiciliarios (Alvarez et al., 2018a, 2018b; Kuczynski, 2007; CoPAARA, 2011). Es considerado como una de las “principales cloacas a cielo abierto de Latinoamérica” (Barsky, 2012).

La cuenca del arroyo Morón cuenta con más de medio millón de habitantes y varios centenares de industrias. Aunque es de pequeña dimensión, tiene una gran importancia, no sólo por recorrer un área de elevada concentración urbana e industrial, sino también por ser responsable de gran parte de la contaminación del río Reconquista (de Cabo *et al.*, 2000; Kuczynski, 2007).

Entre los contaminantes inorgánicos presentes en el arroyo Morón se encuentran EPT, los cuales pueden trasladarse desde el cuerpo de agua a los suelos adyacentes provocando su degradación química, afectando no sólo el funcionamiento del ecosistema, sino también la salud y la calidad de vida de las personas (Garay, 2007; Ratto *et al.*, 2004;). Las plantas pueden absorber los EPT del suelo si estos elementos se encuentran en formas biodisponibles. Cuando la concentración de estos EPT en los tejidos vegetales se eleva por encima de un valor umbral puede originar problemas de fitotoxicidad, afectando el crecimiento u originando mortandad de especies (Torri *et al.*, 2015). A diferencia de los contaminantes orgánicos, estos elementos no se degradan, y se acumulan en el suelo.

COMACO

La Cooperativa de Obras y Servicios Públicos Martín Coronado (COMACO), es un emprendimiento comunitario que provee servicios de agua corriente y saneamiento a la localidad de Martín Coronado (partido de Tres de Febrero, Provincia de Buenos Aires). Ésta, preocupada por la situación socio-ambiental del área, realiza un fuerte trabajo social en el territorio. Su postura se explicita en su revista de difusión abierta: “Las actividades humanas y la densidad de población, especialmente en ambientes urbanos y suburbanos, han desplazado la flora y la fauna de nuestro ambiente cotidiano, alejando al ser humano de elementos esenciales para la existencia y una mejor calidad de vida.” (COMACO, 2009). En este sentido, COMACO se propone revertir esta realidad, proyectando la recuperación ambiental del área mediante la conformación de un corredor de biodiversidad de 2,6 km sobre las márgenes del Arroyo Morón (**Figura 2**). Con éste se procura recuperar ciertos servicios ecosistémicos básicos, que incluyen desde su uso con fines recreativos hasta la provisión de hábitat para la fauna nativa.



Figura 2: Imagen satelital de la planta de tratamiento de aguas residuales de COMACO (34°34'4.79"S 58°37'36.42"O) y de la sección del arroyo Morón cuyos suelos de ribera se pretenden recuperar (partido de Tres de Febrero, Buenos Aires, Argentina). Fuente: Google Earth 2022.

Elementos traza potencialmente tóxicos (EPT)

Ciertos elementos traza resultan de importancia en la nutrición de plantas, animales y humanos como Zn, Cu, Mn, Fe, Cr, Ni, y Mo, mientras otros no tienen efecto nutricional conocido (Pb, Cd, Hg); sin embargo, todos pueden causar efectos tóxicos si se encuentran en exceso (Spiegel, 2002). Estos elementos se encuentran naturalmente en la corteza terrestre e inducen efectos tóxicos en seres vivos expuestos a ellos cuando su concentración y/o tiempo de exposición supera el umbral de tolerancia de los organismos expuestos (González, 1994; John y Leventhal, 1995).

Entre los EPT de interés para la presente investigación se destacan:

i. Cobre

Los valores promedio del contenido de Cu total en distintos suelos de todo el mundo oscilan entre 20 y 30 mg/kg (Alloway, 1995). Es uno de los EPT menos móviles. Generalmente se acumula en el horizonte superficial del suelo (0-30 cm de profundidad), aunque también posee tendencia a ser adsorbido por compuestos orgánicos, carbonatos, minerales arcillosos y oxihidróxidos de Mn y Fe en capas más profundas (Janssen *et al.*, 1997). Son múltiples las variables del suelo que controlan la solubilidad del Cu y, por tanto, su biodisponibilidad; estas incluyen: pH, potencial de oxidación y reducción, materia orgánica, textura del suelo, composición mineral, temperatura y régimen hídrico (Kabata-Pendias & Sadurski, 2004).

Entre varios métodos usados para remediar suelos contaminados con Cu, uno relativamente común es su inmovilización por la materia orgánica (Kikkilä, 2002).

ii. Cadmio

El cadmio es un metal pesado tóxico sin funciones biológicas o fisiológicas conocidas para las plantas, animales y humanos, se encuentra principalmente como un catión divalente, que forma complejos con otros aniones. Está clasificado en la 7ª posición entre 20 toxinas, debido a su alta solubilidad y naturaleza tóxica (Gramlich *et al.*, 2018; Hamid *et al.*, 2018). Se emplea ampliamente en baterías, pinturas, pantallas de televisión, paneles solares, láseres, cosméticos y en los fertilizantes. Comparado con otros elementos traza, se absorbe fácilmente por las raíces y se transporta hacia los brotes de las plantas (Yang *et al.*, 2017).

Los principales factores que influyen en la biodisponibilidad de Cd en el suelo son: el pH del suelo, la presencia de materia orgánica y la capacidad de intercambio iónico. Estos factores influyen en la solubilidad de los compuestos de Cd y la liberación de Cd en la solución del suelo o afectan la capacidad de las plantas para absorber el Cd del suelo (Sarwar *et al.*, 2010).

Existe una relación lineal inversa entre el pH y la absorción de Cd por parte de las plantas. Al incrementar el pH en el suelo, el cadmio es removido y adsorbido por los coloides del suelo, restringiendo su movilidad y biodisponibilidad. Liu *et al.* (2019) como Shen *et al.* (2019) declararon que las enmiendas orgánicas, especialmente, las dosis altas, aumentan el pH del suelo y el contenido de materia orgánica, y en consecuencia disminuyen la biodisponibilidad de Cd del suelo.

iii. Plomo

El contenido natural de Pb en los suelos proviene de la roca madre. Su abundancia en sedimentos es función del contenido de fracción de arcilla y, por lo tanto, los sedimentos arcillosos contienen más Pb que las arenas, areniscas y calizas. Se ha establecido un valor promedio de Pb total para diferentes suelos de $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Kabata-Pendias & Pendias 2001).

El plomo no se distribuye uniformemente en los horizontes del suelo y revela una gran asociación con hidróxidos, especialmente de Fe y Mn. Generalmente se acumula cerca de la superficie del suelo, estando adsorbido a la materia orgánica del mismo. La movilidad del Pb suele ser lenta, pero algunos parámetros del suelo, como el aumento de la acidez y la formación de complejos orgánicos pueden aumentar su solubilidad.

La absorción de Pb por las plantas depende en varias factores del suelo, tales como tipo y contenido de materia orgánica del suelo, composición granulométrica, CIC, pH, así como área de superficie radicular y exudados radiculares (Sillanpää y Jansson 1992). En general, se encuentra en formas de escasa disponibilidad en los suelos (Torri y Lavado, 2008a).

Entre las fuentes antropogénicas de contaminación de Pb, el impacto de las emisiones industriales y su utilización como aditivo en gasolinas, actualmente prohibido en la mayoría de los países, fueron considerados de gran riesgo ambiental. Se ha estimado que la tasa de carga de Pb en el suelo excede su eliminación natural en 20 veces o más (Nriagu 1988).

Adriano *et al.* (2004) reportaron que la adición de biosólidos estabilizados con cal ricos en Fe y de CaCO_3 elevaron el pH del suelo, lo que resultó en una disminución de la absorción de Pb por parte de algunas especies. Además del impacto del incremento del pH, la competencia del Pb con otros cationes también afecta su biodisponibilidad.

iv. Zinc

El contenido medio de Zn suelos de todo el mundo se estima en $64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Los contenidos más altos de Zn se observan en suelos calcáreos y suelos orgánicos.

El origen del Zn como contaminante de suelos se debe principalmente a la corrosión de las cañerías, industrias metálicas no ferrosas y la agricultura (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

Aunque la movilidad del Zn es alta para la mayoría de los suelos, las fracciones de arcilla y la materia orgánica poseen capacidad de retenerlo, especialmente en regímenes de pH neutro y alcalino (Kabata-Pendias y Pendías 2001; Peganova y Edler 2004; Shtangeeva et al. 2005b). Aparentemente, hay dos mecanismos diferentes de adsorción de Zn: una en medios ácidos relacionados con sitios de intercambio de cationes, y la otra en medios alcalinos, la quimisorción, que está altamente influenciada por ligandos orgánicos. También los hidróxidos de Al, Fe y Mn parecen ser de importancia en la retención de Zn (Torri y Lavado, 2008 b).

Recuperación de aéreas contaminadas

La diversidad de sustancias contaminantes en terrenos muy extensos, aunado a la complejidad de la matriz del suelo, genera que los tratamientos convencionales de remediación resulten muy costosos y poco convenientes. Por ello, el uso de plantas y de microorganismos asociados a la rizosfera para remediar suelos contaminados ha surgido como una alternativa interesante y más económica. Esta alternativa se conoce como fitorremediación, y comprende tecnologías que utilizan diversas especies vegetales que poseen la capacidad de absorber, remover o inmovilizar sustancias contaminantes presentes en los suelos (Robinson et al., 2009), depurando y revegetando sitios contaminados. Por otro lado, se logra mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo, utilizando únicamente el sol como fuente de energía (Chaney et al., 1997; Harvey et al., 2002; Alkorta et al., 2004).

Las plantas han desarrollado mecanismos altamente específicos para absorber, traslocar y acumular nutrientes. Sin embargo, algunos elementos traza no esenciales para los vegetales son absorbidos, traslocados y acumulados en la planta debido a que presentan un radio o comportamiento electroquímico similar a los elementos nutritivos requeridos (Acevedo *et al.*, 2005).

Entre los diferentes tipos de fitorremediación se destacan la fitoextracción, la fitoestabilización, la fitovolatilización y la fitodregradación (Susarla et al., 2002), en la **Figura 3** se presenta una breve descripción del mecanismo de cada una. La elección del método para remediar una determinada zona se basa en las características del sitio y el tipo de contaminantes presentes (Strycharz y Newman, 2009). Los procesos de fitorremediación pueden contribuir a la eliminación de los contaminantes, aunque su propósito fundamental es recuperar la calidad de suelos, es decir la capacidad de este recurso para realizar sus funciones de forma sostenible (Garbisu *et al.*, 2007).

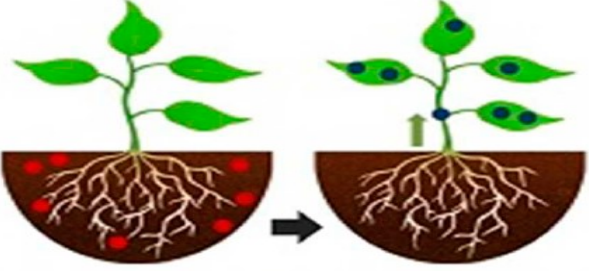
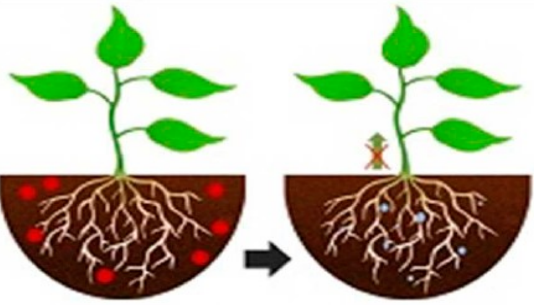
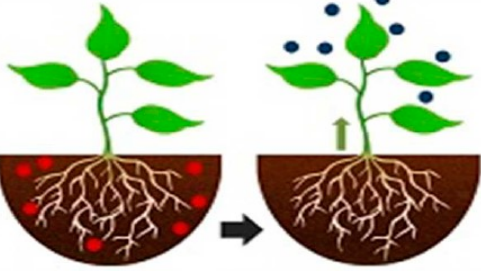
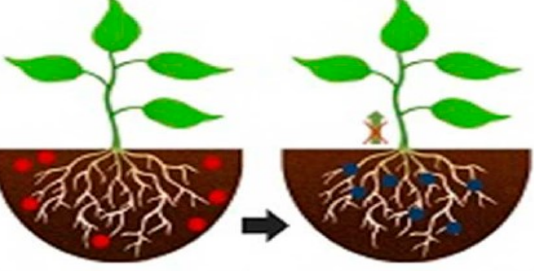
 <p>Fitoextracción: consiste en la absorción de metales contaminantes mediante las raíces de las plantas hiperacumuladoras y su acumulación en tallos y hojas. Una vez completado el desarrollo vegetativo de la planta el siguiente paso es cortarlas y proceder a su incineración y traslado de las cenizas a un vertedero de seguridad o bien recuperar los metales de interés. La fitoextracción se puede repetir ilimitadamente hasta que la concentración remanente de metales en el suelo esté dentro de los límites considerados como aceptables.</p>	 <p>Fitodegradación: las plantas y los microorganismos asociados a ellas degradan los contaminantes orgánicos en productos inofensivos, o bien, los mineralizan hasta CO_2 y H_2O. En este proceso los contaminantes son metabolizados dentro de los tejidos vegetales y las plantas producen enzimas que ayudan a catalizar la degradación. Este método no es aplicable a metales y metaloides.</p>
 <p>Fitovolatilización: se produce a medida que los árboles y otras plantas en crecimiento absorben agua junto con contaminantes orgánicos e inorgánicos. Algunos de éstos pueden llegar hasta las hojas y evaporarse o volatilizarse en la atmósfera.</p>	 <p>Fitoestabilización: permite inmovilizar contaminantes en el suelo a través de su adsorción, absorción y acumulación en las raíces, o bien, por precipitación en la zona de la rizosfera, donde son acumulados en formas inocuas. Este proceso reduce la movilidad de los contaminantes y evita su migración a las aguas subterráneas o al entorno.</p>

Figura 3: Principales mecanismos de fitorremediación de suelos (adaptado de Brutti, 2018).

Entre las técnicas de fitorremediación de suelos, la que resulta más atractiva en cuanto su aplicabilidad y ventajas es la fitoestabilización. Ésta requiere del uso simultáneo de plantas tolerantes a los metales (metalófitas) para reducir su movilidad y de acondicionadores de suelos para estabilizar in situ los contaminantes inorgánicos (EPT) presentes en el suelo contaminado al dejarlos en formas inocuas para los seres vivos (no biodisponibles), ya que son precipitados químicamente o son secuestrados mediante mecanismos de complejación y adsorción. De esta forma la disponibilidad de metales en el suelo se minimiza y la lixiviación de éstos en aguas subterráneas se reduce (Sun *et al.*, 2016; Beesley *et al.*, 2014; Santibáñez *et al.*, 2008).

El estudio del uso de plantas hiperacumuladoras supo estar en auge años atrás, sin embargo, su éxito permaneció muy por debajo de las expectativas debido a que no existe una gran cantidad de especies que posean la capacidad de hiperacumular EPT, y la mayoría de éstas son exóticas, anuales y pequeñas, lo que resulta en una desventaja a los fines de la remediación (Helmisaari *et al.*, 2007).

En los últimos años, hubo un creciente interés por el uso de plantas nativas con fines de recuperación de suelos (Pulford y Dickinson, 2005). Por un lado, esto responde a la necesidad de reducir los efectos negativos originados por la introducción de especies exóticas en los ecosistemas. La elección de especies autóctonas podría establecer un proceso de fitorremediación más efectivo (se adaptan mejor al ecosistema y a las condiciones climáticas) al mismo tiempo que se restaura el hábitat (Strycharz y Newman, 2009). Estas especies nativas se adaptan a las crecientes cargas de EPT, y poseen el potencial de aislarlos en sus tejidos permaneciendo en la planta o, eventualmente, entrar lentamente en el ciclo de descomposición (Lepp y Dickinson, 1998).

En nuestro país, son escasas las especies vegetales nativas estudiadas con potencialidad de uso para tecnologías de fitorremediación (Albarracín Franco *et al.*, 2007, Torri *et al.* 2009). La elección de las especies que son apropiadas para la fitorremediación puede lograrse utilizando experimentos en invernadero a pequeña escala antes de trasladar las plantas seleccionadas al campo (Doty *et al.*, 2003). Estos experimentos permiten determinar si la planta puede tolerar la exposición al contaminante y si es capaz de metabolizarlo (Strycharz y Newman, 2009).

Especies

La zona del arroyo Morón corresponde originalmente a la Provincia Pampeana y al Dominio Pampásico, respectivamente. La comunidad vegetal predominante en sus orígenes fue la pradera de pastizales, los cuales cubrían suelos arcillo-limosos, ligeramente ácidos. Este

ambiente, muy transformado por las actividades antrópicas, corresponde al relieve de llanura y al clima templado húmedo (Alsina, 2008).

Entre las formaciones arbóreas de la zona se destacan los talares y los bosques ribereños, con superficies reducidas y parches lineares que constituyen corredores biológicos naturales. Estos parches propician la llegada de algunas especies arborícolas desde los bosques chaqueños (talar) o de la selva misionera (monte ribereño) (Fernández, 2012).

Por otra parte, existen ambientes denominados genéricamente humedales, en las cercanías de los arroyos de poca corriente y en la cuenca alta del Reconquista. Allí se encuentran distintas comunidades con presencia de juncos (*Scirpus californicus*), sagitarias (*Sagitaria montevidensis*) y otras especies (Alsina, 2008).

Lolium hybridum

Lolium hybridum, conocido vulgarmente como raigrás híbrido (raigrás), es una pastura que pertenece a la familia Poaceae, subfamilia Pooideae, tribu Poeae (Bulinska-Radomska y Lester, 1985). Las poblaciones naturalizadas de raigrás se extienden por toda la región pampeana formando parte de las comunidades de malezas o praderas (Cabrera y Zardini, 1978). Si bien el raigrás *hybridum* está adaptado a climas templados-húmedos, también es capaz de establecerse en un amplio rango de suelos (pH 5,1 a 8,4). Incluso presenta mayor tolerancia a las bajas temperaturas comparado otras especies del mismo género y se adapta bien a suelos que presenten la suficiente humedad (Polok, 2007). Se trata de una planta cespitosa de hasta 80 cm de altura, sus hojas son glabras y presentan láminas de 20-30 cm de largo y hasta 6 mm de ancho. Las vainas son rojizas en la base. La lígula es corta y trunca y sus aurículas son pequeñas (Beddows, 1967; Cabrera y Zardini, 1978).

Acacia bonariensis

El género *Acacia* corresponde a la familia Fabaceae, subfamilia Mimosoideae, siendo el segundo subgrupo más grande de esta familia con más de 1.450 especies (Guinet & Vassal, 1978; Ross, 1981; Rico-Arce, 2007). *Acacia bonariensis* pertenece al subgénero *Aculeiferum* y en Sudamérica se puede encontrar en Paraguay, sur de Brasil, Uruguay y Argentina. En este último país se localiza en las provincias del norte y centro, hasta la Provincia de Buenos Aires. Es conocido también bajo los términos “ñapinday”, “yuquerí” y “uña de gato”, entre otros. Es un árbol o arbusto cuya altura fluctúa entre los 2 y 6 metros. Las ramas son glabras o pubescentes en los entrenudos apicales. Cuenta con aguijones recurvos y dispersos, en general glabros, y hojas bipinnadas. La flor es blanca o amarillenta y sésil. El fruto es una legumbre crustácea dehiscente con extremo apiculado (Ciadella, 1984).

Impatiens balsamina

Por último, se considera a la especie *Impatiens balsamina*, que, si bien no es una especie autóctona, se encuentra ampliamente distribuida en la zona por ser una planta ornamental y se ha cultivado como tal en muchas partes del mundo. Esta especie es conocida localmente como Brincos o Bálsamos de Jardín, crece en África tropical, India, el suroeste de Asia, el sur de China, Japón, así como en partes de Europa, Rusia y América del Norte (Grey-Wilson, 1980). Se estima que el género *Impatiens* contiene entre 400 y 850 especies (Grey-Wilson, 1980). La planta generalmente crece hasta 20-75 cm de longitud con un tipo suculento de tallo ramificado. Las hojas están dispuestas en espiral de 2,5 a 9,0 cm de largo y de 1 a 2,5 cm de ancho y tienen un margen dentado. Las flores son de color rosa, rojo, lila o blanco y de 2,5 a 5,0 cm de diámetro (Pandya *et al.*, 2021).

Wang (2005) encontró que la especie *Impatiens balsamina* exhibió una alta tolerancia y capacidad de acumulación de cadmio y plomo, mostrando un inmenso potencial para fitorremediación de metales traza en condiciones favorables.

Biosólidos

Los biosólidos son un subproducto de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs). Este material es estabilizado biológicamente por un proceso de digestión aeróbica o anaeróbica, según el diseño de la planta depuradora. Presentan un elevado contenido de materia orgánica estable (Rate *et al.*, 2004; Torri y Alberti, 2012) y se ha observado que mejoran numerosas propiedades físico-químicas del suelo, como la fertilidad física, a través de una mejora en la estabilidad estructural, la infiltración y capacidad de retención hídrica; y la fertilidad química debido al aporte de cantidades variables de macronutrientes (Torri y Lavado, 2008 a). En este sentido, han sido propuestos como una alternativa de bajo costo para la remediación de suelos contaminados (Torri, 2001; Ginocchio *et al.*, 2013). Se ha observado que su aplicación a los suelos disminuye la biodisponibilidad de EPT en los suelos a través de distintos mecanismos de retención (Torri y Lavado, 2008a; Torri y Lavado, 2008b), y puede incrementar la actividad microbiana (Cabrera *et al.*, 2011).

El creciente volumen de biosólidos producidos en las PTARs de COMACO constituye un serio problema ambiental y económico. En la actualidad, se produce la acumulación progresiva e improductiva de toneladas de biosólidos mensualmente en la planta de tratamiento, debido al alto costo que implica su envío a disposición final. De esta manera, los suelos contaminados de la ribera del arroyo Morón podrían constituirse en un destino viable para los mismos, siendo una alternativa de bajo costo para la cooperativa. No obstante, la aplicación de biosólidos a suelos incluye ciertas restricciones que hay que evaluar, como la presencia de agentes patógenos, sustancias orgánicas tóxicas y una variada concentración de EPT (Smith, 1996),

además de que puede producir cambios en el pH del suelo y modificar su conductividad eléctrica (Torri y Lavado, 2002).

Dolomitas

La dolomita es un mineral no metálico de carbonato doble de calcio y magnesio. Su fórmula molecular es $(\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3)$, con un peso molecular de 184.4 g/mol y una gravedad específica de 2.84 g/cm³. Su dureza es 3.5-4 en la escala de Mohs y su sistema cristalino es romboédrico (O'Driscoll, 2008). Tradicionalmente se ha utilizado dolomita como enmienda en suelos. La aplicación de este material básico produce dos efectos en el suelo, uno nutricional que es el suministro de Ca y/o Mg y, por otra parte, produce un incremento en el pH del suelo (Vázquez, 2015).

El pH es uno de los parámetros que gobiernan el comportamiento de los metales en los suelos. Un aumento de este induce la inmovilización de metales a través de diferentes procesos como la adsorción selectiva y la precipitación de éstos como óxidos, hidróxidos, carbonatos y fosfatos (Naidu et al., 1994; Gomes et al., 2001; Shaheen et al., 2015).

La incorporación de dolomita a los suelos contaminados podría disminuir la biodisponibilidad de EPT, además de ser un opción económica y de amplia disponibilidad (Bolan et al., 2014; Vrînceanu et al., 2015).

Objetivos

El objetivo de este trabajo fue estudiar la factibilidad de la utilización de biosólidos crudos, biosólidos estabilizados (generados por la Cooperativa de saneamiento de Martin Coronado, COMACO) y dolomita como enmiendas para recuperar los ambientes degradados en las cercanías del arroyo Morón a través de tecnologías de fitorremediación de suelos con dos especies forestales autóctonas (*Acacia bonariensis* y *Lolium hybridum*) y una especie ornamental foránea (*Impatiens balsamina*).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo y enmiendas

Las muestras de suelo utilizadas para el desarrollo del trabajo experimental fueron recolectadas durante el mes de marzo de 2019 en distintos sectores de la ribera del arroyo Morón, Partido de Tres de Febrero, Provincia de Buenos Aires, Argentina ($34^{\circ}34'4.79''S$ $58^{\circ}37'36.42''O$) (**Figura 4**). El clima de la región es templado húmedo, con una precipitación anual media entre los 1000 y 1100 mm (Bilenca y Miñarro, 2004). Debido al grado de antropización de la zona, los suelos del área estudiada no pueden ser clasificados según la taxonomía tradicional. Se consideró suelo contaminado al correspondiente a la "llanura de inundación", inmediatamente adyacente al curso de agua (Figura 5). Con una pala de acero inoxidable se tomaron muestras compuestas (constituidas por tres submuestras) del horizonte superficial (0-20 cm de profundidad). Como suelo testigo se utilizó un sustrato comercial.

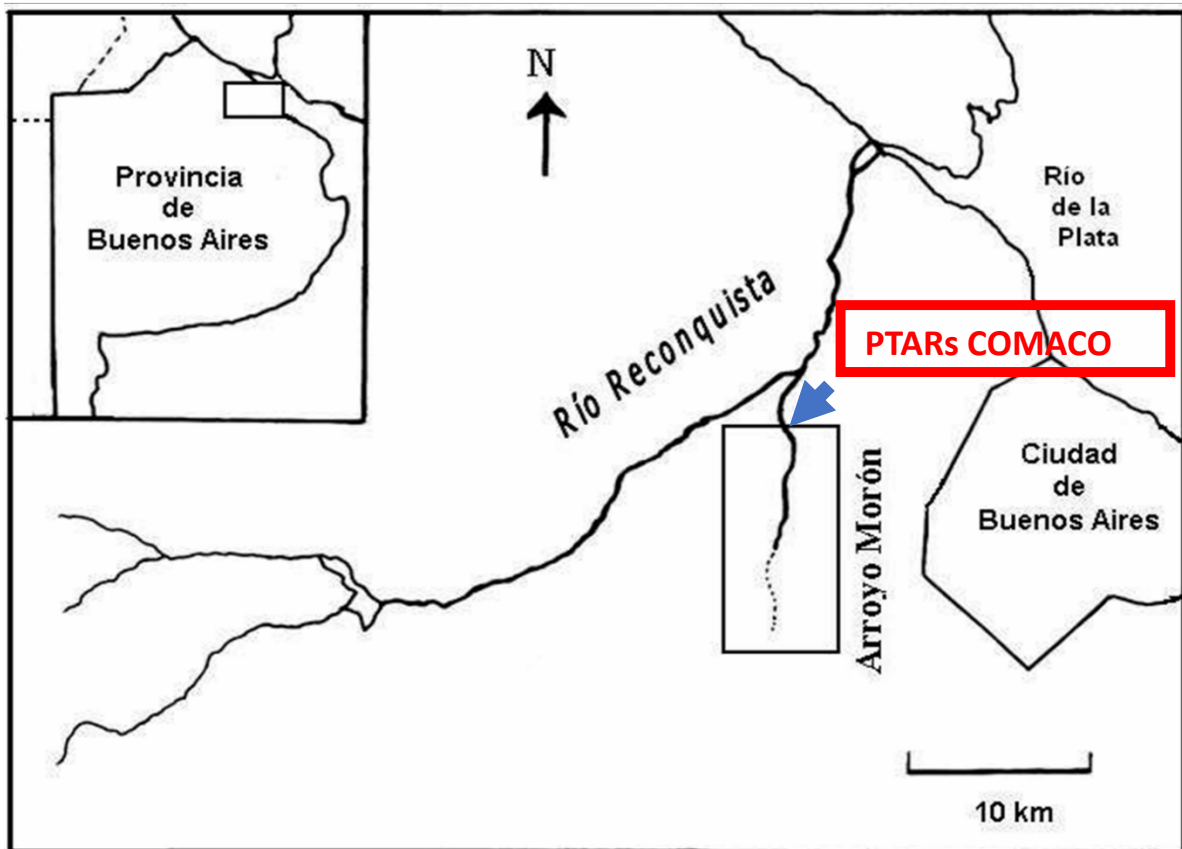


Figura 4. Mapa de la ubicación relativa del Arroyo Morón y de la planta de tratamiento de aguas residuales de COMACO ($34^{\circ}34'4.79''S$ $58^{\circ}37'36.42''O$). Adaptado de Kuczynski, 2007.

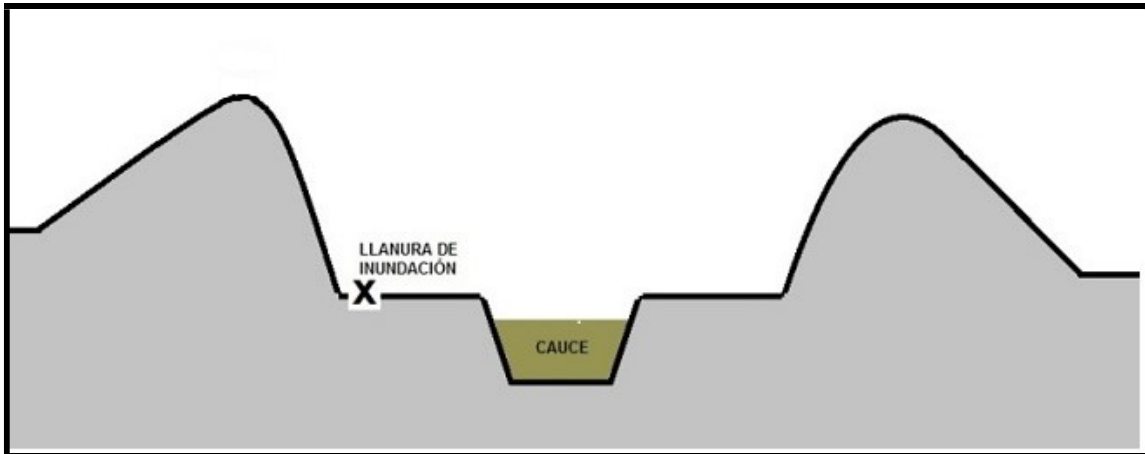


Figura 5. Esquema del sitio de muestreo del suelo. Adaptado de Pacheco Rudz et al., 2020.

Tanto el biosólido crudo como el estabilizado fueron provistos en estado parcialmente deshidratado por la cooperativa de saneamiento COMACO.

Todas las muestras (suelos, biosólidos crudos, biosólidos estabilizados y sustrato comercial) se secaron al aire, se molieron, se tamizaron (<2mm) y homogeneizaron en el laboratorio.

Se realizaron los siguientes tratamientos:

- i. COM: Sustrato comercial.
- ii. SC: Suelo contaminado.
- iii. SC BC: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido crudo.
- iv. SC BE: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido estabilizado
- v. SC Cal: Suelo contaminado enmendado con 6% de material calcáreo (dolomita).

Cada tratamiento se realizó por quintuplicado. Para cada repetición, se pesó suelo y enmiendas en proporciones adecuadas, homogeneizándolo cuidadosamente previo a su incorporación a cada una de las unidades experimentales.

Semillas, ubicación y análisis estadístico de los experimentos

Las semillas de la especie arbustiva ñapinday (*Acacia bonariensis*) se recolectaron en espacios verdes de la Región Metropolitana de Buenos Aires. Se sometieron a escarificación mecánica de acuerdo a la técnica utilizada por Colombo Speroni y De Viana (2000) previo a su germinación.

Para la especie *Lolium hybridum* y la especie ornamental *Impatiens balsamina* se utilizaron semillas comerciales.

Los ensayos se realizaron en una primera instancia en condiciones de invernáculo (temperatura y riego controlados), y luego en condiciones ambientales en el exterior. Los ensayos se llevaron a cabo en el laboratorio de la Cátedra de Química General e Inorgánica de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA).

Para la realización de los análisis estadísticos se utilizó el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2016). Se estudió el cumplimiento de la normalidad de los residuos y la homogeneidad de varianzas (test de Shapiro-Wilks y prueba de Levene) y Las diferencias entre medias de tratamientos fueron determinadas mediante el Test de Tukey ($\alpha=0,05$). Para los resultados obtenidos en las determinaciones de la concentración de EPT y la biomasa aérea se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) de dos factores con comparaciones múltiples para evaluar el efecto de los tratamientos aplicados y las especies.

Ensayo en macetas

Este ensayo tuvo como objetivo evaluar los parámetros de crecimiento de tres especies: *Lolium hybridum* (Raigrás), *Acacia bonariensis* (Ñapinday) e *Impatiens balsamina* (Brincos) en suelos contaminados de la rivera del arroyo Morón, los cuales fueron enmendados con biosólidos crudos, biosólidos estabilizados o dolomitas, en todos los casos con una concentración de enmienda al 6%. También se buscó evaluar si hubo modificaciones en la fracción biodisponible de cuatro EPT de interés (cobre, cadmio, plomo y zinc) en el suelo al finalizar el ensayo.

Se realizó un ensayo en bandejas tipo speedling por un período de 115 días. Para cada especie vegetal se realizaron los siguientes tratamientos:

- i. **COM:** Sustrato comercial (Control)
- ii. **SC:** Suelo contaminado
- iii. **SC BC:** Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido crudo
- iv. **SC BE:** Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido estabilizado
- v. **SC Cal:** suelo contaminado enmendado con 6% de material calcáreo (dolomita)

Previo a la implantación, las semillas de *Acacia bonariensis* e *Impatiens balsamina* fueron pregerminadas a temperatura ambiente en cajas de Petri sobre papel de filtro impregnado con 3 ml de agua destilada (**Figura 6**). Para las especies ornamental y arbustiva se sembró una

semilla pre-germinada (longitud de radícula mayor a 5 mm) en cada celda, constituyendo cada uno de estos una unidad experimental. Las semillas de *Lolium hybridum* no fueron pregerminadas, y se sembraron 15 semillas en cada celda. Por cada tratamiento, se realizaron 5 repeticiones (**Figura 7**).

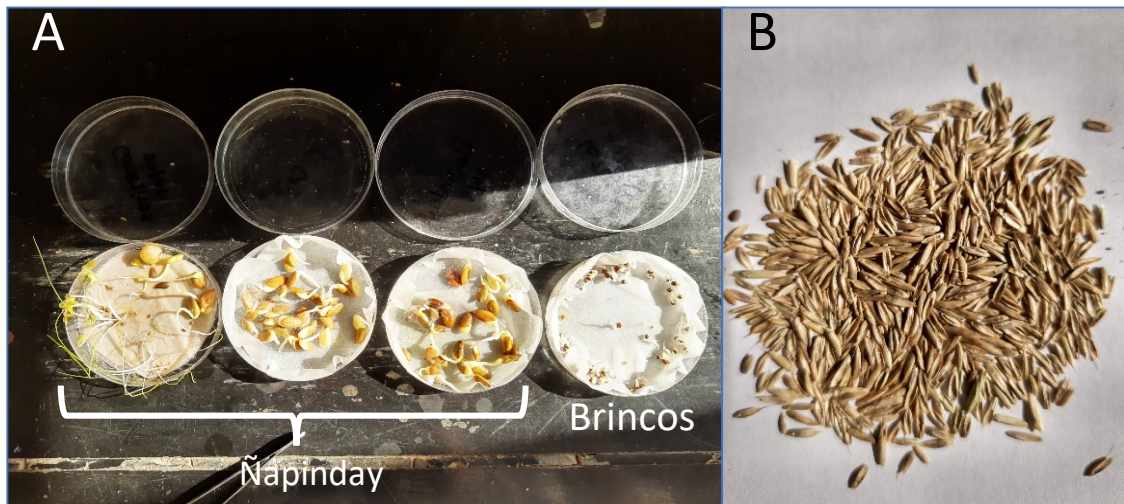


Figura 6. A: Semillas de Ñapinday (*Acacia bonariensis*) y Brincos (*Impatiens balsamina*) germinadas luego de 7 días de incubación. B: Semillas de Raigrás (*Lolium hybridum*).



Figura 7. Ensayo en macetas: día de siembra (día 1) para Ñapinday (*Acacia bonariensis*), Brincos (*Impatiens balsamina*) y Raigrás (*Lolium hybridum*).

Al cabo de una semana, se evaluó el crecimiento de la especie ornamental *Impatiens balsamina*, y en las celdas donde no hubo crecimiento se resembró (**Figura 8**).



Figura 8. Ensayo en macetas: día 7, Ñapinday (*Acacia bonariensis*), Brincos (*Impatiens balsamina*) y Raigrás (*Lolium hybridum*).

Debido a la tasa de crecimiento de la pastura, *Lolium hybridum*, a los 53 días del ensayo se realizó un corte de biomasa aérea al ras de la celda (**Figura 9**), cuyo valor se tuvo en cuenta para la determinación de la biomasa aérea total.



Figura 9. Ensayo en macetas: día N° 53, Ñapinday (*Acacia bonariensis*), Brincos (*Impatiens balsamina*) y Raigrás (*Lolium hybridum*).

Como ya se mencionó, durante los primeros 100 días, el ensayo se llevó a cabo en invernáculo a temperatura ambiente y fue regado periódicamente a 80% de capacidad de campo. Para los últimos 15 días del ensayo, las macetas fueron trasladadas al exterior (**Figura 10**). Al cabo de 115 días se finalizó el ensayo y se determinó la biomasa aérea (**Figura 11**).



Figura 10. Ensayo en macetas, día N° 100, Ñapinday (*Acacia bonariensis*), Brincos (*Impatiens balsamina*) y Raigrás (*Lolium hybridum*).



Figura 11. Final del ensayo en macetas, día N° 115, Ñapinday (*Acacia bonariensis*), Brincos (*Impatiens balsamina*) y Raigrás (*Lolium hybridum*).

Determinaciones analíticas

Determinación de pH y conductividad eléctrica (CE)

Tanto para el suelo contaminado como para los suelos enmendados, que se utilizaron para la realización del ensayo en macetas, se determinó pH y conductividad eléctrica (CE), con una relación suelo:agua de 1:5.

Ambas determinaciones se realizaron en el laboratorio de Química General e Inorgánica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Determinación del contenido de Nitrógeno

El contenido de nitrógeno fue determinado por el método de Kjeldahl modificado (IRAM/SAGyP 29572:2015), en los siguientes sustratos:

- i. SC: Suelo contaminado.
- ii. BC: Biosólido crudo.
- iii. BE: Biosólido estabilizado.

Las determinaciones fueron realizadas en el laboratorio de Benito Roggio Ambiental/TECSAN, ubicado en las instalaciones de la Universidad de Belgrano, Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Figura 12).

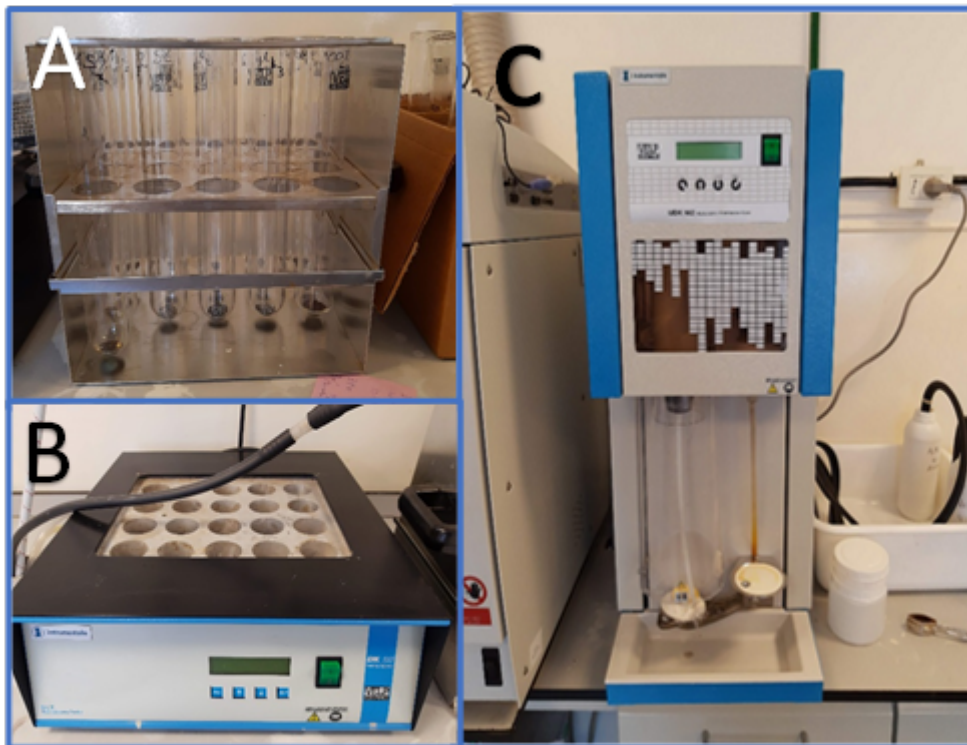
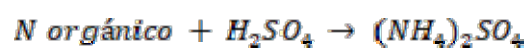


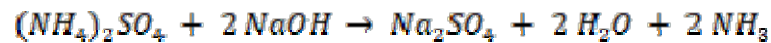
Figura 12. Equipo utilizado para la determinación del contenido de nitrógeno. A: Tubos de digestión. B: Digestor Kjeldahl - VELP Scientifica -Modelo DK 20/26. C: Automatic Distillation System - UDK 142 – VELP Scientifica.

La cuantificación se realizó mediante una titulación volumétrica con solución de ácido sulfúrico 0,01 mol/L. Las reacciones involucradas en la determinación de N fueron:

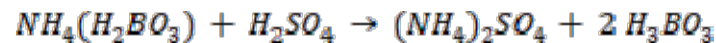
Digestión de materia orgánica



Destilación



Titulación



El contenido total de nitrógeno de la muestra se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$N = \frac{(V_m - V_b) \times c(H^+) \times 14}{m}$$

$$\%N = \frac{N}{10}$$

siendo:

%N el contenido total de nitrógeno, en %;

N el contenido total de nitrógeno, en miligramos cada gramo;

V_m el volumen de la solución de ácido sulfúrico 0,01 mol/L consumido en la valoración de la muestra de ensayo, en mililitros;

V_b el volumen de la solución de ácido sulfúrico 0,01 mol/L consumido en la valoración del blanco de reactivos, en mililitros;

c(H⁺) la concentración de protones en la solución de ácido sulfúrico, en milimoles por mililitro;

14 la masa de un milimol de nitrógeno, en miligramos por milimol;

m la masa de suelo empleada para el ensayo, en gramos.

Determinación de elementos traza

Para determinar la concentración de la fracción biodisponible de EPT se realizó una extracción con EDTA 0,05 M (De Gregori, 2003) de los siguientes sustratos:

- i. **SC**: Suelo contaminado
- ii. **BC**: Biosólido crudo
- iii. **BE**: Biosólido estabilizado
- iv. **SC - ORN**: Suelo contaminado, que albergó el ensayo con la especie ornamental (*Impatiens balsamina*)
- v. **SC - ARB**: Suelo contaminado, que albergó el ensayo con la especie arbustiva (*Acacia bonariensis*)
- vi. **SC - PAST**: Suelo contaminado, que albergó el ensayo con la especie de la pastura (*Lolium hybridum*)
- vii. **SC BC - ORN**: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido crudo, que albergó el ensayo con la especie ornamental (*Impatiens balsamina*)
- viii. **SC BC - ARB**: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido crudo, que albergó el ensayo con la especie arbustiva (*Acacia bonariensis*)
- ix. **SC BC - PAST**: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido crudo, que albergó el ensayo con la especie de la pastura (*Lolium hybridum*)
- x. **SC BE - ORN**: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido estabilizado, que albergó el ensayo con la especie ornamental (*Impatiens balsamina*)
- xi. **SC BE - ARB**: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido estabilizado, que albergó el ensayo con la especie arbustiva (*Acacia bonariensis*)
- xii. **SC BE - PAST**: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido estabilizado
- xiii. **SC Cal - ORN**: Suelo contaminado enmendado con 6% de material calcáreo (dolomita), que albergó el ensayo con la especie ornamental (*Impatiens balsamina*)
- xiv. **SC Cal - ARB**: Suelo contaminado enmendado con 6% de material calcáreo (dolomita), que albergó el ensayo con la especie arbustiva (*Acacia bonariensis*)
- xv. **SC Cal - PAST**: Suelo contaminado enmendado con 6% de material calcáreo (dolomita)

Se llevaron a cabo tres repeticiones para cada sustrato. La extracción se realizó pesando 3,0 g ($\pm 0,1$ mg) de muestra, utilizando tubos de centrifuga tipo Falcon de 50 ml para evitar pérdidas, y añadiendo 30 ml de EDTA 0,05 M. Los tubos fueron llevados a agitación de 150 rpm durante 1 hora y a temperatura ambiente (Equipo de baño termostático con agitación, ARCANO SHZ-88) (**Figura 13 A**). Al finalizar la extracción, las mezclas se centrifugaron a 2500 rpm durante 30 minutos. El sobrenadante fue filtrado utilizando papel de filtro Whatman N° 42.

Se midió la concentración de las muestras de cuatro EPT (Cobre, Cadmio, Plomo y Zinc) mediante espectroscopía de absorción atómica de llama (Equipo VARIAN AA240FS) (**Figura 13 B**). Las determinaciones fueron llevadas a cabo en la Facultad de Química e Ingeniería de la Universidad Católica Argentina (UCA), en la ciudad de Rosario, Santa fe.

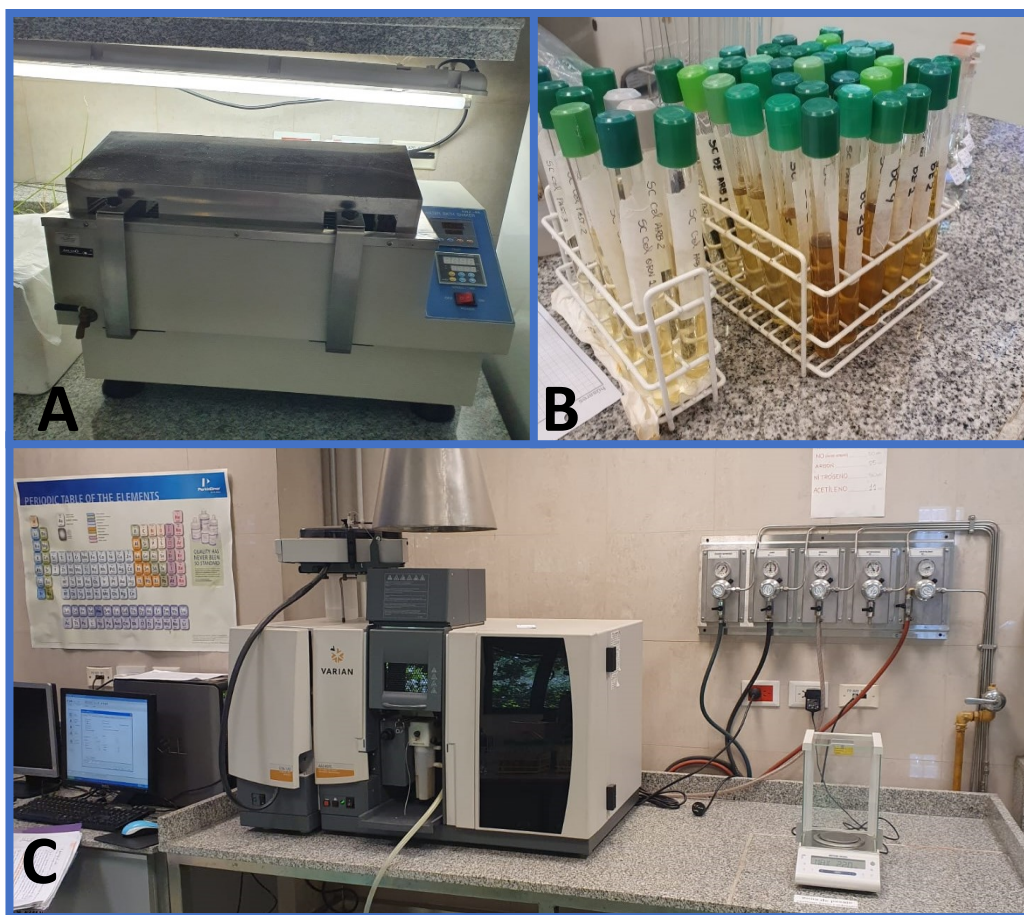


Figura 13. A: Baño termostático con agitación, ARCANO SHZ-88. B: Extracciones de las muestras analizadas. C: Equipo de espectroscopía de absorción atómica de llama (VARIAN AA240FS).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

pH y conductividad eléctrica (CE)

Los resultados de la determinación de pH y CE se presentan en la **Tabla 1**.

	pH		CE (mS/cm)	
SC	7,30 ± 0,06	A	4,2 ± 0,02	A
SC BC	7,35 ± 0,07	A	9,91 ± 0,85	B
SC BE	7,39 ± 0,08	A	6,04 ± 0,52	AB
SC Cal	7,33 ± 0,05	A	4,12 ± 0,14	A

Tabla 1. pH y conductividad eléctrica (CE) (Media ± desvío estándar) en SC: Suelo contaminado; SC BC: Suelo contaminado enmendado con 6% (P/P) de biosólido crudo; SC BE: suelo contaminado enmendado con 6% (P/P) de biosólido estabilizado y SC Cal: Suelo contaminado enmendado con 6% (P/P) de material calcáreo. Medias con una letra en común indica que no hay diferencias significativas (Tukey, $p \leq 0,05$).

No se observan diferencias significativas en los valores de pH entre los distintos tratamientos.

El agregado de dolomitas (SC Cal) no modificó significativamente la CE con respecto al suelo contaminado inicial. El agregado de biosólidos incrementó significativamente el valor de CE comparado con el suelo contaminado debido al aporte de sales por parte de la enmienda, según lo observado en trabajos anteriores (Torri y Lavado, 2002).

Contenido de Nitrógeno

Los resultados de la determinación del contenido de Nitrógeno se presentan en la **Tabla 2**.

Muestra	% Nitrógeno
SC	0,17 ± 0,028
BC	0,90 ± 0,027
BE	1,77 ± 0,008

Tabla 2. Concentración de nitrógeno (%) (Media ± DE, n=3) para SC: Suelo contaminado inicial; BC: Biosólido crudo y BE: Biosólido estabilizado.

Biomasa aérea

Al finalizar el ensayo en macetas se determinó la biomasa aérea de las especies. En la mayoría de los casos las plantas se encontraban en estado necrótico. No se puede establecer con precisión si esto fue como resultado de fitotoxicidad debida a la carga de EPT presente en los sustratos, al agotamiento de nutrientes de los suelos o a las condiciones ambientales al aire libre a las que fueron sometidos los tratamientos durante el último período del ensayo, ya que esto coincidió con los meses de noviembre/diciembre de 2019, momento en que la temperatura media máxima se registró en 29.5°C superando las medias máximas normales y no se registraron precipitaciones en dicho período en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (SMN – Observatorio Buenos Aires), aunque se puede inferir que ante esas condiciones las plantas sufrieron estrés hídrico, desencadenando la muerte prematura de las mismas.

Al encontrarse las plantas en estado necrótico, hubo pérdida de biomasa, por lo que se tomó la decisión de no utilizar esta variable para hacer inferencias respecto de los parámetros de crecimiento. De todas formas, los resultados obtenidos para la biomasa aérea se presentan a modo informativo en la **Tabla 3**.

	COM	SC	SC BC	SC BE	SC Cal
ORN	s/d	0,478 ± 0,386	0,755 ± 0,604	s/d	1,556 ± 0,280
ARB	0,186 ± 0,059	0,101 ± 0,026	1,087 ± 0,006	0,323 ± 0,495	0,447 ± 0,568
PAST	0,585 ± 0,111	0,776 ± 0,085	0,627 ± 0,142	0,244 ± 0,115	0,482 ± 0,117

Tabla 3. Peso de la biomasa aérea (g) (Media ± desviación estándar) de: ORN (*Impatiens balsamina*); ARB (*Acacia bonariensis*) y PAST (*Lolium hybridum*) en las repeticiones que sobrevivieron hasta los 115 días de iniciado el ensayo. COM: Sustrato comercial; SC: Suelo contaminado; SC BC: Suelo contaminado enmendado con 6% (P/P) de biosólido crudo; SC BE: Suelo contaminado enmendado con 6% (P/P) de biosólido estabilizado y SC Cal: Suelo contaminado enmendado con 6% (P/P) de material calcáreo (dolomita). s/d: Sin datos disponibles.

Elementos traza potencialmente tóxicos

Suelo contaminado y enmiendas

Los valores de biodisponibilidad de los cuatro elementos trazan potencialmente tóxicos analizados (Cu, Cd, Pb y Zn) en el suelo contaminado inicial, biosólido crudo y biosólido estabilizado se presentan en la **Tabla 4**.

Concentración (mg*Kg de sustrato ⁻¹)				
Muestra	Cu	Cd	Pb	Zn
SC	112,97 ± 9,78 A	<LOD*	44,12 ± 1,13 A	111,62 ± 8,20 A
BC	178,51 ± 12,79 A	<LOD*	100,26 ± 3,58 B	642,76 ± 31,55 B
BE	323,32 ± 43,56 B	<LOD*	114,68 ± 2,74 C	540,68 ± 13,29 C

* Valores por debajo del límite de detección

Tabla 4. Concentración de EPT disponibles (media ± DE n=3). Muestra SC: Suelo contaminado inicial; Muestra BC: Biosólido crudo; Muestra BE: Biosólido estabilizado. Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey, $p \leq 0,05$).

La concentración de cadmio de la fracción biodisponible se encontró por debajo del límite de detección, que en este caso fue de 0,15 mg Cd*kg⁻¹ de sustrato, para las tres muestras analizadas (SC, BC y BE).

La mayor biodisponibilidad de Cu se observó para la muestra BE, la cual difiere significativamente con las muestras SC y BC.

Para la biodisponibilidad de Pb y Zn se observaron diferencias significativas entre las tres muestras analizadas, siendo las concentraciones de las muestras para ambos EPT: SC<BC<BE.

Tratamientos

Al finalizar el ensayo en macetas, a los tratamientos utilizados en el mismo se les determinó la concentración de la fracción biodisponible los cuatro EPT (Cu, Cd, Pb y Zn). En todos los tratamientos analizados la biodisponibilidad de Cd se encontró por debajo del límite de detección. Los resultados para el Cu, Pb y Zn se presentan en la **Tabla 5** y la **Figura 14**.

	mg*Kg Sustrato ⁻¹					
	Cu		Pb		Zn	
SC - ORN	86,65 ± 3,69	c d e	50,90 ± 1,52	b	128,96 ± 2,2	c d
SC - ARB	74,98 ± 10,3	b c	55,53 ± 2,95	b	127,61 ± 6,4	b c
SC - PAST	80,60 ± 1,74	c d	48,91 ± 0,76	b	107,95 ± 0,8	a b
SC BC - ORN	88,80 ± 0,77	c d e	51,36 ± 0,69	b	177,18 ± 4,9	f
SC BC - ARB	91,58 ± 7,12	c d e	52,92 ± 2,10	b	190,6 ± 3,8	f
SC BC - PAST	90,71 ± 1,36	c d e	51,49 ± 0,57	b	178,47 ± 10	f
SC BE - ORN	97,43 ± 2,39	d e	52,57 ± 2,57	b	147,81 ± 2	d e
SC BE - ARB	96,19 ± 0,65	d e	51,68 ± 1,13	b	153,90 ± 0,6	e
SC BE - PAST	100,49 ± 4,30	e	55,01 ± 5,65	b	149,54 ± 15	e
SC Cal - ORN	56,09 ± 12,9	a	40,19 ± 3,00	a	100,19 ± 8,9	a
SC Cal - ARB	61,96 ± 6,75	a b	47,70 ± 5,69	a b	100,80 ± 6,7	a
SC Cal - PAST	58,08 ± 6,89	a b	40,23 ± 0,13	a	104,51 ± 0,9	a

Tabla 5. Biodisponibilidad de EPT en los tratamientos (media ± DE n=3). Medias con una letra en común indica que no hay diferencias significativas (Tukey, p ≤ 0,05).

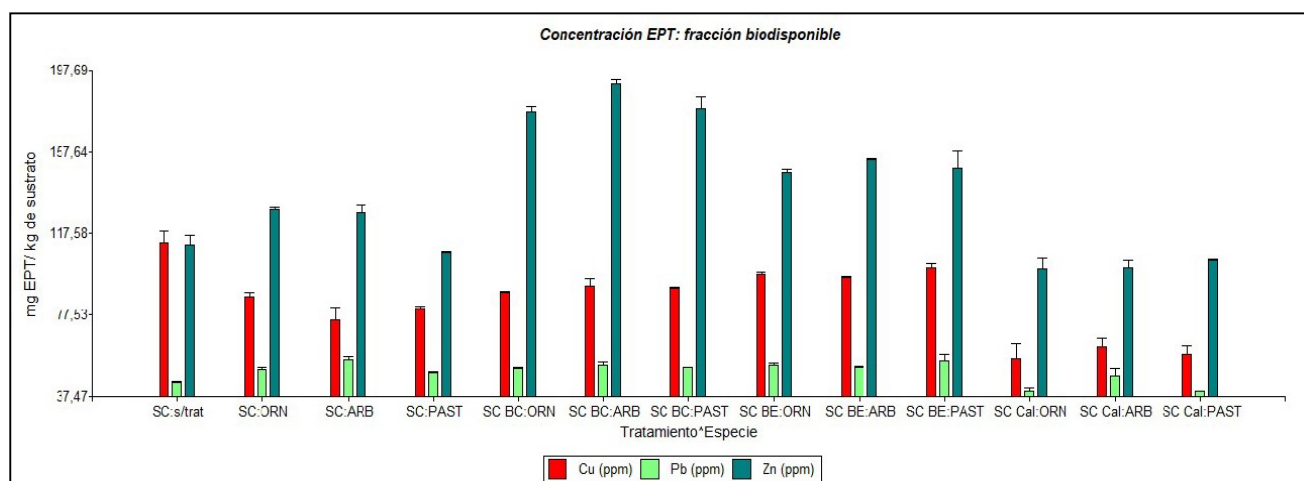


Figura 14. Concentración de EPT (Cu, Pb y Zn) (Media + Error estándar, n=3) en la fracción biodisponible de sustratos de: SC s/tratar; SC – ORN; SC – ARB; SC – PAST; SC BC - ORN; SC BC - ARB; SC BC - PAST; SC BE - ORN; SC BE - ARB; SC BE - PAST; SC Cal - ORN; SC Cal – ARB y SC Cal – PAST.

Cobre

Para la variable concentración de cobre no hubo efecto significativo de la interacción del tratamiento (SC, SC BC, SC BE y SC Cal) y la especie (ORN, ARB y PAST), es decir que el

efecto de los tratamientos no dependió de la especie ($F_{3,65} 1,25$; p -valor=0,3177). Sin embargo, hubo un efecto significativo del tratamiento ($F_{3,65} 67,99$; p -valor<0,0001).

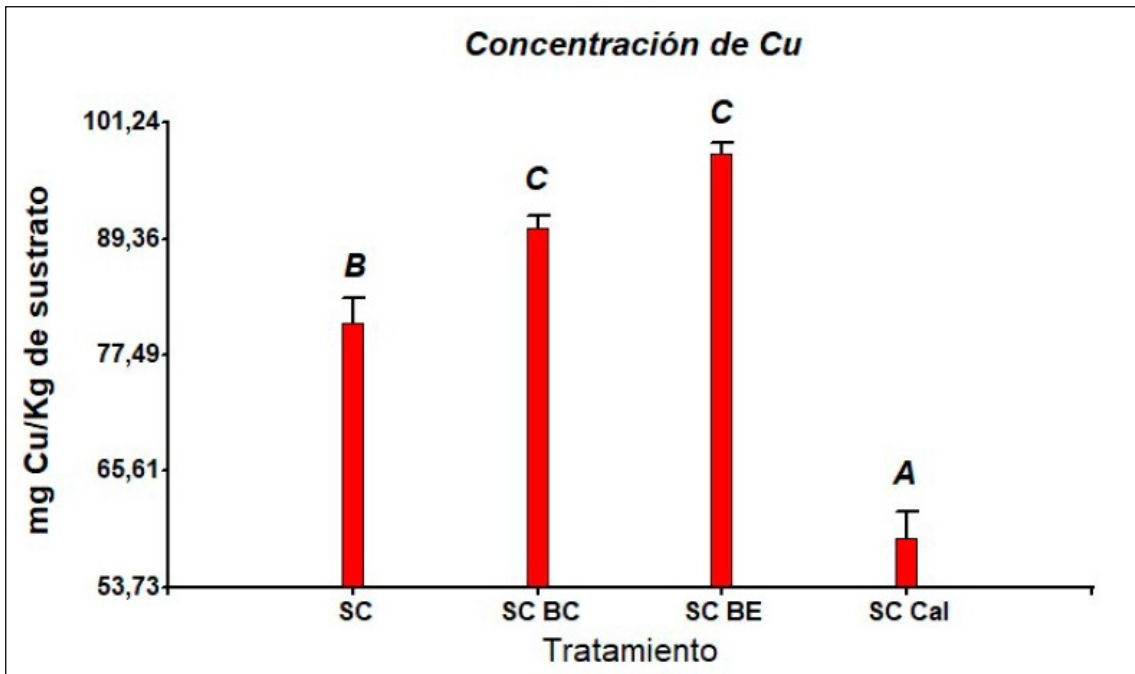


Figura 15. Concentración de cobre (Media + Error estándar) para los tratamientos: SC: Suelo contaminado; SC BC: Suelos contaminado enmendado con 6% de biosólido crudo; SC BE: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido estabilizado; SC Cal: Suelo contaminado enmendado con 6% de material calcáreo (dolomita). Letras distintas indican que existen diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $p \leq 0.05$).

Los cuatro tratamientos (SC, SC BC, SC BE y SC Cal) mostraron una reducción en la concentración de la fracción biodisponible de Cu con respecto al suelo contaminado al inicio del ensayo, independientemente de la especie utilizada.

Se observaron diferencias significativas entre los tratamientos SC, SC Cal y los tratamientos que emplearon biosólidos como enmienda, SC BC y SC BE, aunque en estos dos últimos no hubo diferencias significativas entre sí (**Figura 15**).

Al final del ensayo, el tratamiento SC mostró una reducción del 28,52% en la fracción biodisponible de Cu con respecto a la muestra de suelo contaminado inicial.

En los tratamientos SC BC y SC BE se encontró una reducción en la concentración de la fracción biodisponible de Cu del 20,01% y 13,21%, respectivamente, en comparación con la muestra de suelo contaminado, aunque en estos tratamientos la reducción es menor que la

encontrada en SC, hay que considerar que la incorporación de biosólidos aporta un carga extra de este elemento traza a la matriz estudiada.

Por último, el tratamiento en el que se encontró la mayor disminución de la concentración de la fracción biodisponible de Cu fue para SC Cal, con una reducción significativa del 48,03% con respecto al suelo contaminado inicial.

Plomo

A diferencia de lo ocurrido con el cobre, para la variable concentración de la fracción biodisponible de plomo se demostró que hubo un efecto significativo de la interacción del tratamiento (SC, SC BC, SC BE y SC Cal) y la especie (ORN, ARB y PAST), es decir que el efecto de los tratamientos dependió de la especie ($F_{3,65} 2,56$; p -valor=0,0461).

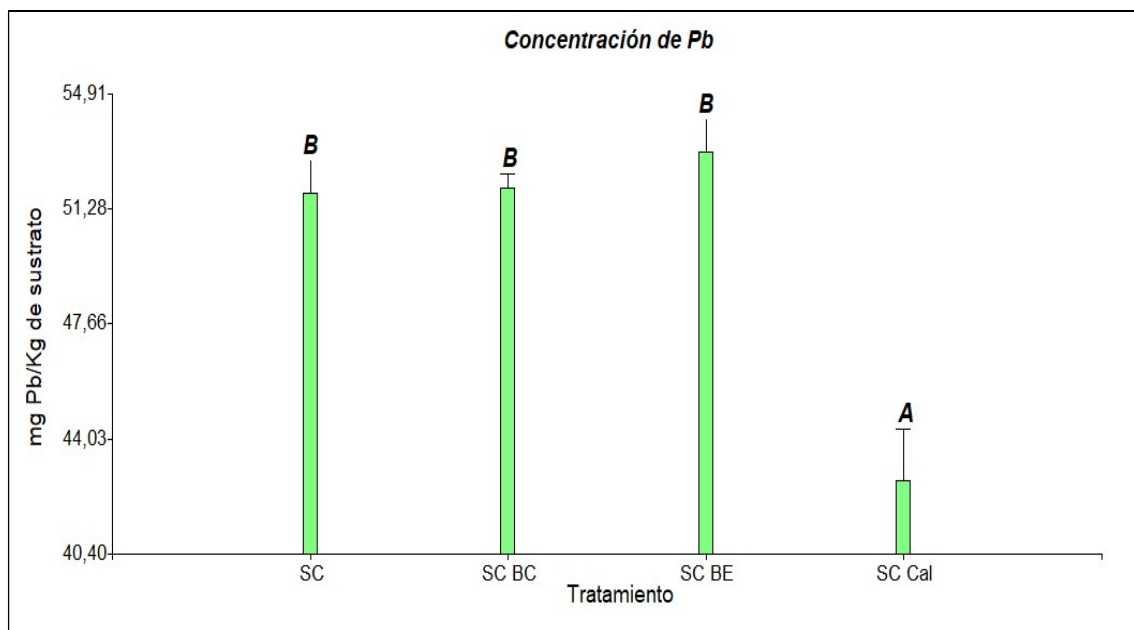


Figura 16. Concentración de plomo (Media + Error estándar) para los tratamientos: SC: Suelo contaminado; SC BC: Suelos contaminado enmendado con 6% de biosólido crudo; SC BE: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido estabilizado; SC Cal: Suelo contaminado enmendado con 6% de material calcáreo (dolomita). Letras distintas indican que existen diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $p \leq 0.05$).

Como se aprecia en la **Figura 16**, no se observaron diferencias significativas para la concentración de plomo entre los tratamientos SC, SC BC y SC BE. En estos tres tratamientos se observa que no se logró disminuir la fracción biodisponible de Pb en comparación a la muestra de suelo contaminado sin tratar, y, por el contrario, se observan incrementos sobre esta variable. Para los tratamientos que utilizan biosólidos (SC BC y SC BE) puede inferirse

que este aumento se debe a la carga de Pb que ejercen estas enmiendas sobre la matriz de suelo.

Si bien la incorporación de material calcáreo en el tratamiento SC Cal reflejó diferencias significativas con respecto a los demás tratamientos, y la concentración de Pb de la fracción biodisponible fue menor que la de la muestra de suelo contaminado sin tratar, la diferencia es pequeña, y se infiere que ésta es debida a los efecto de dilución y no al tratamiento calcáreo.

En Adriano et al. (2004), se estableció que la disminución de la biodisponibilidad del Pb por está directamente relacionada al incremento de pH causado por las enmiendas utilizadas. En lo tratamientos utilizados en la presente investigación no se observó un incremento significativo del pH. Es posible que la falta de respuesta de la variable concentración de la fracción biodisponible de Pb esté condicionada al pH de los tratamientos estudiados.

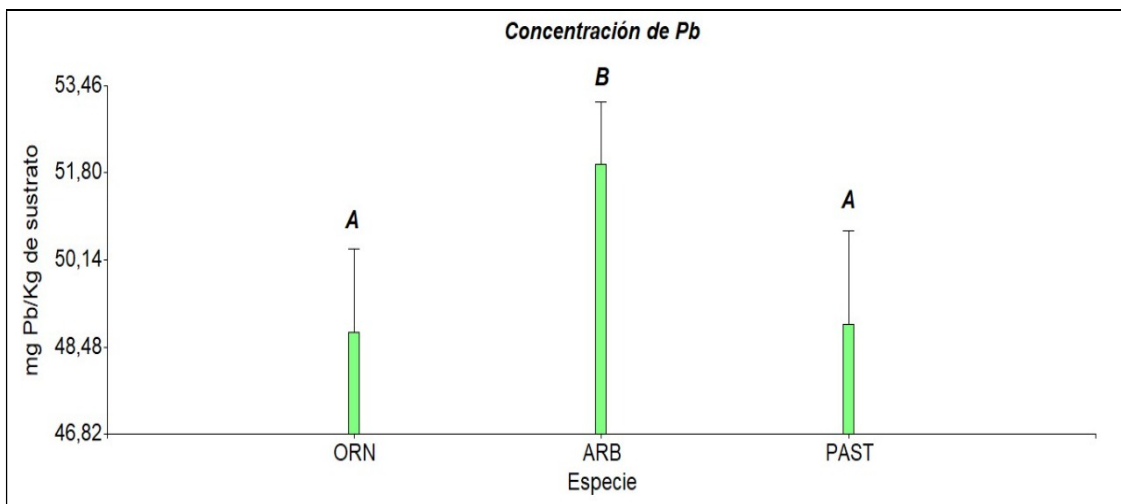


Figura 17. Concentración de plomo (Media + Error estándar) para las especies: ORN: Ornamental (*Impatiens balsamina*); ARB: Arbustiva (*Acacia bonariensis*) y PAST: Pastura (*Lolium hybridum*). Letras distintas indican que existen diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $p \leq 0.05$).

Realizando el análisis entre especies, que se aprecia en la **Figura 17**, se concluyó que en los tratamientos que utilizaron las especies ornamental (*Impatiens balsamina*) y la pastura (*Lolium hybridum*) se logró una menor concentración de fracción biodisponible de Pb en la matriz, comparado a los que utilizaron la especie arbustiva (*Acacia bonariensis*).

Zinc

Para la variable concentración de la fracción biodisponible de Zinc hubo un efecto significativo de la interacción del tratamiento (SC, SC BC, SC BE y SC Cal) y la especie (ORN, ARB y PAST), es decir que el efecto de los tratamientos dependió de la especie ($F_{3,65}$: 3,06 p-valor=0,0227).

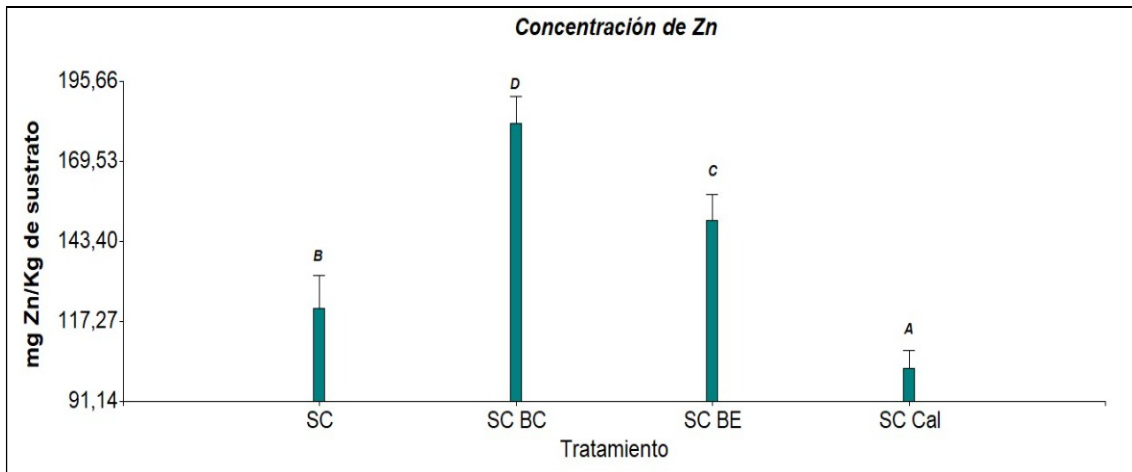


Figura 18. Concentración de zinc (Media + Error estándar) para los tratamientos: SC: Suelo contaminado; SC BC: Suelos contaminado enmendado con 6% de biosólido crudo; SC BE: Suelo contaminado enmendado con 6% de biosólido estabilizado; SC Cal: Suelo contaminado enmendado con 6% de material calcáreo (dolomita). Letras distintas indican que existen diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $p \leq 0.05$).

En la **Figura 18** se presentan los resultados de la concentración para la fracción biodisponible de Zn. Se observa que se encontraron diferencias significativas de este parámetro entre los cuatro tratamientos (SC, SC BC, SC BE y SC Cal).

La menor fracción biodisponible de Zn se presentó para el tratamiento SC Cal, reportándose una reducción del 8,77% con respecto a la muestra de suelo contaminado sin tratar. Dicho resultado permite sospechar que la reducción se debe al efecto de dilución resultante de la adición de la enmienda calcárea sobre la matriz analizada.

En los tratamientos que utilizan biosólidos se observó un incremento sobre el parámetro concentración de Zn de la fracción biodisponible de los sustratos, lo que permite inferir que la carga adicional de este analito que genera la incorporación de biosólidos es considerable.

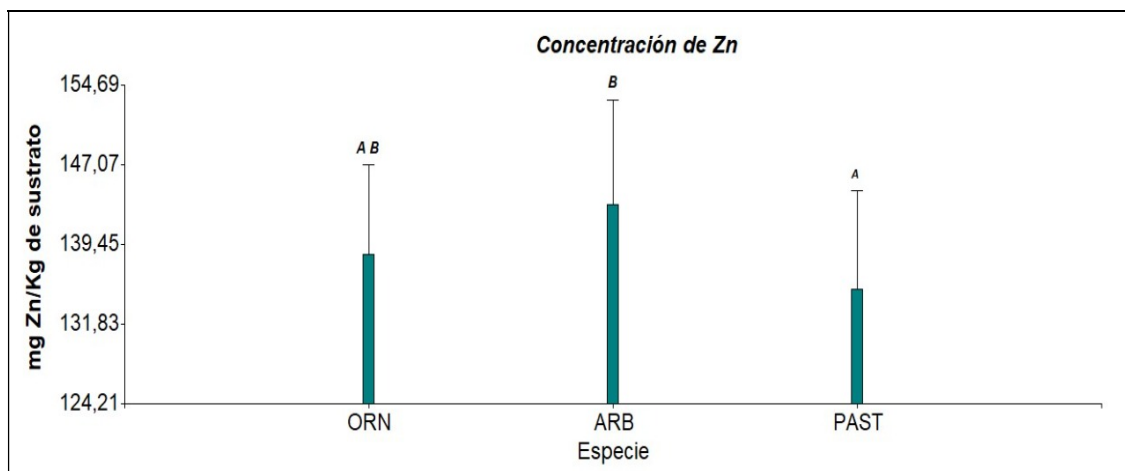


Figura 19. Concentración de zinc (Media + Error estándar) para las especies: ORN: Ornamental (*Impatiens balsamina*); ARB: Arbustiva (*Acacia bonariensis*) y PAST: Pastura (*Lolium hybridum*). Letras distintas indican que existen diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $p \leq 0.05$).

La concentración de la fracción biodisponible de Zn comparada entre especies se presenta en la **Figura 19**. Se presentan diferencias significativas entre la especie arbustiva y la pastura, en los tratamientos que utilizaron esta última se observa que la biodisponibilidad de Zn fue significativamente menor que los que utilizaron la especie arbustiva. No se aprecian diferencias significativas entre la pastura y la especie ornamental.

Consideraciones finales para los elementos traza potencialmente tóxicos

Los resultados obtenidos muestran una falta de homogeneidad de respuesta de la biodisponibilidad de los EPT ante los diferentes tratamientos y especies estudiadas.

Para el Cu se encontró reducción de la fracción biodisponible en todos los tratamientos (SC, SC BC, SC BE y SC Cal), y no se observaron diferencias significativas entre las distintas especies.

Para los tratamientos que utilizan biosólido como enmiendas (SC BC y SC BE) esto podría explicarse teniendo en cuenta que en el suelo los iones de Cu presentan una alta afinidad para formar complejos con la materia orgánica. De esta forma, es frecuente que la materia orgánica del suelo sea el factor más importante en determinar la biodisponibilidad de Cu (del Castilho *et al.*, 1993), la alta carga de materia orgánica por parte de los biosólido parece haber jugado un rol fundamental en este parámetro.

El tratamiento que incorpora dolomitas como enmienda (SC Cal) también resultó en una disminución significativa de la biodisponibilidad del Cu. Este resultado coincide con los resultados de los ensayos realizados por Ruiz Paternina *et al.* (2018), los cuales demostraron que las dolomitas son un adsorbente capaz de remover iones Cu de suelos contaminados.

En el caso del Pb y Zn los resultados demostraron ser similares. En ambos casos se observó que para la variable concentración del EPT en la fracción biodisponible hubo un efecto significativo de la interacción entre tratamiento y especies. La menor concentración biodisponible, tanto para Pb como para Zn, se encontró en los tratamientos que utilizaron las especies ornamental y la pastura (sin diferencias significativas). Sin embargo, ningún tratamiento logró disminuir significativamente la variable en estudio con respecto al suelo contaminado sin tratar.

El comportamiento similar de Pb y Zn no es de sorprender, ya que hay autores que afirman que, en suelos contaminados con Pb, éste se encuentra comúnmente asociado a Zn y Cd (). En condiciones alcalinas el Pb precipita como hidróxido, fosfato o carbonato, y también se promueve la formación de complejos orgánicos estables de Pb. La acidez creciente del suelo puede aumentar la solubilidad de Pb (Kabata-Pendias & Pendias 2001). Por su parte el Zn en los suelos se encuentra vinculado a coloides orgánicos e inorgánicos. Existen dos mecanismos de adsorción de Zn, uno en medio ácido relacionado con los sitios de intercambio catiónico, y otro, en medio alcalino asociado a la quimiosorción, influenciada por ligandos orgánicos. La biodisponibilidad de ambos EPT parece estar fuertemente relacionada al pH, variable que no se vio significativamente modificada en el ensayo en macetas para los diferentes tratamientos estudiados.

5. CONCLUSIONES GENERALES

Este trabajo tuvo como objetivo investigar simultáneamente la factibilidad de la utilización de tres enmiendas y tres especies vegetales para recuperar ambientes degradados de la rivera del Arroyo Morón, frente a la presencia de cuatro EPT.

A partir de los resultados experimentales obtenidos se concluyó que el único EPT que resultó en una disminución significativa de su biodisponibilidad frente a los tratamientos realizados en el ensayo en macetas fue el cobre. También se observó que las distintas especies vegetales utilizadas no generaron diferencias significativas en la biodisponibilidad de este EPT.

Con respecto al plomo y al zinc, no se puede concluir que las enmiendas utilizadas logren remediar los suelos contaminados con dichos EPT. Por el contrario, la adición de biosólidos, tanto crudos como estabilizados, reflejaron una mayor carga de contaminantes al suelo estudiado. Sin embargo, del análisis que resulta de evaluar a los tratamientos en función de las especies, se encontró que la especie ornamental y la pastura presentaron resultados superiores en cuanto a la disminución de su biodisponibilidad, en comparación a la especie arbustiva.

Se espera poder continuar con esta línea de investigación a futuro ya que, tomando como punto de partida las observaciones realizadas, se vislumbra que existe potencialidad de utilizar los biosólidos de la PTARs de COMACO y ciertas especies vegetales en los suelos contaminados de la ribera del arroyo Morón. Entre los parámetros que podrían mejorarse en el modelo se propone: realizar un ensayo en macetas que logre una sobrevivencia de las plantas más prolongada, la aplicación de diferentes concentraciones de enmiendas en los tratamientos, la evaluación de otros EPT que no estuvieron considerados en el presente trabajo y analizar también el rol que juega la competencia entre los iones del suelo en la biodisponibilidad de los elementos traza potencialmente tóxicos.

6. BIBLIOGRAFÍA

Acevedo, E., Mera M., Silva P. Y Rouanet J. (2005). *Informe para los criterios de calidad de suelo agrícola*. Santiago de Chile.

Adriano, D. C., Wenzel, W. W., Vangronsveld, J. & Bolan, N. S. (2004). *Role of assisted natural remediation in environmental cleanup*. *Geoderma* 122, pp. 121–142.

Albarracín Franco, S., De Viana, M. & Flores, H. (2007). *Germinación y supervivencia de dos especies vegetales en altas concentraciones de boro*. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 11, pp. 49-56.

Alkorta, I.; Hernández Allica, J.; Becerril, J. M.; Amezaga, I.; Albizu, I.; & Garbizu, C. (2004). *Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic*. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 3, pp. 71-90.

Alloway B. J. (1995). *Heavy metals in soils*. 2nd ed., Blackie Acad, London.

Alsina, G., (2008). *Diagnóstico ambiental del Partido de Morón*. Universidad Nacional de General Sarmiento.

Alvarez, M.; Rossi-Carrizo, L.; Di Giano, E.; Marcilio, S.; Romano, N.; Noya Valcarce, M.; Codone, F.; Corbetta, S.; Gimenez, L. (2018a) «VII Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC ARG, Capítulo Argentino)». De 16-19 de octubre de 2018, San Luis, Argentina «Arroyo Morón: un desafío para la comunidad de Villa Tesei y los alumnos de la carrera de Gestión ambiental UNAHUR».

Alvarez, M.; Rossi-Carrizo, L.; Di Giano, E.; Marcilio, S.; Corbetta, S.; Gimenez, L. (2018b) “1° Jornada Universitaria de exposición de Estudios e investigaciones sobre el Río Reconquista, Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional General Pacheco. 4 de diciembre de 2018 «Arroyo Morón: Un desafío para la comunidad de Villa Tesei y los alumnos de la carrera de Gestión Ambiental»”.

Barsky, A. (2012). *Buenos aires y su organización espacial. Caracterización de las situaciones ambientales asociadas a la dinámica de las cuencas hidrográficas que atraviesan un territorio metropolitano*. Agua y Territorio, Ed Ciccus-Universidad Nacional Gral. Sarmiento, Buenos Aires, Argentina, pp. 171-207.

Beddows, A.R. (1967). *Biological flora of the British Isles. Lolium perenne L.* Journal of Ecology 55, pp. 567-587.

Beesley, L.; Moreno-Jimenez, E.; Gomez-Eyles, J.L.; Harris, E.; Robinson, B.; Sizmur, T. (2011). *A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils.* Environ. Pollut. 159, pp. 3269-3282.

Bilenca, D. & Miñarro, F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil.* FVSA, Buenos Aires.

Blum, W.E.H. (2002). *The role of soils in sustaining society and the environment: realities and challenges for the 21st century. Plenary session. Keynote Lecture.* 17º World Congress on Soil Science, Bangkok, Tailandia.

Bolan N., KunhikrishnanA., ThangarajanR., KumpieneJ., ParkJ., MakinoT., Kirkham M.B., Scheckel K., (2014). *Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils - To mobilize or to immobilize?.* Journal of Hazardous Materials, 266, pp. 141-166.

Brutti, L., Beltrán, M., García de Salamone, I. (2018). *Biorremediación de los recursos naturales.* Ediciones INTA. Instituto de Suelos, Centro de Investigación de Recursos Naturales.

Bulinska-Radomska, Z. & R. Lester. (1985). *Relationships between five species of Lolium (Poaceae).* Plant Systematics and Evolution 148, pp. 169-175.

Cabrera, A & E. Zardini. (1978). *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires.* ACME. Buenos Aires. pp. 715.

Cabrera, M.; Torri, S.; y Alberti, C. (2011). *Efecto de la incorporación de biosólidos sobre la actividad microbiana de un suelo agrícola.* Congreso de ciencias Ambientales-COPIME 2011, organizado por el Consejo Profesional de Ingeniería Mecánica y Electricista (COPIME), 5-7 de octubre de 2011, Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

Cialdella, A. M. (1984). *El género Acacia (Leguminosae) en la Argentina.* Darwiniana 25, pp. 59-11.

Colombo Speroni, F.C., & De Viana, M.L. (2000). *Requerimientos de escarificación en semillas de especies autóctonas e invasoras.* Ecología Austral, 10(123), pp. 123-131.

COMACO. (2009). *Vivero de especies nativas*. Palabra cooperativa: La revista de los asociados. N° 3. pp. 17-18.

CoPAARA (Consejo Profesional Analistas Ambientales de la República Argentina) Municipio de Morón. (2011). Diagnóstico Ambiental del Arroyo Morón. Quinto Informe Parcial.

Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Brewer, E. P., Angle, J. S., & Baker, A. J. (1997). *Phytoremediation of soil metals*. Current opinion in Biotechnology, 8(3), pp. 279-284.

de Cabo, L., Arreghini, S., Fabrizio, A., Rendina, A., Bargiela, M., Vella, R., & Bonetto, C. (2000). *Impact of the Morón stream on water quality of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina)*. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie, 2(2), pp. 123-130.

de Gregori, I., Fuentes, E., Olivares, D., & Pinochet, H. (2004). *Extractable copper, arsenic and antimony by EDTA solution from agricultural Chilean soils and its transfer to alfalfa plants (Medicago sativa L.)*. Journal of environmental monitoring: JEM. 6. pp. 38-47.

del Castilho, P., Chardon, W. J. & Salomons, W. (1993). Influence of cattle-manure slurry application on the solubility of cadmium, copper and zinc in a manured acidic, loamy-sand soil. Journal of Environmental Quality, 22, pp. 689-697.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

Doty, S. L., Shang, T. Q., Wilson, A. M., Moore, A. L., Newman, L. A., Strand, S. E., & Gordon, M. P. (2003). *Metabolism of the soil and groundwater contaminants, ethylene dibromide and trichloroethylene, by the tropical leguminous tree, Leuceana leucocephala*. Water research, 37(2), pp. 441-449.

Fernández, L. (2012). *Expansión urbana y sus impactos en los servicios ecológicos en la cuenca del Río Luján*. En: Pintos, P. A., & Narodowski, P. (Eds.), La privatopía sacrílega: efectos del urbanismo privado en humedales de la cuenca baja del Río Luján Una crítica desde la geografía urbana. Buenos Aires: Imago Mundi.

Garay, A. (ed) (2007). *Lineamientos estratégicos para el área metropolitana de Buenos Aires*. Subsecretaría de urbanismo y vivienda de la provincia de Buenos Aires.

Garbisu, C., Becerril, J. M., Epelde, L., & Alkorta, L. (2007). *Bioindicadores de la calidad del suelo: herramienta metodológica para la evaluación de la eficacia de un proceso fitorremediador*. *Revista Ecosistemas*, 16(2), pp. 44-49.

Ginocchio, R., Cárcamo, V., Bustamante, E., Trangolao, E., de la Fuente, L. M., & Neaman, A. (2013). *Efficacy of fresh and air-dried biosolids as amendments for remediation of acidic and metal-polluted soils: A short-term laboratory assay*. *Journal of soil science and plant nutrition*, 13(4), pp. 855-869.

González M. S. (1994). *Geoquímica de elementos trazas en Chile*. Impacto ambiental de los metales pesados en Chile. INIA-INACAP-U. Santiago de Chile. pp.10-29.

Gomes P.C., Fontes M.P., da Silva A.G., de Mendoca E., Netto R.A. (2001). *Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils*, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65, pp. 1115-1121.

Gramlich, A., Tandy, S., et al. (2018). *Soil Cadmium Uptake by Cocoa in Honduras.*, *Science of The Total Environment*, 612, pp. 370–378. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.145>

Grey-Wilson, C. (1980). *Impatiens of Africa: morfología, polinización y polinizadores, ecología, fitogeografía, hibridación, claves y un tratamiento sistemático de todas las especies africanas: con una nota sobre recolección y cultivo*. Taylor and Francis Group, Londres.

Guinet, P., & Vassal, J. (1978). *Hypotheses on the differentiation of the major groups in the genus Acacia (Leguminosae)*. *Kew Bull.* pp. 509-527.

Hamid, Y., Tang, L. et al. (2018). *Comparative Efficacy of Organic and Inorganic Amendments for Cadmium and Lead Immobilization in Contaminated Soil under Rice-wheat Cropping System*, *Chemosphere*, 214, pp. 259-268. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.113>

Harvey, P., Campanela, B., Castro, P., Harms, H., Lichtfouse, E., Schäffner, A., Smrcek, S., & Werck, D. (2002). *Phytoremediation of polyaromatic hydrocarbons, anilines and phenols*. *Environmental Science and Pollution Research*. 9(1), pp. 29-47.

Helmisaari, H. S., Salemaa, M., Derome, J., Kiikkilä, O., Uhlig, C., & Nieminen, T. M. (2007). *Remediation of Heavy Metal–Contaminated Forest Soil Using Recycled Organic Matter and Native Woody Plants*. *Journal of environmental quality*, 36(4), pp. 1145-1153.

Hettiarachchi, G. M. & Pierzynski, G. M. (2002). In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide: Influence of plant growth. *Journal of Environmental Quality*, 13, pp. 67-70.

IRAM-SAGyP 29572:2015. (2015). Calidad ambiental. Calidad del suelo. Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado.

Janssen R. P. T., Peijnenburg W. J. G. M., & Posthuma L. (1997). *Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils: I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics*. *Environ Toxicol Chem* 16(12), pp. 2470-2478.

Jhon, D. & Leventhal, J. (1995). *Bioavailability of metals*. Du Bray (Ed). Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models. Denver, Colorado. U.S. Department of Interior. U.S. Geological Survey (USGS).

Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (2001) *Trace elements in soils and plants*, 3rd ed., CRC Press, Boca Raton, FL.

Kabata-Pendias, A. & Sadurski, W. (2004). *Trace elements and compounds in soil*. Merian E., Anke M., Ihnat, M., Stoepppler M (eds). *Elements and their compounds in the environment*, Wiley-VCH, Weinheim, 2nd ed., pp. 79–99.

Kikkilä, O. (2002). *Remediation through mulching with organic matter of soil polluted by a copper-nickel smelter*. Ph.D Thesis, University of Helsinki, Helsinki.

Kuczynski, D. (2007). *Contribución al conocimiento del arroyo Morón (Argentina): aspectos físicos y químicos*. *Revista en Ciencias Empresariales y Ambientales*, 4, pp. 209-227.

Lal, R. (1997). *Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment*. *Soil and Tillage Research* 43, pp. 81-107.

Lepp, N.W., & Dickinson, N.M. (1998). *Biological interactions: The role of woody plants in phytoremediation*. In: *Vangronsveld, J., Cunningham, S.D. (Eds.), Metal Contaminated Soils: In situ Inactivation and Phytoremediation*. Springer, Berlin, pp. 67–73.

Liu, N., Jiang, Z., et al. (2019). *Mitigation of Rice Cadmium (Cd) Accumulation by Joint Application of Organic Amendments and Selenium (Se) in High-Cd-Contaminated Soils*. *Chemosphere*, pp. 241.

Naidu R., Bolan N.S., Kookana R.S., Tiller K.G., (1994). *Ionic-strength and pH effects on sorption of cadmium and the surface charge of soils*. European Journal of Soil Science, 45, pp. 419-429.

Nriagu, J. O. & Pacyna, J.M. (1988). *Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals*. Nature 333, pp. 14–139.

O'Driscoll, M. (2008). *Dolomite, More Than Crushed Stone*. México: Limusa.

Pacheco Rudz, E. O., Kucher, H., Torri, S. I., Bertini, L. M. (2020). *Biodisponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos cercanos al margen del arroyo Morón, provincia de Buenos Aires*. Revista del Museo de La Plata. Vol. 5, número 2.

Pandya, D., Mankad, A. & Pandya, H. (2021). *Mitigation of heavy metals from the soil through in-vitro and in-vivo produced plants of Impatiens balsamina*. International journal of researches in biosciences, agriculture and technology. Issue (IX), Vol. II, pp. 226-235.

Polok, K. (2007). *Molecular evolution of the genus Lolium L. Olsztyn*. Studio Poligrafii Komputerowej. pp. 318.

Pulford, I.D. & Dickinson, N. (2005). *Phytoremediation Technologies Using Trees*.

Rate, A., Lee, K., & French, P. (2004). *Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoil decreases trace element uptake by plants*. Bioresource technology, 91, pp. 223–231.

Ratto, S., Marceca, E., Moscatelli, G., Abbruzese, D., Bardi, H., Bossi, M., Bres, P., Cordón, G., Di Nano, M. P., Murruni, L., Potarsky, K. & Williams, F. (2004). *Evaluación de la contaminación orgánica e inorgánica en un suelo aluvial de la costa del Riachuelo, Buenos Aires, Argentina*. Ecología austral, 14(2), 179-190.

Rico-Arce, M. D. L. (2007). *American species of Acacia*. Royal Botanical Gardens, Kew. pp. 207.

Robinson, B.H.; BañueloS, G.; Conesa, H.M.; Evangelou, M.W.H.; Schulin, R. (2009). *The phytomanagement of trace elements in soil*. Cr. Rev. Plant Sci. 28, pp. 240-266.

Ross, J. H. (1981). *An analysis of the African Acacia species: their distribution, possible origins and relationships*. *Bothalia* 13, pp. 389-413. URL <https://doi.org/10.4102/abc.v13i3/4.1326>

Ruiz Paternina, E. B., Piol, M. N., Saralegui, A. B., Caracciolo, N., & Boeykens, S. P. (2018). *Remoción de iones metálicos de mezclas binarias usando dolomita*. ESTEC Conference Proceedings 6th Engineering, Science and Technology Conference (2017) Vol. 2018.

Santibáñez, C.; Verdugo, C.; Ginocchio, R. (2008). *Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: Implications for metal uptake and productivity of Lolium perenne*. *Science of The Total Environment* 395, pp. 1-10.

Sarwar, N., Saifullah, S.S., et al. (2010). *Role of Mineral Nutrition in Minimizing Cadmium Accumulation by Plants*. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 90, pp. 925-937. URL: <https://doi.org/10.1002/jsfa.3916>

Scherr, S.J. (1999). *Soil Degradation. A Threat to Developing-Country Food Security by 2020? International Food Policy Research Institute. 2020 Vision. Food, Agriculture, and the Environment*. Discussion Paper 27, pp. 63.

Seigler D. S., & Ebinger J. E. (2006). *Mimosaceae Vachellia aroma*. *Phytologia* 87, pp. 143.

Servicio Meteorológico Nacional, Observatorio Buenos Aires. URL: <https://www.estadisticaciudad.gob.ar/eyc/?p=64793>

Shaheen S.M., Rinklebe J., Selim M.H., (2015). *Impact of various amendments on immobilization and phytoavailability of nickel and zinc in contaminated floodplain soil*. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 12, pp. 2765-2776.

Shen, B., Wang, X., et al. (2019). *The Optimum pH and Eh for Simultaneously Minimizing Bioavailable Cadmium and Arsenic Contents in Soils under the Organic Fertilizer Application*. *Science of The Total Environment* pp. 711. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135229>

Sillanpää, M. & Jansson, H. (1992). *Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries*. *FAO Soils Bull* 65, Rome.

Spiegel H. (2002). *Trace element accumulation in selected bioindicators exposed to emissions along the industrial facilities of Danube Lowland*. Turk Journal Chemistry. 26, pp. 815-823.

Strycharz, S., & Newman, L. (2009). *Use of native plants for remediation of trichloroethylene: I. Deciduous trees*. International Journal of Phytoremediation, 11(2), pp. 150-170.

Sun, Y.; Sun, G.; Xu, Y.; Liu, W.; Liang, X.; Wang, L. (2016). *Evaluation of the effectiveness of sepiolite, bentonite, and phosphate amendments on the stabilization remediation of cadmium-contaminated soils*. Journal of Environmental Management. 166, pp. 204-210.

Susarla, S., Medina, V. F., & McCutcheon, S. C. (2002). *Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination*. Ecological Engineering, 18(5), pp. 647-658.

Torri, S. I. & Alberti, C. (2012). *Characterization of organic compounds from biosolids of Buenos Aires City*. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 12(1), pp. 143-152.

Torri, S. I. (2001). *Distribución y biodisponibilidad de Cd, Cu, Pb y Zn en un Hapludol típico, Natracuol típico y Argiudol típico fertilizados con biosólidos y biosólidos más cenizas*. Tesis de Magister Scientiae en Ciencias del Suelo, Escuela para Graduados, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

Torri, S. I., & Lavado, R. (2002). *Distribución y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos representativos de la provincia de buenos aires enmendados con biosólidos*. Ciencia del suelo, 20(2), pp. 98.

Torri, S. I., & Lavado, R. (2008a). *Dynamics of Cd, Cu and Pb added to soil through different kinds of sewage sludge*. Waste Management, Amsterdam, The Netherlands, 28, pp. 821-832.

Torri, S. I., & Lavado, R. (2008b). *Zn distribution in soils amended with different kinds of sewage sludge*. Journal of Environmental Management 88, pp. 1571-1579.

Torri, S. I., Urricariet, A.S., Lavado, R. (2015). *Micronutrientes. En: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. García F y Echeverría H. Ediciones INTA, Balcarce, pp. 978-987; 8, pp. 521- 565; pp. 357-377. pp. 908.

Torri, S.I., Zubillaga, M., Cusato, M. (2009). *Potential of Discaria Americana for metal immobilization on soils amended with biosolid and ash-spiked biosolids*. Int. J. Phytoremediat. 11(2), pp. 187-199. DOI: 10.1080/15226510802378475

Vázquez M. y A. Pagani. (2015). *Calcio y Magnesio del suelo. En: Manejo de fertilización y enmiendas. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. Ed. Echeverría H., García F. INTA, Cap. 1, pp. 317-356; pp. 904.

Vrînceanu, N. O., Motelică, D. M., Calciu, I., Tănase, V., Preda, M., Plopeanu, G., & Ivana, I. (2017). *Influence Of Bentonite, Dolomite, Natural Zeolite And Manure On Heavy Metal Immobilization In A Contaminated Soil*. AgroLife Scientific Journal.

Wang, X. (2005). *Resource potential analysis of ornamentals applied in contaminated soil remediation*. A dissertation in Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing.

Yang, Y., Chen, J., et al. (2017). *Can Liming reduce Cadmium (Cd) Accumulation in Rice (Oryza sativa) in Slightly Acidic Soils? A Contradictory Dynamic Equilibrium between Cd Uptake Capacity of Roots and Cd Immobilization in Soils*, Chemosphere, 193, 547-556. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.061>