





Factores que condicionan la empleabilidad de las plantas en fitorremediación Factors that condition plants employability in phytoremediation

V. Guzmán-Castro ^a, R. Razo-Zárate ^{b,*}, G. M. Vázquez-Cuevas ^a, M. Hernández-Juárez ^a

^a Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42184, Pachuca, Hidalgo, México.

^b Área Académica de Ciencias Agrícolas y Forestales, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 43600, Tulancingo, Hidalgo, México.

Resumen

La contaminación ocasionada por las actividades humanas representa un problema para la homeostasis ambiental. Por esta razón la necesidad de aplicar tecnologías que permitan solucionar esta problemática se ha convertido en una prioridad. En este sentido la fitorremediación se presenta como una opción viable para llevar a cabo la estabilización y extracción de uno de los contaminantes más persistentes en el suelo; los metales pesados. Así lo dejan de manifiesto varias investigaciones que han demostrado el potencial de algunas especies de plantas para tratar este tipo de contaminantes. Las especies a utilizar en fitorremediación deben contar con la capacidad de tolerar altas concentraciones de elementos como el As, Cd, Cr, Co, Mn, Ni, Pb, Se, Ta y Zn, esto al emplear eficientemente estrategias basadas en la exclusión o la acumulación. Aunque la tolerancia a estos últimos es fundamental, varios autores han señalado que existe la necesidad de utilizar especies con la capacidad de resistir los factores abióticos de los sitios a tratar, tales como un alto contenido de sales, temperaturas extremas y una baja disponibilidad de agua. Esto es importante puesto que los factores antes mencionados condicionan el crecimiento y desarrollo de las plantas al limitar la cantidad de nutrientes que son absorbidos por las raíces, inhibir la actividad fotosintética u ocasionar marchitez por deshidratación, situaciones que, dificultan la continuidad y el éxito de los procesos de fitorremediación.

Palabras Clave: Remediación del suelo, metales pesados, plasticidad ecológica, estrés abiótico.

Abstract

Heavy metal accumulation in soil represents a problem for environmental homeostasis. For this reason, the need to apply technology that can solve this problem has become a priority. In this sense phytoremediation is introduced as a viable option to stabilize or extract one of the most persistent contaminants in soil; heavy metals. This is made clear by many investigations which has been demonstrated the potential of several plant species to treat this type of contaminants. Species to be used in phytoremediation must have the ability to tolerate high concentrations of elements such As, Cd, Cr, Co, Mn, Ni, Pb, Se, Ta and Zn, this by efficiently employing strategies based on the exclusion or accumulation. Although heavy metal tolerance is essential, several authors have pointed out that there is a need to use species with capacity to resistant abiotic factors of the sites to be treated, as high salt content, extreme temperatures and low water availability. This is important because the aforementioned factors can condition plant growth and development, since they can limit the amount of nutrients absorbed by roots, inhibit photosynthetic activity or cause wilting due to dehydration, situations that hinder the continuity and success of phytoremediation.

Keywords: Soil remediation, heavy metals, ecological plasticity, abiotic stress

1. Introducción

La emisión y descarga de sustancias tóxicas a consecuencia de las actividades de origen antrópico ha ocasionado que, al día de hoy, no exista esfera ambiental que

no haya sido afectada por la presencia de contaminantes (Vargas, 2005; Ali et al., 2019;). Los problemas que la contaminación causa en el suelo, agua, aire y en los organismos, son complejos y sus efectos son estudiados por un gran número de científicos con la finalidad de controlar y

*Autor para la correspondencia: ramon_razo@uaeh.edu.mx

Correo electrónico: gu215310@uaeh.edu.mx (Víctor Guzmán-Castro), ramon_razo@uaeh.edu.mx (Ramón Razo-Zárate), gabriela_vazquez@uaeh.edu.mx (Gabriela Marisol Vázquez-Cuevas), martin_hernandez@uaeh.edu.mx (Martín Hernández-Juárez)

prevenir daños a la homeostasis ambiental (Kampa & Castanas, 2008; Briffa et al., 2020).

Dentro de la gran variedad de contaminantes que son liberados al ambiente, los metales pesados representan uno de los grupos más estudiados, debido a que poseen características físicas y químicas que los vuelven muy persistentes en el ambiente (Ali et al., 2019). En las últimas décadas se ha señalado que esta persistencia se acentúa especialmente en el suelo, lo que a largo plazo ocasiona la acumulación y concentración de estos elementos en los tejidos de los organismos. Esto representa la puerta de entrada de los contaminantes a las cadenas tróficas en un proceso que se conoce como biomagnificación (Lupino et al., 2005; Puga et al., 2006; Covarrubias & Cabriales, 2017).

El término metal pesado hace referencia a un grupo de elementos químicos que tienen una densidad de entre 4 y 5 g cm⁻³. Sin embargo, a raíz de su estudio en las ciencias ambientales, el término también se emplea para designar a aquellos elementos que tienen cualidades tóxicas sobre los seres vivos, tal es el caso del plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg) o el arsénico (As) (Karn et al., 2013, Covarrubias & Cabriales, 2017).

Los metales pesados se encuentran en el ambiente de forma natural, al ser componentes básicos de los minerales que constituyen al material parental del suelo. De forma similar el agua superficial y subterránea presenta metales disueltos como resultado de su interacción con la litosfera, la capa de roca superficial del planeta. También se pueden encontrar metales pesados en el aire por la emisión de gases y cenizas en las erupciones volcánicas. Sin embargo, el rápido crecimiento industrial experimentado en las últimas décadas ha ocasionado un aumento en la cantidad de sitios que de manera no natural presentan altas concentraciones de estos metales, especialmente en el suelo (Zwolak et al., 2019).

Dada la importancia del suelo en el desarrollo de los ciclos biogeoquímicos o como la base de la producción alimentaria, muchos investigadores se han dado a la tarea de desarrollar tecnologías que permitan llevar a cabo la descontaminación de este recurso natural, estas son las tecnologías de remediación.

Algunas de ellas se encuentran basadas en la adición de agentes químicos al suelo, otras se aprovechan de las propiedades físicas de los contaminantes para movilizarlos hacia puntos específicos y posteriormente realizar su extracción, mientras que otras directamente remueven el suelo contaminado para confinarlo en sitios donde su contenido de metales no represente un riesgo para el ambiente y la salud humana (Sun et al., 2001; Wang et al., 2015; Rocha de Moraes et al., 2018; Ifon et al., 2019).

Una alternativa interesante para el tratamiento de suelo contaminado con metales pesados es la fitorremediación. Esta tecnología consiste en el uso de plantas para limitar los efectos de los contaminantes mediante la acción filtradora y estabilizadora de las raíces o por la absorción y acumulación de estos elementos en los tejidos aéreos de la propia planta; hojas y brotes (Salt et al., 1995; Dahmani et al., 2000; Núñez et al., 2004; Delgadillo et al., 2011).

En varias partes del mundo especies como *Robinia pseudoacacia* (falsa acacia), *Atriplex canescens* (chamiza), *Bouteloua gracilis* (navajita azul), *Ephedra major* (canutillo), *Phragmites australis* (carrizo), *Prosopis laevigata* (mezquite) o *Cnidioscolus multilobus* (mala mujer), han demostrado una

gran capacidad para crecer, desarrollarse y ayudar en la descontaminación de suelo, ya que poseen varias características fisiológicas que las hacen sobresalientes en los procesos de fitorremediación (Juárez et al., 2010; Sharifi et al., 2012; Luévano et al., 2017; Srodek & Rahmanov, 2022; Ma et al., 2022). De cualquier forma, el proceso de selección de las plantas que se pretenden utilizar en fitorremediación inicia con la búsqueda de especies que posean la capacidad de tolerar la presencia de los contaminantes en cuestión. Además, diversos autores consideran necesario tener en cuenta la capacidad de resistencia de las plantas a los factores ambientales que limitan su crecimiento y desarrollo, es decir, su plasticidad ecológica.

Por lo anteriormente expuesto el objetivo de este artículo de revisión es el análisis de las características de tolerancia y resistencia de las plantas a los factores abióticos del medio que pueden condicionar el éxito del proceso de remediación de suelos contaminados por metales pesados.

2. Tolerancia de las plantas a los metales pesados

La tolerancia de las plantas a los metales pesados ha sido reportada desde hace al menos medio siglo. Prat & Komarek (1934) encontraron que la especie *Silene dioica* (Campion rojo), Figura 1, era capaz de tolerar elevadas cantidades de cobre en el suelo. De forma similar, Bradshaw et al., (1952) demostró de forma experimental como la especie *Agrostis tenuis* (heno), no presentaba daños visibles aun cuando crecía en sustratos con altos niveles de plomo y zinc, al igual que Wilkins (1960) para la especie *Festuca ovina* (festuca).



Figura 1. Un ejemplar de *Silene dioica*. Una de las primeras especies de plantas reportadas con la capacidad de tolerar altas concentraciones de metales pesados en el suelo.

A estos trabajos pioneros se les han sumado una gran cantidad de investigaciones que describen la capacidad de ciertas especies de tolerar la presencia de varios contaminantes. Sin embargo, no fue hasta finales del siglo XX cuando aparecieron las primeras investigaciones que buscaban explicar los mecanismos fisiológicos que evitan que las plantas sean dañadas por la presencia de metales pesados en el suelo.

En las plantas la absorción de metales pesados se lleva a cabo por acción de las proteínas de la membrana celular. Este transporte ocurre de manera natural porque algunas de estas sustancias inorgánicas también son micronutrientes: cobre

(Cu), magnesio (Mg), Zinc (Zn), o porque algunas de ellas presentan características químicas muy similares a otros compuestos esenciales para el crecimiento y desarrollo como los fosfatos (Pilon-Smits, 2005). En plantas no tolerantes, la absorción de metales pesados tiene efectos tóxicos a consecuencia de un proceso conocido como estrés oxidativo, así como por el reemplazo de nutrientes esenciales como el fósforo (P) por arsénico (As) en las moléculas que intervienen en el metabolismo celular (Peralta & Volke, 2012).

La fitorremediación está basada en el uso de plantas que son tolerantes a estos ambientes y se ha aplicado con éxito en varias partes del mundo gracias al trabajo colaborativo de muchos grupos de investigación que se han encargado de tareas tan complejas como la identificación y descripción de los procesos fisiológicos que intervienen en los mecanismos de tolerancia. Así por ejemplo autores como Brooks, (1998), Sanità & Gabbrielli, (1999), Rauser, (1999) y Cobbet, (2000), por mencionar algunos, describieron de manera exhaustiva las respuestas que se desencadenan en las plantas cuando estas son expuestas a contaminantes inorgánicos, como es el caso de los metales pesados

Pilon-Smits, (2005) menciona que las raíces de las plantas pueden liberar varias sustancias que afectan la solubilidad de los metales del suelo, principalmente algunos ácidos orgánicos como el citrato, malato e histidina. Estas sustancias conocidas como agentes quelantes desempeñan varias funciones implicadas en la absorción de nutrientes esenciales como el fósforo, sin embargo, también están relacionadas con la tolerancia, secuestro y transporte de los metales hacia las hojas y los brotes donde pueden acumularse sin generar efectos tóxicos (Šutković et al., 2020; Martínez & Calderón, 2005).

Los quelantes y los ácidos orgánicos liberados por las plantas afectan positivamente la eficiencia del proceso de remediación, porque como se mencionó con anterioridad, no solo permiten la tolerancia a los metales pesados, sino que también facilitan el proceso de secuestro y translocación de estos contaminantes inorgánicos. Es por este motivo que, en el proceso de fitorremediación se prefiere emplear especies que poseen niveles elevados de estas sustancias en lugar de otras que las poseen en menores cantidades.

2.1. Plantas exclusoras y acumuladoras de metales

Hay diversas formas en las que las plantas pueden ser empleadas en los procesos de remediación del suelo, las más importantes relacionadas con la contaminación por metales pesados son la fitoestabilización y la fitoextracción. La primera consiste en el uso de plantas para inmovilizar los contaminantes del suelo por retención en la rizosfera, la zona conformada por las raíces y el suelo. Además, también se aprovecha el efecto de las raíces para aumentar el grado de cohesión de las partículas del suelo y evitar la erosión y transporte de los contaminantes. En este caso generalmente se utilizan plantas que evitan la acumulación de metales en sus hojas y en el tallo, estas son las exclusoras (Mackova et al., 2006; Gonzáles et al., 2020; Ma et al., 2022). Por otro lado, la fitoextracción consiste en la extracción de los contaminantes del suelo mediante su absorción y posterior acumulación en los tejidos aéreos de plantas conocidas como acumuladoras (Zwolak et al., 2019). Esta última estrategia es particularmente útil en los procesos que buscan expresamente la disminución en la concentración de los contaminantes en el suelo, pero existen ciertos riesgos asociados a su uso, especialmente los

que están relacionados con la bioacumulación y biomagnificación (Covarrubias & Cabriales, 2017).

2.2. Plantas hiperacumuladoras de metales

De acuerdo con Baker & Brooks (1989), el término “hiperacumulación de metales” surgió a partir del descubrimiento de Roger D. Reeves en 1976, de que la especie *Sebertia acuminata* (savia azul) era capaz de acumular grandes cantidades de níquel (Ni). Más tarde, en 1978, el mismo Brooks empleó el término para describir a las plantas que contenían más de 1000 $\mu\text{g g}^{-1}$ (0.1%) de níquel en la materia seca de sus hojas. (Baker & Brooks, 1989). De acuerdo con Brooks, las plantas no acumuladoras concentran níquel en niveles bajos, hasta diez veces menos que *S. acuminata*, aun cuando muchas de ellas crecen en sustratos derivados de rocas con altos contenidos de elementos metálicos a base de hierro (Fe), magnesio (Mg) y níquel (Ni). En un artículo posterior, el autor señala que el criterio de concentración de 1000 $\mu\text{g g}^{-1}$ utilizado para definir a las hiperacumuladoras de níquel no aplica para otros elementos, ya que en su trabajo original este valor correspondía al límite que separaba una curva de frecuencias bimodal donde se registraba la concentración de este elemento en una población conformada por diferentes especies de plantas (van der Ent et al., 2013). A partir de la identificación de varias especies que acumulaban otros elementos además del níquel, el término hiperacumulación fue ampliado para designar de manera generalizada a aquellas especies que concentraban arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), cobalto (Co), manganeso (Mn), níquel (Ni), plomo (Pb), selenio (Se), talio (Tl), zinc (Zn) y tierras raras: lantano (La) y cerio (Ce), en cantidades mayores a 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Reeves et al., 2018), como se observa en la Tabla 1.

Tabla 1. Criterio de concentración para la clasificación de plantas hiperacumuladoras de metales. Modificado de Reeves et al., (2018).

Elemento	Límite inferior ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Especies	Nombre común
Arsénico (As)	1,000	<i>Pteris vittata</i>	Helecho chino
Cadmio (Cd)	100	<i>Arabidopsis halleri</i>	Oruga
Cobre (Cu)	300	<i>Aeollanthus biformolius</i>	Lamia
Cobalto (Co)	300	<i>Haumaniastrum roberti</i>	Flor de cobre
Manganeso (Mn)	10,000	<i>Virotia neurophylla</i>	Macadamia
Níquel (Ni)	1,000	<i>Berkheya coddii</i>	Berkheya
Plomo (Pb)	1,000	<i>Noccaea rotundifolia</i>	Berro gamuza
Selenio (Se)	100	<i>Astragalus bisulcatus</i>	Hoja plateada
Talio (Tl)	100	<i>Biscutella laevigata</i>	Escudo
Zinc (Zn)	3,000	<i>Noccaea caerulea</i>	Berro alpino
Lantano (La) y cerio (Ce)	1,000	<i>Dicranopteris linearis</i>	Helecho bifurcado

2.2.1. Hiperacumulación, una cuestión de especialización

La mayoría de las plantas acumuladoras que se conocen fueron descubiertas en suelo que tenían altas concentraciones de metales y, de hecho, casi todas las especies hiperacumuladoras descritas a la fecha son nativas de dichos sitios. Lo anterior sugiere que la hiperacumulación es una importante adaptación fisiológica generada por el estrés que implica la presencia de sustancias tóxicas en el suelo y, aunque los mecanismos de tolerancia a los metales pesados se han estudiado en mayor o menor medida, las causas que dieron origen a estas adaptaciones siguen siendo objeto de discusión. Algunas de las hipótesis más aceptadas señalan que la

tolerancia y acumulación de metales son mecanismos de defensa de las plantas contra herbívoros y organismos patógenos (Raskin et al., 1994; Cappa & Pilon-Smits, 2014).

2.2.2. *El factor de bioconcentración y translocación en las plantas acumuladoras*

En las plantas acumuladoras el valor de concentración de los metales en los tejidos aéreos supera al valor de concentración del metal en el suelo (Juárez et al., 2010). Como se mencionó con anterioridad la acumulación depende de la liberación de varias sustancias en las raíces de la planta que afectan la solubilidad de los metales. La eficiencia de este proceso puede ser calculada mediante la siguiente expresión:

$$BCF = \frac{CB}{CWD} \quad (1)$$

En donde *BCF* representa el grado en el que ocurre la bioconcentración, mientras que *CB* corresponde a la concentración del metal en la planta (mg kg^{-1}) y *CWD* es la concentración del metal en el suelo (mg kg^{-1}). El *BCF* difiere ampliamente de acuerdo al metal en cuestión y sí la concentración del contaminante en el suelo aumenta, su valor disminuye en la misma proporción (Arnot & Gobas., 2006). Dado que la concentración no sería posible sin la transferencia de los metales desde la raíz hasta los tejidos aéreos, es necesario evaluar también el factor de translocación (*TF*):

$$TF = \frac{CB}{CK} \quad (2)$$

En donde *TF* es el factor de translocación, *CB* es la concentración del metal en los tejidos aéreos de la planta (mg kg^{-1}) y *CK* es la concentración del metal en la raíz (mg kg^{-1}) (Pachura et al., 2016). El valor del *TF* al igual que el *BCF*, disminuye cuando se presenta contaminación externa.

3. La plasticidad ecológica y el estrés abiótico

Algunas investigaciones han señalado el hecho de que en los seres vivos el crecimiento y desarrollo depende de las características de su entorno. En las plantas, los individuos que se encuentran sobre sustratos que presentan limitaciones en la disponibilidad de algún recurso, inevitablemente crecen menos (Sultan, 2003). De esta forma cuando una planta está sometida a condiciones diferentes de las óptimas para su desarrollo, se dice que esta se encuentra bajo estrés. Si bien todas las especies difieren en sus requerimientos nutricionales y/o ambientales, existen factores abióticos que condicionan el crecimiento y desarrollo de una buena cantidad de especies. La respuesta de un organismo a un factor de estrés, también llamado de tensión, puede ser un cambio físico o químico potencialmente nocivo producido a nivel celular, por ejemplo, la rotura de la membrana celular o cambios en el proceso de síntesis de metabolitos (Valladares et al., 2014).

Un factor condicionante para el crecimiento y desarrollo de las plantas viene dado por el alto contenido de metales pesados en el suelo, y, aunque como se mencionó con anterioridad, existen especies adaptadas exclusivamente a ellos, para la mayoría representan un hábitat muy restrictivo por su toxicidad (Brady et al., 2005). Además, a esta condición podemos sumarle el hecho de que el suelo contaminado también ha pasado por un largo proceso

de degradación a causa del desarrollo de actividades relacionadas con la minería o la industria metalúrgica, en donde este ha pasado a ser un mero elemento de soporte para las estructuras que conforman esos enormes desarrollos industriales. Por ejemplo, el desarrollo de un proyecto minero ocasiona la pérdida de la materia orgánica de los primeros horizontes del suelo, por efecto de la compactación y la remoción de la cubierta vegetal (Covarrubias y Cabriales, 2017). De hecho, lo anterior también afecta la distribución de las partículas que constituyen al suelo; esto es la estructura, y con ella su capacidad para retener el agua. En última instancia, en estos sitios se ralentiza el desarrollo del suelo, mismo que deja de participar de manera activa en los ciclos biogeoquímicos y además se vuelve incapaz de sostener la vida vegetal (García y Dorronsoro, 2002).

Desde los inicios de la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados, se ha priorizado la búsqueda de especies que posean mecanismos de tolerancia a estas sustancias tóxicas, sin embargo, también se ha señalado la importancia de que estas especies presenten otras cualidades que les permitan desarrollarse de manera óptima en los sitios a tratar. De hecho, algunos investigadores aseguran que la selección de especies con una buena capacidad de adaptación es clave para llevar a cabo el proceso de descontaminación y recuperación del suelo (Ma et al., 2022; Sharifi et al., 2012). Las cualidades que con mayor frecuencia son señaladas están muy relacionadas con la resistencia a los factores de estrés abiótico: (1) salinidad, (2) falta de agua y (3) temperaturas extremas. El nivel de resistencia de una planta a cualquiera de estos factores depende de su capacidad para activar mecanismos de tolerancia y resistencia, así como de su adaptabilidad (Nievola et al., 2017).

3.1. Resistencia a la salinidad del sustrato

El contenido de sales en el suelo generalmente se atribuye a la intemperización de las rocas y a los minerales que conforman el material parental. En zonas costeras se pueden concentrar sales por la inundación de las llanuras y los bajorelieves (Romero et al., 2019). La salinización también puede ser causada por actividad humana, es el caso del suelo sometido a malas prácticas agrícolas, en los cuales la alternancia entre largos periodos de riego y sequía terminan por aumentar la cantidad de sales en el suelo (Piedra & Gonzales, 2013). En todo caso, la salinización se produce cuando en el suelo la tasa de evaporación es mayor que la del aporte de agua. El contenido de sales puede disminuir o aumentar dependiendo de la topografía, el clima y la textura del suelo, esto es, la proporción de arenas, limos o arcillas que lo conforman (Sahab et al., 2021). Las sales que se encuentran en el suelo generalmente son una combinación de sodio (Na^+), calcio (Ca^{2+}), potasio (K^+), magnesio (Mg^{2+}), cloruro (Cl^-), nitratos (NO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}), carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) (Provin & Pitt, 2001), así, niveles elevados de estas sales representan uno de los principales factores de estrés en las plantas, puesto que tienden a limitar el movimiento del agua y los nutrientes hacia las raíces ocasionando marchitez por deshidratación (Ma et al., 2022).

Al día de hoy han sido documentadas una gran cantidad de especies con la capacidad para tolerar altos niveles de salinidad en el suelo, es el caso de la especie *Atriplex canescens* (chamizo), especie arbustiva que de acuerdo a varios autores también ha probado su capacidad para acumular metales pesados (Urrutia et al., 2007; Ma et al., 2022), mismo caso que

el de la especie *Phragmites australis* (junco) (Minkina et al., 2018), Figura 2.



Figura 2. Ejemplares de *Phragmites australis*. Diversos autores han mencionado su capacidad de crecer en suelo contaminado con metales pesados (Minkina et al., 2018).

Otras especies reconocidas por tener características similares son *Prosopis laevigata* (mezquite), *Sesuvium portulacastrum* (verdolaga marina), *Atriplex atacamensis* (escarcha) o *Zygophyllum fabago* (morsana), especie con la capacidad para desarrollarse también en ambientes con una baja disponibilidad de agua (Lutts & Lefevre, 2015).

De acuerdo con Tapia et al., (2013) la capacidad de estas especies de tolerar el estrés provocado por la salinidad no solo las convierte en excelentes candidatas para ser empleadas en fitorremediación, sino que además tienen el potencial de ser utilizadas como especies pioneras en procesos de rehabilitación y recuperación ecológica.

3.2. Resistencia a la baja disponibilidad de agua

El agua es sumamente importante para el desarrollo de los ecosistemas terrestres, pues interviene en la formación del suelo al facilitar el proceso de alteración y disgregación de las rocas. También está relacionada con la fertilidad, pues representan el medio de transporte de nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas. La cantidad de agua que un suelo puede absorber depende de varios factores, uno de ellos es el balance generado entre los aportes, representado por las lluvias y el riego, y las salidas, representadas por la escorrentía y la filtración. Está claro que, las condiciones de humedad del suelo están ampliamente determinadas por el clima, aunque en algunas regiones el riego puede modificar esta condición. Por otro lado, las salidas dependen de la textura, la topografía y la presencia de cobertura vegetal, puesto que en conjunto estos factores determinan la permeabilidad del suelo, es decir, la capacidad de transmitir el agua (Tarbuck et al., 2005). En el suelo que se ubica en regiones áridas, la falta de agua es el principal factor de estrés vegetal. Para sobrellevar esta situación muchas especies han llevado a cabo la reorganización de los procesos fisiológicos involucrados en el consumo de agua, es decir se han adaptado (Valladares et al., 2014). En las plantas el estrés hídrico genera dos tipos de respuestas: de prevención y de tolerancia. Las plantas que desencadenan respuestas preventivas se conocen como especies homeohídricas y tienen la capacidad de regular la transpiración para evitar daños en el xilema (Carrasco, 2017). Por otro lado, las

especies tolerantes o poiquilohídricas son capaces de soportar deshidrataciones y rehidrataciones sin sufrir daños, bien porque no se ven afectadas por la sequía o porque son capaces de recuperarse fácilmente a la mínima presencia de agua. Una estrategia que no se considera como de genuina resistencia es la elusión o escape, en donde el ciclo vital de la planta se completa justo antes de la época de secas, relegando los efectos de la sequía a las semillas (Valladares et al., 2014; Carrasco, 2017).

En plantas que no poseen mecanismos de prevención o tolerancia a la sequía la escasez de agua implica una disminución en la cantidad de nutrientes disponibles. Esto sucede en primer lugar porque estas sustancias solo son absorbidas por la raíz si se encuentran disueltas en el agua. Autores como Haseeb, et al., (2020), señalan que en condiciones donde la disponibilidad del agua es baja las plantas tienden a reducir la actividad fotosintética en respuesta. En este sentido, Baudh & Singh, (2012), señalaron que, en condiciones de laboratorio, la especie *Ricinus communis* (ricino), Figura 3, presentó resistencia a la salinidad y a la baja disponibilidad de agua, al tiempo que fue capaz de tolerar elevadas concentraciones de cadmio en el suelo, utilizando una estrategia de acumulación. Sin embargo, de acuerdo con sus resultados, la baja disponibilidad de agua afectó negativamente la eficiencia del proceso de translocación.



Figura 3. Ejemplar de *Ricinus communis*. Conocido como higuera se caracteriza por crecer en ambientes muy variados por lo que se le considera una especie invasora (Baudh et al., 2015).

El caso de *R. communis* es sobresaliente por dos motivos, (1) se trata de una especie cosmopolita que ha probado su eficacia en fitoestabilización y fitoextracción y (2) en algunos estudios los valores del *BAF* y *TF* han sido más altos que en especies como *Brassica juncea* (mostaza india). Aunque esto último parece menos importante es necesario señalar que *B. juncea* es una especie que se menciona con frecuencia en los estudios que abordan la fitorremediación del suelo con enfoques basados en la fitoextracción (Baudh et al., 2015).

3.3. Resistencia a un intervalo amplio de temperaturas

La temperatura es uno de los principales factores que determinan la distribución geográfica de las plantas. En la parte más externa de la superficie terrestre, la corteza continental, el intervalo de temperaturas puede variar desde -94.3°C , en algunas partes de la Antártida hasta 400°C en las fuentes hidrotermales volcánicas. Como es de esperar, no existen plantas conocidas

capaces de tolerar este amplio intervalo de temperaturas, así que la vida vegetal generalmente se limita a un intervalo comprendido entre -10 °C y 60 °C, mismo que está definido por el punto de congelación del agua intracelular y la temperatura a partir de la cual las proteínas pierden su estructura (Nievola et al., 2017). Levitt (1980), elaboró una clasificación de los organismos basada en la temperatura en la que estos crecen y se desarrollan. Después esta clasificación fue modificada por Zrobek-Sokolnik (2012), Tabla 2.

Tabla 2. Clasificación de los organismos de acuerdo con su nicho termal. Elaboración propia con información de Levitt (1980), Zrobek-Sokolnik (2012) y Nievola et al., (2017).

Clasificación	Intervalo de temperatura (°C)
Psicrófilos	0 – 15
Mesófilos	10 – 30
Termófilos	> 30

En el primer grupo se pueden encontrar especies como *Deschampsia antarctica* (pasto antártico), que crece a lo largo de la costa de la península antártica y que ha sido muy estudiada dada a su capacidad para generar ciertas proteínas que evitan el congelamiento del agua de sus células y tejidos, evitando así, daños que de otro modo limitarían su supervivencia (Byun et al., 2015). Las plantas mesófilas corresponden a varias de las especies que se emplean en la agricultura tales como *Zea mays* (maíz) o *Phaseolus vulgaris* (frijol). En el grupo de termófilas se encuentran especies que se desarrollan mejor mientras más cálido sea el medio. Un ejemplo es la especie *Dichanthelium lanuginosum* (roseta), que se caracteriza por crecer en sitios cercanos a fuentes hidrotermales y geiseres, donde la temperatura por debajo de la superficie de suelo puede ser mayor a 50 °C (Nievola et al., 2017).

Aunque la clasificación de Levitt (1980) y Zrobek-Sokolnik (2012) incluye a una gran cantidad de organismos, aun dista de abarcar a otros muchos que pueden soportar temperaturas más elevadas y aun así continuar con su proceso de crecimiento y desarrollo. Un ejemplo corresponde al de la especie *Tillandsia tenuifolia* (clavo), la cual puede ser encontrada en latitudes cercanas al ecuador y en las regiones meridionales del continente americano, sobreviviendo en sitios con temperaturas que van desde 5 °C hasta 46 °C (Falcón et al., 2015).

Cuando una planta se desarrolla dentro de un intervalo de temperaturas adecuado, esta experimenta un crecimiento muy rápido, sin embargo, cuando hay variaciones drásticas en la temperatura este crecimiento se interrumpe. Esto sucede porque la temperatura interviene en una innumerable cantidad de reacciones químicas involucradas en el proceso de crecimiento. En muchas plantas la fotosíntesis comienza a inhibirse cuando la temperatura supera 30 °C, e incluso puede llegar a detenerse si esta condición se mantiene por periodos de tiempo del orden de minutos (Nievola et al., 2017). Además, el calor intenso afecta de manera considerable el contenido de agua y dióxido de carbono (CO₂) contenido en las hojas y tejidos aéreos, ya que la temperatura afecta el régimen de transpiración de las plantas (Zrobek-Sokolnik, 2012; Szymańska et al., 2017; Nievola et al., 2017). Estos efectos pueden ser reversibles o irreversibles y pueden conducir a la muerte de la planta, aunque esto dependerá de la intensidad y la duración factor causante de estrés y de la capacidad de adaptación de las especies.

4. Conclusiones

De acuerdo con la revisión efectuada, se pudo identificar que el problema de la contaminación por metales pesados no es menor. Actualmente se ha documentado la presencia de metales pesados en todos los compartimientos ambientales, siendo la actividad humana una de las principales fuentes de descarga.

En el suelo, las elevadas concentraciones de metales pesados pueden ser de origen natural, no existe duda de que industrias como la metalúrgica o la minera pueden aumentar los niveles de fondo, lo anterior debido a procesos ineficientes o a la mala gestión de los residuos.

La problemática ambiental ocasionada por los altos niveles de metales pesados afecta a un gran número de organismos de todos los niveles tróficos, incluidos los humanos, pues se ha comprobado que estos elementos, tienen un gran potencial cancerígeno, mutagénico y teratogénico. En vista de la situación, la fitorremediación, desarrollada en los años 90's rápidamente se ha diversificado en un conjunto de tecnologías diferenciadas por su enfoque en el manejo de los contaminantes, siendo la fitoextracción y la fitoestabilización las más relevantes en el contexto de los metales pesados.

A pesar del gran número de investigaciones realizadas en el tema, a día de hoy aún permanecen varias incógnitas relacionadas con el mecanismo de acción de las moléculas orgánicas encargadas de la absorción y translocación de los metales pesados, de hecho, el motivo por el que las plantas absorben metales pesados que no son nutrientes se mantiene sin una explicación satisfactoria.

En términos de evaluar la eficiencia del proceso de translocación, el valor de los índices de absorción y translocación es fundamental. De hecho, el *BCF* y el *TF* son ampliamente utilizados para determinar la estrategia de tolerancia empleada por diferentes especies, permitiendo distinguir entre plantas acumuladoras y exclusoras. Por esta razón en varias investigaciones se han utilizado como herramientas que permiten ayudar en el proceso de selección de especies remediadoras.

Más allá de que el tiempo necesario para llevar a cabo procesos de fitoextracción muchas veces es inviable, existe una serie de factores ajenos a estas tecnologías que limitan su aplicación en condiciones reales, estos son los factores abióticos del sitio a tratar. De hecho, estos últimos parecen ser el motivo por el cual la fitorremediación se emplea en mayor medida en condiciones de laboratorio. Esto puede ser así porque la cantidad de variables que intervienen en el proceso aumenta drásticamente al tener en cuenta que los sitios contaminados también han sido degradados y que a raíz de la pérdida de, por ejemplo, la cobertura vegetal y consecuentemente de la materia orgánica, se ha limitado su capacidad para retener agua, situación indeseable en cualquier proceso que busque utilizar fitorremediación.

Factores como la salinidad, las temperaturas extremas y la falta de agua tenderán siempre a limitar el éxito de cualquier proceso de fitorremediación pues la exposición prolongada de las plantas a dichas condiciones casi siempre ocasiona una ralentización en el crecimiento y desarrollo de las plantas cuando no la muerte. En este sentido, en algunas investigaciones se ha decidido trabajar con especies introducidas capaces de resistir estas condiciones, sin embargo, conviene hacer un análisis previo en términos de las ventajas y desventajas que se pueden presentar en el ecosistema.

Referencias

- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental Chemistry and Ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *Hindawi, journal of chemistry*, 2019 (1), 1-14. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>.

- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 14 (4), 257–297.
- Baker, A. J., Ernst, W. H., van der Ent, A., Malaisse, F., & Ginocchio, R. (2012). Metallophytes: the unique biological resource, its ecology and conservational status in Europe, central Africa and Latin America. *Ecology of Industrial Pollution*, 7–40. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511805561.003>
- Baker, A.J., & Brooks, R.R., (1989). Terrestrial Higher Plants which hyper-accumulate metallic elements, a review of their distribution ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 10 (1), 81-126.
- Bauddh, K., & Singh, R. P. (2012). Growth, tolerance efficiency and phytoremediation potential of *Ricinus communis* (L.) and *Brassica juncea* (L.) in salinity and drought affected cadmium contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 85 (1), 13–22. <https://doi.org/10.1016/J.ECENV.2012.08.019>
- Bauddh, K., Singh, K., Singh, B., & Singh, R. P. (2015). Ricinus communis: A robust plant for bio-energy and phytoremediation of toxic metals from contaminated soil. *Ecological Engineering*, 84 (1), 640–652. <https://doi.org/10.1016/J.ECENG.2015.09.038>
- Becerril, JM., Barrutia, O., García, J., Hernández, A., Olano, J., Garbisu, C. (2007). Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente*, 16 (2), 50-55.
- Bradshaw, A. (1952). Populations of *Agrostis tenuis* resistant to lead and zinc poisoning. *Nature*, 169 (1), 1098.
- Brady, K. U., Kruckeberg, A. R., & Bradshaw, H. D. (2005). Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36 (1), 243–266. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.35.021103.105730>
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6 (9), 1–26. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2020.E04691>
- Byun, M. Y., Lee, J., Cui, L. H., Kang, Y., Oh, T. K., Park, H., Lee, H., & Kim, W. T. (2015). Constitutive expression of DaCBF7, an Antarctic vascular plant *Deschampsia antarctica* CBF homolog, resulted in improved cold tolerance in transgenic rice plants. *Plant Science*, 236 (1), 61–74. <https://doi.org/10.1016/J.PLANTSCI.2015.03.020>
- Cappa, J. J., & Pilon-Smits, E. A. H. (2014). Evolutionary aspects of elemental hyperaccumulation. *Planta*, 239 (1), 267–275. <https://doi.org/10.1007/s00425-013-1983-0>
- Carrasco, J. (2017). *Respuesta al estrés hídrico en plantas mediterráneas, perspectiva frente al cambio climático*. Tesis de licenciatura, Universidad Complutense. Repositorio institucional.
- Covarrubias, S. A. & Cabriales, J.J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33 (1), 7-21.
- Cobbett, C.S. (2000). Phytochelatin and their roles in heavy metal detoxification. *Plant Physiology*, 3 (123), 825-832.
- Dahmani, H., Van Oort, F., Gélie B., & Balabame, M. (2000). Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution*, 109 (2), 231-8.
- Delgadillo, A.E., Gonzales, C.A., Prieto, F., Villagómez, J.R. & Acevedo, A. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical agroecosystems*. 14 (1), 597-612.
- Falcón, A., Junco, J., Domínguez, A., Rosete, S., & Rosa, R. (2015). Flora y vegetación de Lomas de La Canoa, Reserva de la Biosfera Buenavista, Cuba. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 3 (1), 1-29.
- García, I. & Dorronsoro, C. (2002). *Contaminación por metales pesados*. Departamento de edafología y química agrícola de España. Madrid, España.
- González, D.A., Reyes, R., Rodríguez, D., & Menéndez, E. (2020). Plantas que acumulan metales, su importancia. *Leucocroton havanensis* B, hiperacumuladora de níquel. *Revista de investigaciones de la Universidad Le Cordon Bleu*, 6 (2), 7-18.
- Haseeb, A., Nawaz, A., Rao, M. Q. A., Ali, Q., & Malik, A. (2020). Genetic variability and association among seedling traits of *Zea mays* under drought stress conditions. *Biological and Clinical Sciences Research Journal*, 20 (1), 1-5.
- Herrera, J.A., Bojórquez, J.I., Chulim, A., Molina, A., & Paredes, J.D. (2007). Salinity and soil properties of beach ridge in national marshlands in Mexico. *Revista bio ciencias*, 6 (1), 1-14.
- Ifon, B. E., Crépin, A., Togbé, F., Arsène, L., Tometin, S., Suanon, F., & Yessoufou, A. (2019). Metal-Contaminated Soil Remediation: Phytoremediation, Chemical Leaching and Electrochemical Remediation. *Metals in Soil - Contamination and Remediation*. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.81223>
- Juárez, L., Lucho, C., Vázquez, G., Cerón, N. & Beltrán, R. (2010). Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. *Bioresource Technology*, 101 (1), 5836-5841.
- Kampa, M., & Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution*, 151 (2), 362–367. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2007.06.012>
- Karn, R., Obhab, N., Abbasc, S., & Bhugrad, S. (2013). A review on heavy metal contamination at mining sites and remedial techniques. *Earth and environmental science*, 796 (1), 1-29.
- Lamz, A., & González, M.C. (2013). La salinidad como problema en la agricultura: la mejora vegetal una solución inmediata. *Cultivos Tropicales*, 34 (4), 31-42.
- Levitt, J. (1980) *Water, radiation, salt, and other stresses. Responses of plants to environmental stresses*. Academic Press, New York, 607 pp.
- Luévano, M., Castillo, A., González, M., Vega, H., & Salas, S. (2017). Accumulation and phytostabilization of As, Pb and Cd in plants growing inside mine tailings reforested in Zacatecas, Mexico. *Environmental Earth sciences*, 76 (23), 76-806.
- Lupino, P., Narashimba, M., Felipe, P., Lea, P., & Antunes, R. (2005). Phytoremediation: green technology for the clean up toxic metals in the environment. *Plant physiology*, 17 (1), 53-64.
- Lutts, S., & Lefevre, I. (2015). How can we take advantage of halophyte properties to cope with heavy metal toxicity in salt-affected areas? *Annals of botany*, 115, (3), 509-528.
- Ma, D., He, Z., Bai, X., Wang, W., Zhao, P., Lin, P., & Zhou, H. (2022). *Atriplex canescens*, a valuable plant in soil rehabilitation and forage production. A review. In *Science of the Total Environment*, 804 (1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150287>
- Mackova, M., Dowling, D. N., & Macek, T. (2006). Phytoremediation rhizoremediation, *Springer*, 300 (1), 23-31.
- Martínez, J., & Calderón, J.V. (2005). La función y transporte del ácido l-málico en plantas: un dicarboxílico estrella. *Revista de educación bioquímica*, 24 (2), 20-46.
- Minkina, T., Fedorenko, G., Nevidomskaya, D., Fedorenko, A., Chaplygin, V., & Mandzhieva, S. (2018). Morphological and anatomical changes of *Phragmites australis*, due to the uptake and accumulation of heavy metals from polluted soils. *Science of the total environment*, 636 (1), 392-401.
- Nievola, C. C., Carvalho, C. P., Carvalho, V., & Rodrigues, E. (2017). Rapid responses of plants to temperature changes. *Temperature: Multidisciplinary Biomedical Journal*, 4 (4), 371-405. <https://doi.org/10.1080/23328940.2017.1377812>
- Núñez, R.A., Meas, Y., Ortega, R., & Olguín, E. (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Biotecnología y biología molecular*. 10 (1), 69-82.
- Pachura, P., Ociepa, A., & Skowron, B. (2016). Assessment of the availability of heavy metals to plants based on the translocation index and the bioaccumulation factor. *Desalination and Water Treatment*, 57 (3), 1469–1477. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1017330>
- Peralta, M., & Volke, T. (2012). La defensa antioxidante en las plantas: una herramienta clave Para la fitorremediación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 11 (1), 75-88.
- Piedra, A., & González, M. C. (2013). La salinidad como problema en la agricultura: la mejora vegetal una solución inmediata. *Cultivos tropicales*, 34 (4), 31-42.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56 (1), 15–39. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ARPLANT.56.032604.144214>
- Cappa, J. J., & Pilon-Smits, E. A. (2014). Evolutionary aspects of elemental hyperaccumulation. *Planta*, 239 (2), 267-275.
- Prat, S. & Komarek K. (1934). Vegetace u měděných dolů. *Sborn. Mas. Akad. Práce*, 8 (1), 1–16.
- Provin, T., & Pitt, J. L. (2001). Managing soil salinity. *Texas farmer Collection*, 7 (1), 1-6.
- Puga, S., Sosa, M., Toutcha, L., Quintana, C., & Campos, A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecología aplicada*, 5 (1), 1-12.
- Raskin, I., Kumar, P. N., Dushenkov, S., & Salt, D. E. (1994). Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5 (3), 285–290. [https://doi.org/10.1016/0958-1669\(94\)90030-2](https://doi.org/10.1016/0958-1669(94)90030-2)
- Rausser, W.E. (1999). Structure and function of metal chelators produced by plants: the case for organic acids, amino acids, phytin, and metallothioneins. *Cell Biochemistry and Biophysics*, 31 (1), 19-48.

- Reeves, R. D., Baker, A. J., Jaffré, T., Erskine, P. D., Echevarria, G., & van der Ent, A. (2018). A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloids trace elements. *New Phytologist*, 218 (2), 407–411. <https://doi.org/10.1111/NPH.14907>
- Rocha de Moraes, C. A., Penha, B., Pinguelli, A. C., Souza, S., Braz, H., Goncal, A. C. (2018). Soil contamination: alternatives of the biological remediation. *Asian academic research journal of multiciplinary*, 4 (11), 234-252.
- Romero, J.A., Serrano, J.I., Can-Chulim, A., Molina, A., & Paredes, J.D. (2019). Salinity and soil properties of beach ridge in national marshlands in Mexico. *Revista Bio Ciencias*, 6 (1), 1-14.
- Sahab, S., Suhani, I., Srivastava, V., Chauhan, P. S., Singh, R. P., & Prasad, V. (2021). Potential risk assessment of soil salinity to agroecosystem sustainability: current status and management strategies. *Science of The Total Environment*, 764 (1), 1-21. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144164>
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N., Dushenkov, V., Ensley, B., Chet, I., & Raskin I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using Plants. *Biotechnology*. 13(1), 468-474.
- Sanità Di Toppi, L., & Gabrielli, R. (1999). Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*, 41 (1), 105-130.
- Sharifi, Z., Safari Sinigani, A. A., & Shariati, S. (2012). Potential of Indigenous Plant Species for the Phytoremediation of Arsenic Contaminated Land in Kurdistan (Iran). *Soil and Sediment Contamination*, 21 (5), 557–573. <https://doi.org/10.1080/15320383.2012.678951>
- Srodek, D. & Rahmonov, O. (2022). The properties of black locust *Robinia pseudoacacia* L. to selectively accumulate chemical elements from soils of ecologically transformed areas. *Forest*. 13 (7), 4-18.
- Sultan, S. E. (2003). Phenotypic plasticity in plants: a case study in ecological development introduction: phenotypic plasticity and ecological development. *evolution & development*, 5 (1), 25–33.
- Sun, B., Zhao, F. J., Lombi, E., & McGrath, S. P. (2001). Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA. *Environmental Pollution*, 113 (2), 111–120. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00176-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00176-7)
- Šutković, Jasmin, Karić, Ajdina, & Yildirim, Ahmet. (2020). In silico identification and expression analysis of Metal-nicotianamine transporter (YSL3) and Oligopeptide transporter 3 (OPT3) under Cd stress in Brassica oleracea var. acephala. *Botanical Sciences*, 98 (4), 516-523.
- Szymańska, R., Ślesak, I., Orzechowska, A., & Kruk, J. (2017). Physiological and biochemical responses to high light and temperature stress in plants. *Environmental and Experimental Botany*, 139 (1), 165–177. <https://doi.org/10.1016/J.ENVEXPBOT.2017.05.002>
- Tapia, Y., Diaz, O., Pizarro, C., Segura, R., Vines, M., Zúñiga, G., & Moreno, E. (2013). *Atriplex atacamensis* and *Atriplex halimus* resist As contamination in Pre-Andean soils (northern Chile). *Science of the Total Environment*, 450 (451), 188–196. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2013.02.021>
- Tarback, E. J., Lutgens, F. K., Tasa, D., & Científicas, A. T. (2005). Ciencias de la Tierra. Madrid: Pearson Educación.
- Urrutia, J., Beltran, S., Loredó, C., Oliva, M.O., Gómez, H.G. (2007). *Chamizo, forraje de calidad en zonas semiáridas*. INIFAP-CIRNE. México. 40p.
- Valladares, F., Vilagrosa, A., Penuelas, J., & Camarero, J. J. (2014). Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. *Ecosistemas*, 14 (2), 163-190.
- van der Ent, A., Baker, A. J. M., Reeves, R. D., Pollard, A. J., & Schat, H. (2013). Hyperaccumulators of metal and metalloids trace elements: Facts and fiction. *Plant and Soil*, 36 (2), 319–334. <https://doi.org/10.1007/S11104-012-1287-3>
- Vargas, M. (2005). La contaminación ambiental como factor determinante de la salud. *Revista española de salud pública*, 78 (1), 111-127.
- Wang, H. Q., Zhao, Q., Zeng, D. H., Hu, Y. L., & Yu, Z. Y. (2015). Remediation of a Magnesium-Contaminated Soil by Chemical Amendments and Leaching. *Land Degradation & Development*, 26 (6), 613–619. <https://doi.org/10.1002/LDR.2362>
- Wilkins, D. A. (1960). The measurement and genetical analysis of lead tolerance in *Festuca ovina*. *Report of the Scottish Plant Breeding Station, Pentlandsfield, Roslin, Midlothian*, 85-98.
- Zrobek-Sokolnik, A. (2012). Temperature stress and responses of plants. *Environmental Adaptations and Stress Tolerance of Plants in the Era of Climate Change*, 113–134. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0815-4_5
- Zwolak, A., Sarzyńska, M., Szpyrka, E., & Stawarczyk, K. (2019). Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: a review. *Water, air soil pollution*, 230 (164), 163-171. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221>