

# Factor bioconcentración en *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Análisis preliminar

## Bioconcentration factor in *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Preliminary analysis

MARIO CORRAL RIBERA<sup>1</sup>  0000-0001-9349-4051

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Madrid, DPTO. Geografía. España.

### Resumen

El ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) es una de las especies exóticas invasoras más extendida a escala global. Su principal distribución está relacionada con ambientes antropizados, donde las concentraciones en suelo de elementos (metales pesados o elementos traza) pueden ser tóxicas para otros organismos vegetales. El ailanto tiene la capacidad de bioacumular estos contaminantes en sus tejidos vegetales (hojas). Se ha empleado esta especie para analizar el factor bioconcentración en diferentes ambientes antropizados (escombreras, vías de comunicación y zonas verdes) así como espacios naturalizados en la región de Madrid. También se han analizado las estrategias de *Ailanthus altissima* para los diferentes compuestos analizados en suelo. Los resultados indican que *Ailanthus altissima* absorbe del suelo una gran cantidad de elementos tóxicos de procedencia antrópica. En este sentido, la especie podría emplearse como fitorremediadora de espacios con suelos contaminados, como sucede en regiones de China.

Palabras clave: Factor bioconcentración (FBC); *Ailanthus altissima*; fitorremediación; metales pesados; toxicidad.

### Fechas • Dates

Recibido: 2021.04.05  
Aceptado: 2021.05.12  
Publicado: 2022.03.07

### Autor/a para correspondencia Corresponding Author

Mario Corral Ribera  
[mario.corral@uam.es](mailto:mario.corral@uam.es)

## Abstract

Ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) is one of the most widespread invasive alien species on a global scale. Its main distribution is related to anthropized environments, where soil concentrations of elements (heavy metals or trace elements) can be toxic to other plant organisms. Ailanto has the ability to bioaccumulate these pollutants in its plant tissues (leaves). Thus, this species has been used to analyze the Bioconcentration factor in different anthropized environments (dumps, roads and green areas) as well as naturalized spaces in the Madrid region. The strategies of *Ailanthus altissima* were also analyzed for the different compounds analyzed in soil. The results indicated that *Ailanthus altissima* absorbs a large quantity of toxic elements of anthropic origin from the soil. In this sense, the species could be used as a phytoremediator of spaces with contaminated soils, as is the case in regions of China.

Keywords: Bioconcentration factor (BCF); *Ailanthus altissima*; phytoremediation, heavy metals; toxicity.

## 1. Introducción

Las últimas centurias se caracterizan por la intensificación de diferentes actividades antrópicas que han alterado significativamente la composición y estructura del medio. Estas modificaciones se traducen en el incremento (tanto en ambientes antropizados como en espacios naturales periféricos o adyacentes) de elementos nocivos, tales como metales pesados y/o el aumento en las concentraciones de elementos traza que pueden ser tóxicos y causar daños irreversibles sobre organismos vegetales (Kumar, 2013; Kleckerova & Dočekalová, 2014). La contaminación de los suelos puede haberse producido tanto por acciones antrópicas físicas (deforestación, ganadería o circulación de vehículos) como químicas -plaguicidas, fertilizantes, fluidos de diversa procedencia como aceites de motor, entre otros- (Yang *et al.*, 2012; Szolnoki *et al.*, 2013; Gulan *et al.*, 2017). Así, su degradación (erosión, pérdida de materia orgánica, contaminación, impermeabilidad, sellado, compactación, salinización, etc.) está estrechamente relacionado con su uso intensificado por parte de diferentes actividades antrópicas (Garbisu *et al.*, 2007; Shukla *et al.*, 2010).

En el contexto de contaminación de los suelos, los organismos vegetales juegan un papel principal como fitorremediadores y bioacumuladores de sustancias químicas, al transferir elementos nocivos del entorno abiótico a sus tejidos vegetales (Alcoba *et al.*, 2014; Martínez-López *et al.*, 2014). Es importante definir el concepto de especie bioacumuladora como aquel organismo que almacena metales pesados u otros contaminantes ambientales (como pesticidas) en sus tejidos. Dichos contaminantes, son absorbidos del medio cuando las especies realizan algunas de sus funciones biológicas. Y el concepto de fitorremediación como la técnica empleada en la recuperación de la calidad (reducción, degradación o eliminación de contaminantes) de suelos, aire, sedimentos o agua por medio de especies vegetales. Se basa en las capacidades fisiológicas y bioquímicas que presentan algunas especies vegetales para asimilar, metabolizar, detoxificar o acumular compuestos o contaminantes (metales pesados, compuestos orgánicos, partículas en suspensión del aire o disueltas en medio acuoso) de su entorno (Arthur *et al.*, 2005; Carpena & Bernal, 2007; García & Reyes, 2009; Lee, 2013).

Las estrategias de los organismos vegetales frente a los contaminantes en suelo pueden dividirse en dos tipos: i) estrategia de exclusión; aquellas que impiden la asimilación del elemento, restringen el transporte del mismo hacia la propia planta, la producción de exudados por las raíces y/o la reducción de la concentración del elemento aprovechando la caída de la hoja, y ii) estrategias de acumulación; cuando distintas especies poseen mecanismos que permiten tener un exceso de

elemento tóxico que queda almacenado en las hojas, en las vacuolas, o ligados a la membrana plasmática (Baker & Walter, 1990; Verkleij & Schat, 1990). Los niveles de tolerancia dependen del elemento y del organismo vegetal. Sin embargo, determinadas plantas, son capaces de permitir la absorción de más de un elemento tóxico. De esta forma, se han identificado relaciones positivas entre la deposición de metales pesados en suelo y las concentraciones de metales pesados en las plantas (Ugulu *et al.*, 2012) y muchas especies vegetales son capaces de absorber y acumular cantidades significativas de sustancias potencialmente tóxicas (Piczak *et al.*, 2003). Por tanto, el análisis de las hojas de organismos vegetales como acumuladores de la contaminación de elementos nocivos tienen una gran importancia biogeográfica y ecológica (Tomašević *et al.*, 2004). En efecto, los árboles y arbustos desempeñan un papel importante en el filtrado y eliminación de metales pesados y otros elementos nocivos presentes en el suelo (Dzierżanowski *et al.*, 2011, McDonald *et al.*, 2007). Igualmente, diferentes organismos vegetales son a menudo utilizados para investigar la calidad ambiental y los posibles impactos sobre el medio (Nowak *et al.*, 2006, Piczak *et al.*, 2003).

Así, se pueden distinguir entre tres tipos de plantas en función de su comportamiento al incremento de concentración en el suelo (Baker, 1981). Plantas acumuladoras: Son aquellas en las que el elemento (metal) es concentrado en el tallo y las hojas. Dentro de este grupo destacan aquellas que tienen la capacidad de crecer en ambientes con altas concentraciones de elementos tóxicos y, además, acumular gran concentración de ellos en sus tejidos. Estas plantas son denominadas como hiperacumuladoras. Plantas indicadoras: Son aquellas donde la absorción y el transporte del metal, están regulados en la manera en que las concentraciones en la planta se reflejan en la parte aérea de esta (hojas, yemas o frutos). Plantas excluyentes: Aquellas en las que la concentración del elemento (metal) en tallo y hojas son constantes. Esto sucede siempre que la concentración del metal en suelo no supere los límites de tolerancia por la planta.

En este sentido, el conocimiento y empleo de especies vegetales tolerantes a los entornos antropizados, es esencial en el diseño de medidas correctoras que permitan reducir la contaminación de los suelos (Dzierżanowski *et al.*, 2011). También, estudiar las variabilidades en las composiciones químicas entre plantas de entornos naturales y contaminados es una forma de identificar la influencia de las fuentes de contaminación (Piczak *et al.*, 2003). Es de interés evaluar por un lado el potencial de las especies vegetales para eliminar los contaminantes de las matrices ambientales y, por otro, estudiar el factor bioconcentración de sustancias nocivas procedentes del suelo en organismos vegetales.

*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle es una de las especies exóticas invasoras más extendidas a escala global. Pese a su capacidad invasiva son muchos los estudios que determinan la importancia de emplear esta especie como indicadora y bioacumuladora de elementos metálicos en ambientes perturbados. Destaca la investigación de Hu *et al.*, (2014) donde se determina que en la ciudad de Yan'an (meseta de Loess, China) el ailanto actúa como especie significativamente bioacumuladora de plomo, cobre y cadmio. En menor proporción, también tiene capacidad de almacenar, en su parte aérea, cromo y zinc. Para el estudio de Hu *et al.*, (2014) *Ailanthus altissima* mostró un 3,06 en el índice de acumulación de metales (tercera especie que acumula mayor cantidad de elementos tóxicos, después de *Sabina chinensis* y *Juniperus formosana*). Por su parte, Lin *et al.*, (2017) fundamentan que, en diferentes espacios dentro de la ciudad de Beijing, el *A. altissima* (junto con *Fraxinus chinensis* Roxb y *Salix matsudana* Koidz) absorbe gran cantidad de elementos tóxicos (destacando metales) en su superficie foliar. A diferencia del trabajo de Hu *et al.*, (2014), aquí se establece que la mayor parte de los elementos han llegado a las hojas como partículas en suspensión a través del aire, no tanto absorbidas desde el suelo. Otra aportación significativa es

la de Ashraf *et al.*, (2017) describiendo la simbiosis entre diferentes bacterias PGP (*Plant Growth Promoting*) que favorecen el crecimiento de los organismos vegetales (entre ellos *A. altissima*). La relación simbiótica reside en que estas bacterias inoculan los elementos (metales) en los tejidos vegetales de la planta. De esta forma, los elementos del suelo son absorbidos por los vegetales y trasferidos a su parte aérea. En el contexto actual estas investigaciones ponen de manifiesto la trascendencia que puede tener el empleo de *Ailanthus altissima* como especie remediadora de los suelos contaminados.

Con esta aproximación, la presente investigación centra su base en el análisis preliminar de la transferencia suelo-hoja de diferentes elementos químicos en parajes específicos de la región de Madrid, empleando para ello, una de las especies exóticas invasoras más extendidas en ambientes antropizados, *A. altissima*.

Específicamente, el propósito de este estudio es: i) evaluar las concentraciones de ciertos elementos tóxicos o que en concentraciones elevadas pueden ser tóxicos (Pb, Cu, Cd, Cr, Zn, Sn, B, Sr, Mn) en las hojas de *Ailanthus altissima*, ii) analizar la transferencia suelo-hoja y como resultado el factor bioconcentración (FBC) para los diferentes ambientes seleccionados, iii) clasificar las estrategias de *A. altissima* y así proporcionar datos experimentados para investigaciones posteriores de la capacidad acumulativa de la especie.

## 2. Metodología

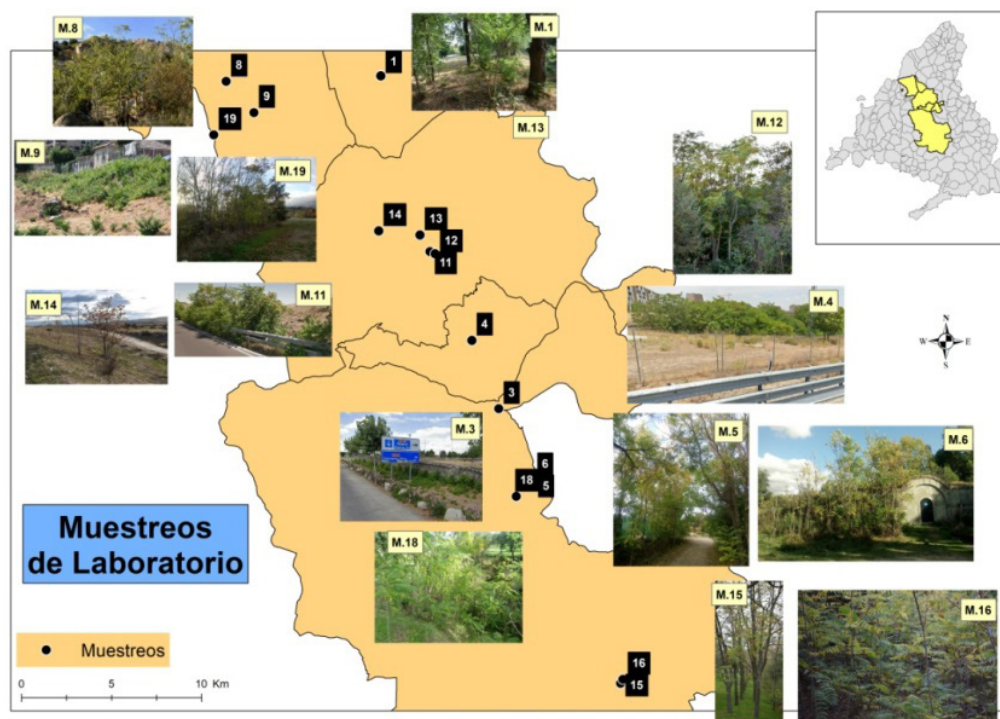
### 2.1. Área de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en diferentes ámbitos de la Comunidad de Madrid (España). La variabilidad de componentes físico-ambientales de la región obliga a definir un área de estudio lo suficientemente extensa y con rasgos diferenciados que permita llegar a los objetivos planteados.

Así se seleccionaron zonas diferenciadas (figura 1) que se incluyen en los términos municipales de Manzanares del Real, Soto del Real, Colmenar Viejo, Tres Cantos y Madrid.

Todos ellos recogen la inmensa mayoría de los caracteres físicos (unidades fisiográficas, litológicas y edáficas) y altitudinales que configuran la Comunidad de Madrid. También comprende desde zonas al norte con elevada precipitación anual (1490 mm) y bajas temperaturas medias (9,6°C) a zonas xéricas y cálidas del sur (360mm y 14,4 °C). Asimismo incluyen todos los diferentes usos y aprovechamientos. Además de diferentes rasgos demográficos y contiene las principales arterias de comunicación.

Figura 1. Mapa del área de estudio



Elaboración propia

## 2.2. Muestreo

Las sucesivas campañas de campo se llevaron a cabo entre los meses de marzo a octubre de los años 2019 y 2020. Se seleccionaron estos meses por el estado óptimo del crecimiento foliar y floración de la especie; finalizando justo antes del inicio de la otoñada y pérdida de la hoja (Sæbø *et al.*, 2012). Se tomaron muestras en cuatro ambientes diferenciados con presencia de *A. altissima* (escombrera, espacio natural, vía de comunicación y zona verde urbana) (tabla 1).

Tabla 1. Localización y características del área de muestreo

LOCALIZACIÓN	ID	X	Y	Z	Características
Tres Cantos	3	440320,69	4492283,68	748	Escombrera
Tres Cantos	4	438815,25	4496092,36	735	Escombrera
Valdelatas	5	442229,2	4488462,36	699	Escombrera
Colmenar Viejo	12	436776,81	4500910,36	828	Escombrera
Colmenar Viejo	13	435926,83	4501954,39	859	Escombrera
Madrid	16	447211,91	4477230,18	660	Escombrera
Valdelatas	6	442185,33	4488312,01	697	Espacio natural
Pedriz del Manzanares	8	425168,66	4510503,36	974	Espacio natural
Valdelatas	18	441298,61	4487408,85	719	Espacio natural
Colmenar Viejo	11	436492,06	4501024,37	823	Vía de comunicación
Colmenar Viejo	14	433645,21	4502183,1	895	Vía de comunicación
Manzanares del Real	19	424474,79	4507518,89	903	Vía de comunicación
Soto del Real	1	433761,28	4510813,22	903	Zona verde
Manzanares del Real	9	426708,29	4508763,00	906	Zona verde
Madrid	15	447092,07	4477009,18	673	Zona verde

ID: Identificador; X: latitud; Y longitud; Z: altitud

Dentro de las masas de ailanto localizadas, se seleccionaron aleatoriamente 10 individuos, recogiendo para el conjunto de ejemplares un total de 500g de hojas a una altura de entre 0,6 a 3m (dependiendo del porte de la planta) por encima del nivel del suelo desde cada dirección (W, E, S y N con respecto al troco del árbol). Todas las plantas analizadas habían estado creciendo en los lugares seleccionados durante varios años y estaban en buenas condiciones (Dzierżanowski *et al.*, 2011, Sæbø *et al.*, 2012, Hu *et al.*, 2014).

Las hojas fueron colocadas en bolsas de papel, etiquetadas y acopiadas en una instalación (laboratorio) de almacenamiento limpio a temperatura ambiente hasta su análisis (Dzierżanowski *et al.*, 2011, Serbula *et al.*, 2012).

### 2.3. Análisis de laboratorio

El periodo establecido para el análisis de laboratorio fue posterior al mes de octubre (tras la recogida de las muestras en campo y su secado). Para obtener la composición química de las hojas, se molieron 0,5g de muestra hasta conseguir un tamaño fino inferior a 20 $\mu$ m. En vaso de teflón, se empleó ácido fluorhídrico (5 cc) para atacar la muestra en placa calefactora hasta sequedad y ácido nítrico (5 cc) hasta aparición de humos. Tras el cese de esta primera acción química (desaparición de humos) se adicionan 10 ml de ácido clorhídrico hasta que, de nuevo, cesan los humos. Enrasado con agua destilada en un matraz aforado de 25 ml. Posteriormente, el contenido del matraz fue depositado en un bote de plástico, numerado acorde a la nomenclatura utilizada. Por último, se lleva a cabo un análisis semicuantitativo elemental de las muestras, que engloba la gran mayoría de la tabla periódica, a excepción de gases nobles y otros elementos, tales como el carbono (C), el hidrógeno (H) y varios haluros.

La determinación química fue realizada mediante espectroscopía de Masas con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-MS) con llama de argón. El espectrómetro empleado ha sido ICP-MS Elan 6000 Perkin Elmer Sciex con autosampler AS91. Este análisis se repitió en 5 ocasiones y se calculó la media.

Para realizar la curva de calibrado se toman los valores 0,1, 1 y 10 mg/l, excepto para el caso del Na, Mg y Ca que se usaron valores 0,1, 1, 10 y 100. La medición de Na y K se ha realizado mediante fotometría de llama por emisión, con un equipo Perkin Elmer 2280.

### 2.4. Análisis de datos

Para estimar la tolerancia que tienen las plantas frente a los metales del suelo se deben tener en cuenta, tanto relaciones que empleen respuestas físicas al tratamiento con metales (fragilidad en la hoja, clorosis, necrosis, cambio en la tonalidad, u otros derivados de fitotoxicidades) como parámetros químicos que reflejen el efecto provocado por los metales (Alcoba *et al.*, 2014). Siguiendo el modelo de Alcoba *et al.*, (2014) para la relación entre las concentraciones de metal en las partes subterráneas de la planta y el suelo se calculó el factor bio-concentración (FBC = concentración de metal en la raíz / concentración de metal en el suelo). El coeficiente determina la transferencia de metal del suelo a la planta. Un valor >1, significa que existen mecanismos que concentran el elemento en las hojas. Por su parte, se calculó el factor transferencia FT= (concentración de metal en la hoja / concentración de metal en la raíz) para indicar el tipo de respuesta (acumulación, indicador, excluyente) de la planta al metal (Abreu *et al.*, 2012). El coeficiente establece que, si la relación <1 existe una restricción del transporte del metal entre raíz y hoja. De esta

forma, el elemento queda inmóvil en la parte subsuperficial de la planta. Si es  $>1$ , el metal es transferido a la parte aérea del organismo vegetal. Por su parte, atendiendo al trabajo de Kabata (2001) Bravo *et al.*, (2014) diferenció entre tres niveles de bioconcentración: Nivel de bioconcentración bajo: Valores inferiores a 0,1, Nivel de bioconcentración medio: Valores entre 0,1 y 1, Nivel de bioconcentración alto: Valores superiores a 1. Para la investigación se carece de muestras de raíz de *A. altissima*, sin embargo, diversos estudios emplean el factor de bio-acumulación (BAF) como la relación entre las concentraciones de metal en la planta (genérico, sin diferenciar entre parte aérea o subterránea) y el suelo (Kabata 2001; Ma *et al.*, 2001; Bu-Olayan & Thomas, 2009; Bravo *et al.*, 2014; Mishra & Pandey, 2019).

### 3. Resultados

#### 3.1. Concentración de elementos en las hojas

Los elementos químicos menores presentes en las hojas de *A. altissima* en una concentración superior a 0,5ppm (promedio) son los reflejados en la tabla 2.

Tabla 2. Concentraciones ( $>0,5$  ppm) de los elementos en hojas

Elemento	Concentración promedio (ppm)	Desviación estándar ( $\sigma$ )
B	174	223,16
Sr	108	28,25
Mn	102	79,86
Sn	41	20,70
Ba	40	25,38
Zn	31	20,97
Cu	22	23,84
Rb	10	5,29
Zr	7	8,51
Ni	6	4,39
Ce	4	4,45
Cr	4	4,79
Li	3	5,64
V	3	4,78
La	2	2,04
Nd	2	1,81
Pb	2	2,03
W	2	3,16
Y	2	1,50
As	1	1,22
Ga	1	2,44
Nb	1	0,99
Pr	1	0,62
Sc	1	0,98
Th	1	0,88
U	1	1,18

Elaboración propia.

Entre todos ellos, resultan de interés los datos del boro (B) tercer elemento en abundancia media con 174ppm y una desviación estándar de 223ppm. El manganeso (Mn) tiene valor medio de concentración 102ppm  $\pm$  79,86ppm de desviación estándar. La concentración media de estaño (Sn) es de 41ppm y una desviación estándar de 20,70ppm. El bario (Ba) tiene una concentración promedio en las hojas de ailanto de 40ppm con una  $\sigma$  de 25,38ppm. En menor proporción se encuentra el vanadio (V) con 3ppm de promedio y 4,78ppm de desviación estándar. El wolframio (W) con 2ppm promedio y  $\sigma$  de 3,16ppm. Por último, el uranio (U) está en concentración promedio de 1ppm y su desviación estándar de 1,18ppm.

Por su parte, dentro de los considerados como metales pesados, destacan la concentración en las hojas de zinc (Zn) 31ppm y su  $\sigma$  de 20,97ppm, de cobre (Cu) 22ppm y  $\sigma$  de 23,84ppm. Por su parte, el níquel (Ni) tiene una concentración promedio en las hojas de ailanto de 6ppm y su desviación estándar es de 4,39ppm. El cromo (Cr) se distribuye en proporciones medias de 4ppm y la  $\sigma$  es de 4,79ppm. El plomo (Pb) tiene una concentración promedio de 2ppm y su desviación de 2,03ppm. Por último, el arsénico (As) aparece en 1ppm y su  $\sigma$  es de 1,22ppm.

### 3.2. Análisis del factor bioconcentración

Para el conjunto de ambientes, según la bibliografía consultada (Ma *et al.*, 2001; Bu-Olayan & Thomas, 2009; Mishra & Pandey, 2019) el B, Cu, Sn y Sr son los elementos menores que pueden ser considerados bioacumulados por las hojas de *A. altissima* dado que su factor de bioconcentración (FBC) es superior a la unidad ( $FBC \geq 1$ ). Además de los elementos antes mencionados, se pueden considerar que otros compuestos como Cu y Ni tienen cierto carácter acumulativo, pues su factor de bioconcentración es  $\geq 0,5$  (tabla 3).

Tabla 3. Valores del factor bioconcentración (FBC).

Elemento	Concentración promedio en hojas (ppm)	Concentración promedio en suelo (ppm)	FBC
Sn	41	8	5,06
B	174	148	1,18
Sr	108	92	1,17
Cu	22	24	0,92
Ni	6	12	0,51
Mn	102	213	0,48
Zn	31	70	0,45
Cr	4	11	0,34
Ce	4	16	0,25
Sc	1	3	0,25
Zr	7	39	0,18
As	1	8	0,12
Ba	40	375	0,11
V	3	30	0,11
Ga	1	14	0,09
Rb	10	127	0,08
Li	3	51	0,07
Pb	2	39	0,06

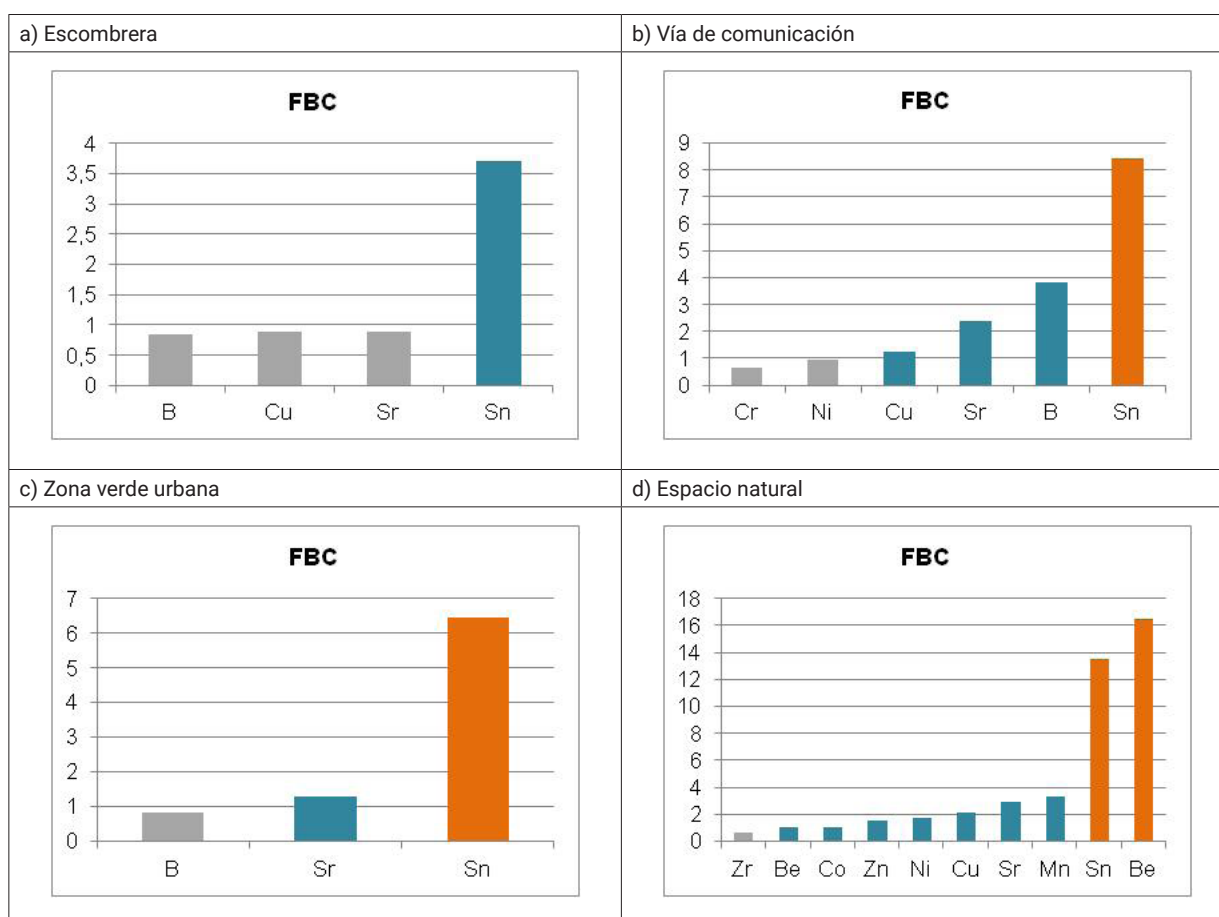
Elaboración propia.



Se han diferenciado: i) Elementos no acumulados en las hojas (sin color): Presentan factor de bioconcentración inferior a 0,5 ( $FBC \leq 0,5$ ). Entre estos elementos se encuentran As, Ba, Ce, Cr, Ga, Li, Mn, Pb, Rb, Sc, Zn y Zr; ii) Posibles elementos bioacumulados (color gris): Son aquellos que presentan un factor de bioconcentración ( $FBC \geq 0,5$ ). Cu y Ni; iii) Elementos bioacumulados (color azul): Aquellos cuyo factor de bioconcentración es igual o superior a la unidad ( $FBC \geq 1$ ). B y Sr; iv) Elementos potencialmente acumulados (color naranja): Aquellos elementos cuya concentración en las hojas es significativamente superior que en suelos. En la investigación, el único elemento con esta característica es el Sn ( $FBC > 5$ ).

Teniendo en consideración cada uno de los ambientes analizados se determina: i) en las escombreras (figura 2a) el B, Cu, Sr son posibles elementos acumulados; y el Sn elemento encontrado en las hojas; ii) para las vías de comunicación (figura 2b) el Sn es potencialmente acumulado, mientras que B, Sr, Cu están presentes en los tejidos vegetales de la parte aérea del árbol; iii) en las zonas verdes urbanas (figura 2c) el Sn es potencialmente bioacumulado; por último, iv) en los espacios considerados como naturalizados (figura 2d) las hojas de ailanto acumulan Be, Co, Zn, Ni, Cu, Sr y Mn; mientras que Sn y B son elementos potencialmente bioacumulados

Figura 2. Factor Bioconcentración (FBC) para cada ambiente analizado



Elaboración propia.

### 3.3. Estrategias de *Ailanthus altissima*

A la vista de los resultados obtenidos y en relación con las investigaciones de Baker (1981), Kabata (2001), Alcoba *et al.*, (2014), y Bravo *et al.*, (2014), se han clasificado las estrategias de *A. altissima* frente a los diferentes elementos (tabla 4).

Aplicando el modelo de Baker (1981) y Alcoba *et al.*, (2014), puede comprobarse que, del conjunto de elementos presentes tanto en hojas de *A. altissima* como en suelos (un total de 19), 13 compuestos (68,42% de los elementos) tienen una concentración significativamente baja en las hojas, y su proporción en suelo no supera los límites de tolerancia de la planta. Por consiguiente, su FBC es inferior a 0,5 (ver tabla 4)

Tabla 4. Factor de Bioconcentración (FBC) y estrategia de *A. altissima*

ELEMENTO	Serie	FBC	ESTRATEGIAS	
			Baker (1981) Alcoba et al., (2014)	Kabata (2001) Bravo et al., (2014)
Pb	Metal pesado	0,06	Excluyente	Bajo nivel de bioconcentración
Li	Metal alcalino	0,07	Excluyente	Bajo nivel de bioconcentración
Rb	Metal alcalino	0,08	Excluyente	Bajo nivel de bioconcentración
Ga	Metal bloque P	0,09	Excluyente	Bajo nivel de bioconcentración
Ba	Metal alcalinotérreo	0,11	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
V	Metal de transición	0,11	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
As	Metal pesado	0,12	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
Zr	Metal de transición	0,18	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
Ce	Lantánido	0,25	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
Sc	Metal de transición	0,25	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
Cr	Metal pesado	0,45	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
Zn	Metal pesado	0,45	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
Mn	Metal de transición	0,48	Excluyente	Nivel medio de bioconcentración
Ni	Metal de transición	0,51	Posible indicadora	Nivel medio de bioconcentración
Cu	Metal pesado	0,92	Posible indicadora	Nivel medio de bioconcentración
Sr	Metal alcalinotérreo	1,17	Indicadora	Alto nivel de bioconcentración
B	Metaloides	1,18	Indicadora	Alto nivel de bioconcentración
Sn	Metal bloque P	5,06	Acumuladora	Alto nivel de bioconcentración

Elaboración propia

En estos casos el *A. altissima* actúa como excluyente, es decir, el elemento no es transmitido a la parte aérea del árbol. Entre los elementos excluyentes se destacan: metales pesados como el Pb, As, Zn; metales de transición como Sc, Mn, Co, V; metales alcalinos como Li, Rb. Por su parte, para la investigación, el *A. altissima* actúa como planta indicadora de Sr, B. La concentración de estos elementos queda reflejada en la parte aérea del individuo, siendo su factor de bioconcentración próximo a 1. Así, el ailanto es indicador del 14% de los elementos encontrados. Por último, se destaca el Sn como elemento potencialmente acumulado en las hojas de *A. altissima* (FBC = 5,06). Además, se ha observado también que el ailanto puede ser una especie indicadora de Ni y Cu presentando un factor de bioconcentración entre 0,5 y 1.

Empleando el modelo de Kabata (2001) y Bravo *et al.*, (2014) se comprueba que todos los elementos, con independencia de su FBC, son bioacumulados en las hojas de *A. altissima*, diferenciando: i) elementos con bajo nivel de bioconcentración: A este grupo pertenecen 4 de los 19 elementos encontrados en las hojas de ailanto (21% del conjunto). Destaca el metal pesado Pb, 2 metales alcalinos Li y Rb y un metal del bloque P (Ga); ii) elementos con nivel medio de bioconcentración: Este grupo representa el 63,15% de los compuestos. Destacan los metales pesados (As, Cr, Zn, Cu), y iii) compuestos químicos con alto nivel de bioconcentración: Representado por 3 elementos (15,8% del conjunto). Pertenecen el Sr, B y Sn.

Para los resultados obtenidos las hojas de *A. altissima* contienen un gran número elementos indispensables, pero en proporciones significativamente elevadas. Destacan, por encima del resto, las concentraciones de B (174 ppm), Sr (108ppm), Mn (102 ppm). En menor proporción Zn (31 ppm), Cu (22 ppm), Ni (6 ppm), V (3 ppm), Pb (2 ppm).

Pese a esta afirmación, la desviación estándar del B ( $\sigma=223$  ppm) y Mn ( $\sigma=79,85$  ppm), establecen que, las concentraciones de estos elementos en la parte aérea del *A. altissima* depende, en gran medida, del ambiente en el que se encuentre. Para otros elementos, como Sr ( $\sigma=28,25$  ppm), Zn ( $\sigma=20,97$ ), Ni ( $\sigma=4,39$ ) las diferencias entre muestras (y por tanto entre ambientes) no son tan relevantes. Otros elementos, entre los que destaca el Cu ( $\sigma=23,84$  ppm), V ( $\sigma=4,78$  ppm) o Pb ( $\sigma=2,03$ ), tienen una desviación estándar superior a su promedio. Por consiguiente, la concentración de estos elementos es diferentemente significativa por cada muestra.

#### 4. Discusión

Los procesos de industrialización, desarrollo urbanístico, cambios en los usos del suelo y el resto de acciones antrópicas que se dan en el Antropoceno, contribuyen al incremento de la concentración de sustancias químicas (metales pesados o elementos traza) que pueden ser perjudiciales para los organismos vegetales. La toxicidad de los metales en las plantas depende de la tolerancia de cada especie, el elemento químico en cuestión y/o las características físico-químicas del suelo. Así, ciertos metales son considerados como esenciales para el crecimiento y desarrollo de organismos vegetales, como el Cu y Zn que activan las reacciones enzimáticas y participan en las reacciones Redox de las plantas. O el Cu que actúa en el proceso fotosintético (Mahmood & Islam, 2006; Chatterjee *et al.*, 2006). El Zn que es esencial para los ribosomas. O el Co que es elemento indispensable para la vitamina B12 (Nagajyoti *et al.*, 2010). En el suelo de ambientes antropizados es habitual encontrar elementos no esenciales y que son considerados como tóxicos para los organismos vegetales como Hg, Ag, Pb, Ni. Además, en los espacios antropizados, los elementos traza como el Fe, Cu, Zn, Mn o el Co, entre otros, suelen presentarse en concentraciones elevadas, nocivas para el desarrollo de la mayor parte de las especies vegetales (Nagajyoti *et*

*al.*, 2010). Sin embargo, especies como *A. altissima* tienen la capacidad de desarrollarse en suelos con concentraciones tóxicas de estos elementos metales, como se ha corroborado en el presente análisis preliminar.

Esta especie muestra una clara y marcada expansión en hábitats significativamente perturbados por acciones antrópicas. Así, la especie, ha sido considerada como una de las más tolerantes a la contaminación atmosférica. Siendo altamente resistente a  $\text{SO}_2$  y otros compuestos nocivos para la mayoría de los organismos vegetales. Esta tolerancia se debe, entre otros caracteres, a la alta capacidad antioxidante que tienen sus hojas. Además, presenta una gran capacidad de desintoxicación de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (Kovacs *et al.*, 1982).

*A. altissima* posee la capacidad de desarrollarse en suelos con concentraciones de elementos químicos (traza) elevadas (Hu *et al.*, 2014; Lin *et al.*, 2017; Ashraf *et al.*, 2017). En ocasiones, los elementos están presentes en la naturaleza y son indispensables para el correcto desarrollo de los organismos vegetales (como el Boro, Manganeseo, Níquel, Cobre, Magnesio o Silicio, entre otros). El problema reside cuando la proporción de estos elementos es significativamente superior a la que pueden tolerar las plantas, convirtiéndose en elementos tóxicos (Alcoba *et al.*, 2014). Mientras, otros compuestos no desempeñan ninguna función biológica y resultan altamente tóxicos, como el Cd, Hg o el Pb. En este contexto, diferentes especies vegetales, entre las que destaca *A. altissima*, han sido empleadas como bio-acumuladoras y fitorremediadoras de entornos contaminados (Hu *et al.*, 2014; Ashraf *et al.*, 2017; Lin *et al.*, 2017). Los resultados del factor bioconcentración obtenidos en la presente investigación, corroboran esta capacidad adaptativa del ailanto y sugieren la presencia de otros rasgos adaptativos de la especie, que permiten su desarrollo en suelos con concentraciones elevadas de elementos químicos (mayores y traza) nocivas para otros organismos vegetales.

Según Alcoba *et al.*, (2014), los organismos vegetales pueden ser empleados como indicadores de la disponibilidad de elementos a diferentes profundidades edáficas. Para que los diferentes compuestos (presentes en el suelo), lleguen a las hojas del árbol, éstos deben ser accesibles para la misma. Por consiguiente, la procedencia del elemento influye elocuentemente sobre su biodisponibilidad, siendo los compuestos de origen antrópico los que tienen mayor movilidad y, por tanto, más facilidad para ser absorbidos por la planta. Con estas consideraciones, se ha planteado el estudio de la transferencia suelo-hoja para cada uno de los cuatro ambientes establecidos (escombreras, vías de comunicación, zona verde urbana y espacios más naturalizados). El fin de esta diferenciación entre biotopos es determinar la presencia o inexistencia de un entorno favorable donde el ailanto bio-acumula mayor cantidad de elementos. Para ello, se recurre al cálculo del Factor Bioconcentración (FBC) siguiendo el modelo de Baker (1981) y Alcoba *et al.*, (2014).

A la vista de los valores de las desviaciones estándar se puede establecer que, la mayor parte de las concentraciones de los elementos analizados en las hojas de ailanto, dependen del ambiente en el que se encuentre la planta. Destacan, por ejemplo, los valores de la desviación de B, Mn, Sn, Ba, Zn y Cu. Para los metales pesados aparecen diferencias en las respectivas desviaciones, agrupando Zn y Cu y el resto Ni, Cr, Pb y As. Así, mientras que las dos primeras tienen  $\sigma$  aproximado de 20ppm, el resto  $\sigma < 5\text{ppm}$ . Por tanto, aunque la concentración conjunta de metales pesados en hojas de *A. altissima* no parece presentar una fuerte desviación (se diferencia con otros elementos), sí se aprecia que las concentraciones de Ni, Cr, Pb y As son más homogéneas para el conjunto de muestras. El análisis del modelo de transferencia suelo-hoja, establece que los elementos bioacumulados en las hojas de *A. altissima* son Estroncio, Boro, Calcio y potencialmente acumulado

el Estaño. Sin embargo, la fuerte dependencia de la concentración de elementos en suelo para el cálculo del FBC, dificulta establecer en qué entorno el ailanto acumula mayor proporción de metales en sus hojas.

Queda probado que *A. altissima* posee la capacidad de bioacumular en sus tejidos vegetales diferentes elementos tóxicos para otros organismos. En este contexto, las investigaciones de Hu *et al.*, (2014), Lin *et al.*, (2017), Ashraf *et al.*, (2017), Abbaslou & Bakhtiari (2017) entre otras, determinan que *A. altissima* puede ser empleada como especie fitorremediadora de ambientes perturbados, acumulando en su parte aérea, diferentes compuestos (tabla 5). La mayoría de las investigaciones tienen como objeto de estudio la bioconcentración de metales pesados, destacando Pb, Cd, Cu, Zn, Cr. A estos elementos se suman Mn, Ni.

Tabla 5. Investigaciones que determinan *A. altissima* como bioacumulador y los compuestos bioacumulados.

AUTOR/ES Y AÑO	ELEMENTOS ACUMULADOS
Porter (1968)	Fe, Cu, Zn, Ti, K, Cl
Hu <i>et al.</i> , (2014)	Pb, Cu, Cr, Zn,
Filippou <i>et al.</i> , (2014)	SnO
Ranieri & Gikas (2014).	Cr
Lin <i>et al.</i> , (2017)	Partículas en suspensión (PM1, PM2,5, PM10)
Ashraf <i>et al.</i> , (2017)	Cr
Abbaslou & Bakhtiari (2017)	Cu, Mn, Fe, Zn, Cd, Pb
Nabi <i>et al.</i> , (2019)	NO, SnO
Roy <i>et al.</i> , (2020)	Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn
Corral (2021)	Ni, Cu, Sr, B, Sn

Elaboración propia a partir de los datos obtenidos y diversas fuentes bibliográficas.

En los resultados obtenidos del Factor de Bioconcentración (FBC), se han aplicado dos modelos para así poder comprobar qué elementos son significativamente bioacumulados por la parte aérea de *A. altissima*.

Por un lado, aplicando el modelo de Baker (1981) y Alcoba *et al.*, (2014), se ha comprobado que, del conjunto de elementos presentes, tanto en hojas de *A. altissima* como en suelos (un total de 19), 13 compuestos (68,42% de los elementos) tienen una concentración significativamente baja en las hojas, y su proporción en suelo no supera los límites de tolerancia de la planta. Por consiguiente, su FBC es inferior a 0,5. En estos casos *A. altissima* actúa como excluyente, es decir, el elemento no es transmitido a la parte aérea del árbol.

Entre los elementos excluyentes se destacan los siguientes: i) metales pesados como el Pb, As y el Zn; ii) metales de transición como Sc, Mn, Co, V; iii) metales alcalinos como Li, Rb.

Por su parte, para la investigación, *A. altissima* actúa como planta indicadora de Sr, B. La concentración de estos elementos queda reflejada en la parte aérea del individuo, siendo su factor de bioconcentración próximo a 1. Por último, se destaca el Sn como elemento potencialmente acumulado en las hojas de *A. altissima* (FBC = 5,06). Además, se ha observado que el ailanto puede ser una especie indicadora de Ni y Cu presentando un factor de bioconcentración entre 0,5 y 1.

Por otro lado, empleando el modelo de Kabata (2001) y Bravo *et al.*, (2014) se comprueba que todos los elementos, con independencia de su FBC, son bioacumulados en las hojas de *A. altissima*, diferenciando: i) elementos con bajo nivel de bioconcentración donde destaca el metal pesado Pb, 2 metales alcalinos Li y Rb y un metal del bloque P (Ga); ii) elementos con nivel medio de bioconcentración (As, Cr, Zn, Cu); iii) elementos con alto nivel de bioconcentración como el Sr, B y Sn.

Comparando los resultados obtenidos con la bibliografía consultada se han observado la inexistencia de Cd, NO y Cl en las hojas de *A. altissima*. El Pb tiene un factor de bioconcentración de 0,06 por tanto, es considerado como excluyente. El Cr y Zn presentan FBC de 0,45 según Kabata (2001) & Bravo *et al.*, (2014) tienen un nivel medio de bioconcentración. Siguiendo el modelo de Baker (1981) y Alcoba *et al.*, (2014) el ailanto excluye a estos elementos, por tanto, no se acumulan en la parte aérea del árbol. El Mn presenta FBC de 0,48 que según Kabata (2001) & Bravo *et al.*, (2014) tiene un nivel medio de bioconcentración. Siguiendo el modelo de Baker (1981) y Alcoba *et al.*, (2014) el ailanto excluye a este elemento. El Ni tiene aparece con un valor de 0,51 que según Kabata (2001) & Bravo *et al.*, (2014) tiene un nivel medio de bioconcentración. Siguiendo el modelo de Baker (1981) y Alcoba *et al.*, (2014) el ailanto podría acumular este elemento en las hojas, por consiguiente *A. altissima* puede indicar la presencia de Ni en suelo. El Cu tiene un factor de 0,91 que según Kabata (2001) & Bravo *et al.*, (2014) tiene un nivel medio de bioconcentración. Siguiendo el modelo de Baker (1981) y Alcoba *et al.*, 2014 *A. altissima* puede indicar la presencia de Cu en suelo. Sn es el elemento con mayor tasa de bioconcentración (FBC = 5,06) que según Kabata (2001) & Bravo *et al.*, (2014) tiene un nivel alto de bioconcentración. Siguiendo el modelo de Baker (1981) y Alcoba *et al.*, (2014) el ailanto acumula significativamente este elemento en las hojas. Este valor, puede deberse a la capacidad que tiene el *A. altissima* a generar SnO en periodos de sequía (Nabiet *al.*, 2019).

## 5. Conclusiones

En este análisis preliminar se ha analizado la capacidad bioacumuladora de la especie vegetal *Ailanthus altissima* de ciertos elementos químicos que, en concentraciones elevadas, pueden ser tóxicos para los organismos vegetales, (Pb, Li, Rb, Ga, Ba, V, As, Zr, Ce, Sc, Cr, Zn, Mn, Ni, Cu, Sr, B y Sn). Se ha puesto de manifiesto que la existencia o grado de concentración de ciertas sustancias químicas en suelos, está estrechamente relacionada con la proliferación de *Ailanthus altissima*. Así, el análisis de la elevada concentración media de Ni, Cu, Sr, B y Sn en la transferencia suelo-hoja establece la capacidad de la especie de invadir ambientes perturbados por acción antrópica.

Mientras que se ha avanzado en las investigaciones que establecen que los árboles y los bosques son importantes sumideros de contaminantes (Fowler *et al.*, 1989) el análisis del papel que desempeñan los organismos vegetales como filtros de contaminantes de los suelos en los núcleos urbanos y/o espacios antropizados es escaso y hay pocas oportunidades para implementar programas de ecología urbana con especies arbóreas (Speak *et al.*, 2012).

Los resultados obtenidos tienen aplicaciones para futuros ensayos que tengan como finalidad el análisis de otras especies, capaces de almacenar contaminantes en su parte aérea. Aunque emplear especies exóticas invasoras, como *Ailanthus altissima*, para la bioacumulación o fitorremediación no es el modelo adecuado, es interesante buscar los beneficios que pudieran tener estos organismos una vez se han instalado. Por ejemplo, las plantas que pueden tolerar altas concentraciones de metales, como el caso del ailanto, tienen tasas de crecimiento rápidas y su elevada

biomasa aérea puede implicar una alta capacidad de absorción de contaminantes (Laidlaw *et al.*, 2012, Mok *et al.*, 2013, Sæbø *et al.*, 2012). De esta forma, las plantas también deben considerarse por su idoneidad para crecer en entornos urbanos (Yang *et al.*, 2005). Con ello, desde el punto de vista de la gestión de espacios verdes, es de interés analizar aquellos organismos vegetales que posean alta tolerancia y capacidad de absorber componentes nocivos de los suelos urbanos (Craul, 1994), también implantar aquellas especies capaces de sobrevivir y crecer sin un riego constante (Whitlow *et al.*, 1992), que sean sostenibles y perturben lo menos posible los espacios naturales (Nowak *et al.*, 2002) y emplear especies sin riesgo de futuras invasiones.

## Financiación

No existefinanciación para la investigación y publicación del trabajo.

## Conflicto de intereses

El autore este trabajo declaran que no existe ningún tipo de conflicto de intereses.

## Bibliografía

- Abbaslou, H. & Bakhtiari, S. (2017). Phytoremediation potential of heavy metals by two native pasture plants (*Eucalyptus grandis* and *Ailanthus altissima*) assisted with AMF and fibrous minerals in contaminated mining regions. *Pollution*, 3 (3) 471-486. doi: 10.7508/pj.2017.03.0 12
- Abreu, M. M., Santos, E. S., Ferreira, M. & Magalhães, M. C. F. (2012). *Cistus salviifolius* a promising species for mine wastes remediation. *Journal of Geochemical Exploration*, 113, 86-93. doi: 10.1016/j.gexplo.2011.03.007
- Alcoba, P., González, E., Martínez, S., Martínez, L., Pérez, V., Martínez, M.J., Pérez, C. (2014). “Transferencia de elementos traza suelo-planta en suelos con influencia salina”. Actas del 12º Congreso Nacional de Medio Ambiente (CONAMA). Madrid, 24 a 27 de noviembre de 2014. Recuperado de/ Retrieved from: <http://www.conama11.vsf.es/conama10/download/files/conama2014/CT%202014/1896711457.pdf>
- Arthur, E. L., Rice, P. J., Rice, P. J., Anderson, T. A., Baladi, S. M., Henderson, K. L. D. & Coats, J. R. (2005). Phytoremediation - An overview. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24 (2), 109-122. doi: 10.1080/07352680590952496
- Ashraf, M. A., Hussain, I., Rasheed, R., Iqbal, M., Riaz, M. & Arif, M. S. (2017). Advances in microbe-assisted reclamation of heavy metal contaminated soils over the last decade: a review. *Journal of environmental management*, 198, 132-143. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.04.060
- Baker, A. J. & Walker, P. L. (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*, 2, 155-165.
- Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of plant nutrition*. 3(1-4):643-654. doi: 10.1080/01904168109362867
- Bravo, S., Amorós, J. A., Higuera, P. L., García, F. J., Pérez-de los Reyes, C. & Sánchez, M. (2014). Estroncio (Sr) acumulado en hojas de viña (*Vitis vinifera* L.) en Castilla-La Mancha. In *I Jornada del Grupo de Viticultura y Enología: Comunicaciones, Logroño, 19 y 20 de noviembre, 2014* (pp. 200-206). SECH (Sociedad Española de Ciencias Hortícolas).
- Bu-Olayan, A. H. & Thomas, B. V. (2009). Translocation and bioaccumulation of trace metals in desert plants of Kuwait Governorates. *Research Journal of Environmental Sciences*, 3(5), 581-587. doi: 10.3923/rjes.2009.581.587
- Carpena, R. O. & Bernal, M. P. (2007). Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Revista Ecosistemas*, 16(2), 1-13. Recuperado de/Retrieved from <http://digital.csic.es/bitstream/10261/16683/1/eco.pdf>
- Chatterjee, C., Gopal, R. & Dube, B. K. (2006). Physiological and biochemical responses of French bean to excess cobalt. *Journal of Plant Nutrition*, 29 (1), 127-136. doi: 10.1080/01904160500416513
- Corral, M. (2021). “Especies Exóticas Invasoras. Caso de *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle en el Centro de la Península Ibérica”. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Craul, P. J. (1994). Soil compaction on heavily used sites. *Journal of Arboriculture*, 20(2), 69-74.

- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A. & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International Journal of Phytoremediation*, 13 (10), 1037-1046. doi: 10.1080/15226514.2011.552929
- Filippou, P., Bouchagier, P., Skotti, E. & Fotopoulos, V. (2014). Proline and reactive oxygen/nitrogen species metabolism is involved in the tolerant response of the invasive plant species *Ailanthus altissima* to drought and salinity. *Environmental and Experimental Botany*, 97, 1-10. doi: 10.1016/j.envexpbot.2013.09.010
- Fowler, D., Cape, J. N. & Unsworth, M. H. (1989). Deposition of atmospheric pollutants on forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 324(1223), 247-265.
- Garbisu, C., Becerril, J., Epelde, L. & Alkorta, L. (2007). Bioindicadores de la calidad del suelo: herramienta metodológica para la evaluación de la eficacia de un proceso fitorremediador. *Ecosistemas*, 16(2). doi: 10.7818/ECOS.127
- García, R. B., & Reyes, A. S. (2009). Fitorremediación de metales pesados y microorganismos. *Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente*, (16), 1-6. Recuperado de/Retrieved from <http://ama.redciencia.cu/articulos/16.02.pdf>
- Gulan, L., Milenkovic, B., Zeremski, T., Milic, G. & Vuckovic, B. (2017). Persistent organic pollutants, heavy metals and radioactivity in the urban soil of Priština City, Kosovo and Metohija. *Chemosphere*, 171, 415-426. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.064
- Hu, Y., Wang, D., Wei, L. & Song, B. (2014). Heavy metal contamination of urban topsoils in a typical region of Loess Plateau, China. *Journal of soils and sediments*, 14(5), 928-935. doi: 10.1007/s11368-013-0820-1.
- Kabata, A. (2001). *Trace elements in soils and plants*. 3ed. CRC. press.
- Kleckerova, A. & Docekalová, H. (2014). Dandelion plants as a biomonitor of urban area contamination by heavy metals. *International Journal of Environmental Research* (8), 157-164.
- Kovacs, M., Opauszky, I., Klincsek, P.K. & Podani, J. (1982). The leaves of city trees as accumulation indicators. In: Steubing, L.S., Jäger, H.J. (Eds.), *Monitoring of Air Pollutants by Plants. Methods and Problems*. Dr. W. Junk, The Hague, 149-153.
- Kumar, S. (2013). Appraisal of heavy metal concentration in selected vegetables exposed to different degrees of pollution in Agra, India. *Environmental monitoring and assessment*, 185(3), 2683-2690. doi: 10.1007/s10661-012-2739-1
- Laidlaw, W. S., Arndt, S. K., Huynh, T. T., Gregory, D. & Baker, A. J. M. (2012). Phytoextraction of heavy metals by willows growing in biosolids under field conditions. *Journal of environmental quality*, 41(1), 134-143. doi: 10.2134/jeq2011.0241
- Lee, J.H. (2013). An overview of phytoremediation as a potentially promising technology for environmental pollution control. *Biotechnol Bioproc Engineering*, (18) 431-439. doi: 10.1007/s12257-013-0193-8
- Lin, L., Yan, J., Ma, K., Zhou, W., Chen, G., Tang, R. & Zhang, Y. (2017). Characterization of particulate matter deposited on urban tree foliage: A landscape analysis approach. *Atmospheric Environment*, 171, 59-69. doi: 10.1016/j.atmosenv.2017.09.012
- Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y. & Kennelley, E. D. (2001). A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*, 409(6820), 579-579. doi: 10.1038/35054664
- Mahmood, T. & Islam, K. R. (2006). Response of rice seedlings to copper toxicity and acidity. *Journal of plant nutrition*, 29(5), 943-957. doi: 10.1080/01904160600651704
- Martínez-López, S., Martínez-Sánchez, M. J., Pérez-Sirvent, C., Bech, J., Martínez, M. D. C. G. & García-Fernández, A. J. (2014). Screening of wild plants for use in the phytoremediation of mining-influenced soils containing arsenic in semiarid environments. *Journal of Soils and Sediments*, 14(4), 794-809. doi: 10.1007/s11368-013-0836-6
- McDonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I. & Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41 (38), 8455-8467. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.03.016
- Mishra, T. & Pandey, V. C. (2019). Phytoremediation of Red Mud Deposits Through Natural Succession. In *Phytomanagement of Polluted Sites*, 409-424. doi: 10.1016/B978-0-12-813912-7.00016-8
- Mok, H. F., Majumder, R., Laidlaw, W. S., Gregory, D., Baker, A. J. & Arndt, S. K. (2013). Native Australian species are effective in extracting multiple heavy metals from biosolids. *International Journal of Phytoremediation*, 15(7), 615-632.



- Nabi, R. B. S., Tayade, R., Hussain, A., Kulkarni, K. P., Imran, Q. M., Mun, B. G. & Yun, B. W. (2019). Nitric oxide regulates plant responses to drought, salinity, and heavy metal stress. *Environmental and Experimental Botany*, 161, 120-133. doi: 10.1016/j.envexpbot.2019.02.003
- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D. & Sreekanth, T.V.M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* (8), 199–216. doi: 10.1007/s10311-010-0297-8
- Nowak, D. J., Civerolo, K. L., Rao, S. T., Sistla, G., Luley, C. J. & Crane, D. E. (2000). A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric environment*, 34(10), 1601-1613. doi: 10.1016/S1352-2310(99)00394-5
- Nowak, D. J., Crane, D. E. & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & Urban Greening*, 4(3-4), 115-123. doi: 10.1016/j.ufug.2006.01.007
- Piczak, K., Leśniewicz, A. & Żyrnicki, W. (2003). Metal concentrations in deciduous tree leaves from urban areas in Poland. *Environmental monitoring and assessment*, 86(3), 273-287. doi:10.1023/A:1024076504099
- Porter, J. R. (1986). Evaluation of washing procedures for pollution analysis of *Ailanthus altissima* leaves. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, 12(3), 195-202. doi: 10.1016/0143-148X(86)90009-1
- Ranieri, E. & Gikas, P. (2014). Effects of plants for reduction and removal of hexavalent chromium from a contaminated soil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(6), 1981. doi: 10.1007/s11270-014-1981-2
- Roy, A., Bhattacharya, T. & Kumari, M. (2020). Air pollution tolerance, metal accumulation and dust capturing capacity of common tropical trees in commercial and industrial sites. *Science of The Total Environment*, 137622. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137622.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H. & Gawronski, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 427, 347-354. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.03.084
- Serbula, S. M., Miljkovic, D. D., Kovacevic, R. M. & Ilic, A. A. (2012). Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. *Ecotoxicology and Environmental safety*, 76, 209-214. doi: 10.1016/j.ecoenv.2011.10.009
- Shukla, K. P., Singh, N. K. & Sharma, S. (2010). Bioremediation: developments, current practices and perspectives. *Genetic Engineering and Biotechnology Journal*, 3, 1-20.
- Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J. & Smith, C. L. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment*, 61, 283-293. doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.07.043
- Szolnoki, Z. S., Farsang, A. & Puskás, I. (2013). Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: origin and accumulation of metals. *Environmental Pollution*, (177), 106-115. doi: 10.1016/j.envpol.2013.02.007
- Tomašević, M., Rajšić, S., Đorđević, D., Tasić, M., Krstić, J. & Novaković, V. (2004). Heavy metals accumulation in tree leaves from urban areas. *Environmental Chemistry Letters*, 2(3), 151-154. doi: 10.1007/s10311-004-0081-8
- Ugulu, I., Dogan, Y., Baslar, S. & Varol, O. (2012). Biomonitoring of trace element accumulation in plants growing at Murat Mountain. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9(3), 527-534. doi:10.1007/s13762-012-0056-4
- Verkleij, J. A. C. & Schat, H. (1990). Mechanisms of metal tolerance in higher plants. *Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects*, 179-194.
- Whitlow, T. H., Bassuk, N. L. & Reichert, D. L. (1992). A 3-year study of water relations of urban street trees. *Journal of Applied Ecology*, 436-450. doi: 10.2307/2404512
- Yang, J., McBride, J., Zhou, J. & Sun, Z. (2005). The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3(2), 65-78. doi: 10.1016/j.ufug.2004.09.001
- Yang, L., Xia, X. & Hu, L. (2012). Distribution and Health Risk Assessment of HCHs in Urban Soils of Beijing, China. *Environmental Monitoring and Assessment* (184), 2377–2387. doi: 10.1007/s10661-011-2124-5