

**FITOESTABILIZACIÓN DE CROMO HEXAVALENTE POR *Acacia melanoxylon*;
UNA ESTRATEGIA PARA EL TRATAMIENTO DE SUELOS CONTAMINADOS.**

**PHYTOSTABILIZATION OF HEXAVALENT CHROMIUM BY *Acacia
melanoxylon*; A STRATEGY FOR THE TREATMENT OF CONTAMINATED SOIL**

Diana Patricia Calderón Torres^{1*}, Adriana Mireya Zamudio Sánchez²

¹Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería,
Departamento de Ciencias Biológicas y Ambientales, Carrera 4 No. 22-61, Bogotá D.C.,
Colombia, Correo electrónico: dianitacal1204@gmail.com

²Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Centro de
Bio-Sistemas, Autopista Norte Km 10 vía Bogotá - Briceño, Chía, Cundinamarca,
Colombia.

RESUMEN

El rápido crecimiento económico y social de la Sabana de Bogotá ha generado que algunas industrias ubicadas cerca de la cuenca del río Bogotá, emitan sus aguas residuales contaminadas con compuestos que en altas concentraciones pueden ser nocivos, como es el caso de los metales pesados, los cuales pueden ser clasificados como Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT), ya que generan daños en los sistemas vivos. Esto ha traído como consecuencia no sólo el cambio en las propiedades físicoquímicas de los recursos naturales, sino que también ha constituido un riesgo para la salud de los seres humanos. Específicamente en esta investigación se evaluó el potencial de fitorremediación de *Acacia melanoxylon* en concentraciones de cromo entre 10 mg/kg y 500 mg/kg. Como resultado se

encontró que el Cr se acumuló principalmente en la zona radical de la planta en un rango de 45.81 mg/kg y 1859 mg/kg. Además se determinaron los factores de concentración para definir su comportamiento en relación con la absorción y traslocación de esta sustancia, encontrándose valores mayores a 1 en el factor de bioconcentración en la raíz (BCF) y valores menores a 1 en el factor de traslocación (TF), para los tratamientos con concentraciones de cromo entre 10 mg/kg y 100 mg/kg. Este resultado indica que la planta puede ser utilizada para remover esta sustancia del suelo mediante un proceso de fitoestabilización.

Palabras clave: Curtiembres, fitoestabilización, cromo hexavalente, fabáceas, toxicidad.

ABSTRACT

The rapid economic and social growth of the Sabana de Bogotá has triggered polluted waste water spill by some industries located near the basin of the river Bogota. High concentrations compounds found in the water can be harmful, as it is the case of heavy metals, which can be classified as Potentially Toxic Elements (PTE), since they create damage in living systems. This has resulted not only in changes in natural resources physicochemical properties, but it has also constituted a risk to the health of human beings. Specifically, this research evaluated the phytoremediation potential of *Acacia melanoxylon* in concentrations of chromium between 10 mg/kg and 500 mg/kg. As a result, it was found that Cr accumulated mainly in the rooting zone of the plant in a range of 45.81 mg/kg and 1859 mg/kg. Concentration factors were also determined to define its behavior with regard to the absorption and translocation of this substance, finding values greater than 1 in the bioconcentration factor in the root (BCF) and values less than 1 translocation in factor (TF),

for the treatments with concentrations of chromium between 10 mg/kg and 100 mg/kg. This result indicates that the plant can be used for removing this substance from the soil through a phytostabilization process.

Keywords: Tanneries, phytostabilization, hexavalent chromium, fabaceae, toxicity.

INTRODUCCIÓN

La industria de curtido y su eficiencia en el tratamiento de aguas residuales

La contaminación antrópica de los sistemas naturales se ha convertido en un problema ambiental de importantes repercusiones, toda vez que no sólo cambia las propiedades de los recursos en los ecosistemas, sino que también incide en la calidad de vida de las personas. Vargas (2005) señala varios factores que afectan la salud y uno de estos corresponde a la exposición de contaminantes, a los cuales se les debe realizar un seguimiento y control prioritario, con el fin de reducir enfermedades asociadas con estas sustancias.

El deterioro de las propiedades físicas y químicas de los recursos naturales, está relacionado con el acelerado desarrollo económico, debido a que hoy en día, las empresas bajo la directriz de la relación costo/beneficio, buscan principalmente reducir el tiempo y los costos de producción durante la fabricación de los bienes de consumo, considerando que la atenuación del impacto de los residuos en el ambiente aparentemente no es viable económicamente, por lo que generalmente estos residuos no se tratan en su totalidad con las medidas establecidas desde el marco legal.

Las principales sustancias contaminantes provenientes de la industria, incluyen la presencia de hidrocarburos, metales, ácidos disolventes y cianuros, los cuales pueden estar presentes en altas concentraciones en las aguas residuales. Cuberos et al. (2009) señalan que aunque Colombia cuenta con 170 plantas de tratamientos para aguas residuales, sólo el 0.21% aproximadamente de estas aguas tienen un tratamiento previo antes de su disposición al ambiente. Más preocupante aún es que en promedio el 19% del agua tratada en estas plantas permanece contaminada, lo cual pone en evidencia la baja eficiencia de dichos procesos.

El río Bogotá es una fuente de recursos naturales que promueve la economía de la región. Muchas industrias dentro de las cuales se encuentran las curtiembres, interactúan de forma directa con este, emitiendo sus afluentes con compuestos, que pueden llegar a ser contaminantes para el sistema. A nivel nacional existen cerca de 800 curtidoras, encontrándose un 60% en Bogotá y la sabana (Cuberos et al.,

2009). Uno de los sectores donde se concentran las curtidoras es el municipio de Villapinzón, cuyas prácticas se conocen desde hace más de 150 años. Fue en la década de los 80 donde se vio la necesidad de realizar un control a esta industria, debido a los altos índices de contaminación sobre el río.

La problemática ambiental se hace evidente, cuando autoridades como el DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente) interviene cerrando 35 industrias en Bogotá para el año 2005, con el objetivo de mejorar la disposición de los residuos emitidos al ambiente (Artuz et al., 2011)

Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) para la fabricación de cueros

Han sido décadas de emisiones de sustancias contaminantes a la cuenca del Río Bogotá, particularmente en lo referente a los metales pesados y según González et al. (2017), estas sustancias pueden clasificarse dentro del grupo de los **EPT** (Elementos Potencialmente Tóxicos), debido a que pueden alterar al

organismo incluso en bajas concentraciones. Se calcula que una vez vertidos en el suelo, tienen una vida media de 150 a 500 años.

Miranda et al. (2008) reporta que diariamente se vierte en la desembocadura del río Bogotá al río Magdalena 70 kg de cromo proveniente de diferentes industrias. Dentro de estas industrias se encuentran las mencionadas curtiembres, las cuales utilizan sales de cromo para obtener materiales con una mejor textura y calibre. Durante el proceso de curtido se transforma la piel del animal en cuero, por medio de una reacción química entre el colágeno y los agentes curtientes. A diferencia del curtido vegetal y el sintético, el curtido mineral usa sales minerales como el sulfato de cromo con menor tiempo de curtido y obtención de cueros con mayor resistencia al desgaste, descomposición y calor (Álzate, 2004).

Las aguas residuales provenientes de las curtiembres y con un alto contenido de EPT como el cromo, son descargadas a los ecosistemas acuáticos y terrestres, constituyendo un riesgo para la calidad del

recurso y por supuesto para la salud de las personas. Una vez emitidos estos compuestos a los compartimientos ambientales, se acumulan por su naturaleza no biodegradable y pueden ser redistribuidos en otras formas químicas, generando mayor o menor biodisponibilidad (Martínez y Vargas, 2017).

Para la EPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos) el rango normal de cromo en el suelo es de 0.1 – 0.5 mg/kg y el rango tóxico se encuentra entre 5 a 30 mg/kg (Pulido, Trujillo y Torres, 2015). En una investigación realizada por Campos (2010), se encontraron 45 mg/kg de cromo disueltos en una solución de suelo del río Bogotá, siendo un dato preocupante debido a que la principal entrada de estos compuestos a la cadena alimenticia es a través de los cultivos, los cuales pueden ser contaminados al regar con aguas del río o al sembrar en suelos con altas concentraciones de estos metales.

Ramírez y Benavides (2013), evaluaron el efecto que tenían las inundaciones del río Bogotá en los suelos de la sabana, para lo cual

muestrearon cuatro tramos de la cuenca y los clasificaron como zonas no afectadas o no expuestas a procesos de inundación en un tramo y suelos inundados en 3 tramos. En los resultados encontraron que el tramo del suelo no afectado, no presentó concentración de cromo, mientras que en las muestras de suelos expuestos a inundación, se detectó la presencia de contaminación por cromo con cifras superiores a 800 mg/kg para cromo total, específicamente en el tramo ubicado en la vía Suba – Cota.

Esto implica que es prioritario considerar el efecto de contaminación por este metal ya que tal como lo menciona Martínez y Vargas (2017), estos compuestos pueden aumentar el riesgo de bioacumulación y biomagnificación, lo que afecta la productividad de los cultivos y compromete la salud de los seres vivos que interactúan con estos EPT.

Especiación y movilidad del cromo

La sabana de Bogotá se caracteriza por tener depósitos de arcillas, los cuales presentan mayor capacidad de intercambio catiónico y

mayor retención de metales pesados Cuberos et al., (2009). Según Abril (2016) la contaminación en el suelo tiene un tiempo de residencia alto, por su capacidad de acumular, retener y concentrar sustancias tóxicas, especialmente en el área superficial, donde pueden interactuar con los sistemas biológicos.

En el suelo se puede encontrar cromo trivalente Cr (III), el cual es de origen geológico y cromo hexavalente Cr (VI) producido por actividades antropogénicas. El estado hexavalente presenta mayor biodisponibilidad, a diferencia del trivalente que no se incorpora tan fácilmente a las cadenas alimenticias, debido a que la forma de Cr (III) es más estable en el medio y requiere energía para cambiar a estados de oxidación mayores (Sotelo, 2012).

Sin embargo, existen factores como la materia orgánica, las lluvias y las altas temperaturas que pueden variar los estados de valencia de este metal, ocasionando que procesos como la oxidación transformen el cromo (III) a cromo (VI), el cual puede ser 1000 veces más tóxico que el cromo (III) (Orroño, 2002).

Sotelo (2012) menciona además que el manganeso es un factor que puede ocasionar la oxidación de Cr (III) a Cr (VI), mientras que la reducción de Cr (VI) a Cr (III) se genera por la presencia de compuestos de carbono. Ambos tipos de reacciones pueden ocurrir en un suelo.

Desde el punto de vista ambiental, el cromo (VI) es más tóxico que otras formas químicas de este metal, debido a que presenta mayor solubilidad en agua y puede difundirse al interior de las células como un oxianión (cromato / dicromato) ingresando a través de canales de aniones no específicos en las membranas, debido a la semejanza estructural de los cromatos con los sulfatos y los iones de fosfato (Ahemad, 2015).

Dentro de la célula el Cr puede interactuar con las proteínas y los ácidos nucleicos, inhibiendo la replicación de ADN y la transcripción de ARN, siendo un elemento mutagénico y teratógeno, como lo indica la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC), quien lo clasifica como un compuesto

carcinógeno para los humanos (Menchaca, 2015).

Adicionalmente, los iones libres de cromo en el suelo, pueden bloquear actividades biológicas por la formación de enlaces entre el ion y el grupo sulfhídrico de las proteínas. Esta interacción puede llegar a ocasionar daños irreversibles en el organismo (Murcia, 2014).

Fitorremediación para la disminución de los EPT

Teniendo en cuenta esta problemática ambiental, surge la necesidad de buscar alternativas que permitan la disminución de la concentración de los EPT en el suelo, para así evitar el riesgo de biomagnificación y migración a otros compartimientos ambientales, dado que este tipo de compuestos pueden incorporarse nuevamente al componente acuático, mediante la redisolución, suspensión o transporte de sedimentos (Murcia, 2014).

Dentro de estas propuestas, se encuentra la biorremediación, la cual es un conjunto de tecnologías que busca reducir la concentración

de compuestos potencialmente peligrosos, a través de procesos bioquímicos realizados por los sistemas vivos (Abril, 2016).

La fitoestabilización es una técnica de bajo costo, en la cual se utilizan plantas para hacer una cobertura vegetal permanente, con el objetivo de minimizar la movilidad y disponibilidad del contaminante, además de reducir la erosión, la escorrentía superficial y evitar la producción de contaminantes secundarios. A diferencia de otras técnicas de fitoremediación, la fitoestabilización no busca eliminar los EPT de la zona contaminada, sino estabilizarlos. (Etim, 2012; Radziemska et al., 2017).

Para González et al. (2017), se puede encontrar dos vías en las cuales las plantas pueden participar; la primera es por estabilización, donde los EPT se mantienen en la rizósfera y no se movilizan a la parte aérea de la planta por traslocación. La segunda corresponde a la extracción, en la cual la acumulación del EPT ocurre principalmente en la parte aérea.

Recurso vegetal para realizar el proceso de fitorremediación

Para seleccionar la planta lo indicado es realizar un estudio previo para identificar las especies vegetales que se encuentran en el ecosistema que ha sido contaminado, ya que esto indica que son organismos capaces de tolerar estas condiciones. Por esta razón la planta utilizada en esta investigación fue seleccionada con base en un estudio realizado por la CAR, donde se realizó la caracterización forestal para 4 tramos de la cuenca del río Bogotá. Los resultados mostraron predominio de especies exóticas en un 91%, del cual el 11.6% correspondió a la planta *Acacia melanoxylon* (CAR, 2007).

La *Acacia melanoxylon* pertenece a un grupo grande de plantas leguminosas, distribuidas en diferentes partes del mundo y capaces de colonizar suelos degradados. En una investigación con *Acacia farnesiana*, se encontró que podía concentrar hasta 2000 mg /kg de Pb en las raíces (Noguez et al., 2017). Con base en este potencial de fitoremediación, el objetivo de este trabajo consiste en evaluar la

capacidad que tiene esta planta para concentrar cromo en su zona radical y aérea, y así establecer su posible uso como una estrategia para la recuperación de suelos contaminados con cromo hexavalente.

Factores de concentración utilizados en el campo de la fitorremediación

Para evaluar la capacidad que tienen las plantas para absorber y traslocar metales se pueden calcular los siguientes factores:

Factor de bioconcentración

Entendido como la capacidad que tienen las plantas para acumular metales en sus tejidos con respecto a la concentración del metal en el sustrato. Se establece que si los valores son mayores a 1 la planta puede ser clasificada como hiperacumuladora.

El factor de bioconcentración en la raíz (BCF – Biological Concentration Factor) de la planta y el ***factor de bioconcentración en la parte aérea de la planta (BAF – Biological Accumulation Factor)***, se calculan mediante la relación entre la concentración del metal en la raíz o en la

parte aérea con respecto a la concentración del metal en el suelo Medina y Montañó (2014).

$$BCF = \frac{\text{Concentración de EPT en la raíz}}{\text{Concentración de EPT en el suelo}}$$

El BAF también se interpreta como el coeficiente de enriquecimiento o factor de bioacumulación y se emplea para evaluar el potencial de fitorremediación, donde se espera un valor ideal mayor a 1.

$$BAF = \frac{\text{Concentración de EPT en la parte aérea}}{\text{Concentración de EPT en el suelo}}$$

Debido a que las plantas utilizan diferentes vías para la remoción de contaminantes, como por ejemplo la fitoestabilización donde la raíz o rizósfera concentra la mayor parte de EPT, se recomienda que las plantas sean exclusoras y no acumuladoras. Su clasificación se realiza calculando el factor de traslocación (**TF** - Translocation Factor):

$$TF = \frac{\text{Concentración de EPT en la parte aérea}}{\text{Concentración de EPT en la raíz}}$$

Para su interpretación se tiene que si el resultado es menor a uno la planta es clasificada como exclusora (González et al., 2017).

METODOLOGÍA

La investigación se realizó en el centro de Bio-Sistemas Alberto Lozano Simonelli de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, bajo condiciones controladas en un invernadero con una temperatura mínima de 15 °C y una máxima de 40 °C.

Preparación del suelo

En la primera etapa se caracterizó fisicoquímicamente el suelo para los bioensayos; sus propiedades se describen en la tabla 1.

Tabla 1

Caracterización fisicoquímica del suelo.

Elemento analizado	Unidad	Resultado
pH		5.2
C.E.	dS/m	0.34
Amonio	mg*kg ⁻¹	8.2
Nitrato	mg*kg ⁻¹	8.9
Nitrógeno mineral	mg*kg ⁻¹	17.1

Fósforo	mg*kg ⁻¹	12.7
Potasio	mg*kg ⁻¹	121
Calcio	mg*kg ⁻¹	756
Magnesio	mg*kg ⁻¹	81
Sodio	mg*kg ⁻¹	26
Acidez Int.	cmol ⁽⁺⁾ *kg ⁻¹	3.39
Azufre	mg*kg ⁻¹	8.2
Hierro	mg*kg ⁻¹	34.3
Manganeso	mg*kg ⁻¹	1.6
Cobre	mg*kg ⁻¹	0.16
Zinc	mg*kg ⁻¹	0.52
Boro	mg*kg ⁻¹	0.20
% Saturación	%	15.4
M.O.	%	13.47
C.O.	%	
CIC.	cmol ⁽⁺⁾ kg	51.3

Con base en lo descrito por Hernández (2016) y Cifuentes (2016), se prepararon soluciones en las siguientes concentraciones: 10 mg/L, 50 mg/L, 100 mg/L, 500 mg/L y 700 mg/L, las cuales fueron agregadas a 300 mL de agua, teniendo en cuenta la capacidad de campo de la

unidad experimental. Se utilizó dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) R. A marca Panreac.



Figura 1. Soluciones con las concentraciones de cromo hexavalente. De izquierda a derecha 10, 50, 100, 500 y 700 mg/L.

Preparación del material vegetal

Se usaron semillas de *Acacia melanoxylon* las cuales fueron sometidas a un tratamiento pregerminativo, para asegurar un alto porcentaje de germinación, debido a que presentaban una envoltura impermeable al agua y por lo tanto fue necesario aplicar una técnica húmeda y una seca. Posteriormente se incorporaron en semilleros con turba, y se esperó un tiempo de aproximadamente 2 semanas para trasplantar las plántulas. Después de 45 días, se determinó la concentración de cromo en la zona radical y aérea de las plantas.

Unidades experimentales

En el ensayo se evaluaron 5 tratamientos y una muestra testigo, con 10 réplicas cada uno para un total de 60 unidades experimentales. Las unidades fueron macetas, en las cuales se incorporó 2 kg de suelo incubado previamente con las soluciones de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$). Las variables medidas fueron: variación en el peso seco en la parte aérea y radical de la planta, así como el contenido de cromo acumulado en ambas partes.

Determinación del contenido de cromo

Para determinar la cantidad experimental de cromo disponible en las muestras de suelo y la cantidad concentrada en la parte aérea y radical de la planta, se utilizó espectrofotometría de absorción atómica; se realizó por triplicado una digestión ácida vía húmeda del suelo, de la parte aérea de la planta y del área radicular. Con base en el método analítico descrito en las normas NTC 3858 y NTC 3934, se pesaron aproximadamente 3.5 g de suelo y 0.5 g de cada parte de la planta previamente separada; se adicionaron 4 mL de ácido nítrico y 12 mL de

ácido clorhídrico para someter a calentamiento durante 2 horas en un bloque de calentamiento calibrado a 220 °C.

Posteriormente, se filtró por gravedad este digesto, se transfirió a balones aforados de 25 mL y se completó a volumen con agua desionizada. La cuantificación de cromo total se realizó en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica con llama Marca Unicam 960 previamente ajustado y aplicando un método estandarizado e implementado para cuantificar Cr en un rango lineal entre 0.1 mg/L a 3.00 mg/L con un coeficiente de correlación promedio de 0.9991. Los parámetros de validación que describen al método, corresponden a LD de 0.08 mg/L y LC 0.27 mg/L.

Tabla 2

Contenido de cromo disponible en el suelo, posterior a su incubación con dicromato de potasio.

Muestra de suelo	CROMO mg/Kg
1	16.9
2	66.0
3	136.6
4	594.8
5	639.1

Para evaluar la eficiencia de absorción de la parte aérea y radical de la planta, se calcularon los factores de concentración (BCF – BAF) y se estimó el factor de traslocación (TF) del Cr.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diferencia entre tratamientos y mecanismos fitoquímicos de protección

De acuerdo con los resultados descritos en la Tabla 3 la absorción de cromo es mayor en la zona radical que en la aérea y según Orroño (2002), en metales como Cd, Cr y Ni es posible encontrar variaciones significativas en la concentración acumulada entre las raíces y la parte aérea de la planta, lo que indicaría que el proceso de acumulación se controla

metabólicamente. Este resultado además coincide con los descritos por Oliveira (2012), quien indica que en plantas como *Amaranthus viridis*, *Lolium perenne* y *Spinacia oleracea* el Cr se concentra principalmente en la zona radical.

Tabla 3

Concentración de cromo en *Acacia melanoxylon* en los diferentes tratamientos.

Tratamiento	Concentración de cromo mg/Kg	
	Parte radical	Parte aérea
10 mg/Kg	46	14
50 mg/Kg	1306	24
100 mg/Kg	1859	84

Desde el punto de vista de la totalidad de la planta, se observa que la absorción de cromo presentó importantes diferencias entre los tratamientos, encontrándose que la eficiencia de remoción de Cr, desde el suelo a la planta, varía en una relación de 3.6, 20.1 y 14.2 para los tratamientos de 10 mg/kg, 50 mg/kg y 100 mg/kg, respectivamente. Esto permite inferir que el tratamiento a 50 mg/kg fue el que mejor

capacidad de remoción demostró, ya que a este nivel la planta es capaz de Bioconcentrar Cr 20.1 veces la concentración original de este metal, mientras que para tratamientos restantes es menor.

Sin embargo en una investigación realizada por Ramana et al. (2013), se encontró que a una concentración de 50 mg/ Kg de cromo, la *Rosa* es capaz de acumular 1985 mg/Kg de este metal en sus raíces y 456 mg/Kg en la parte aérea, obteniéndose valores de acumulación mayores de Cr en la *Rosa* que en *A. melanoxylon*.

Por otra parte, la eficiencia de absorción de la zona radical frente a la parte aérea varió desde un 76% para la concentración de Cr en el suelo de 10 mg/kg; un 98% para la concentración 50 mg/kg y finalmente un 96% para el tratamiento 100 mg/kg. Este comportamiento tiene efectos marcados en el desarrollo de la planta debido a que la absorción de Cr (VI) se realiza por una vía de transporte activo y no presenta un mecanismo de transporte específico, diferente a los presentados por los elementos esenciales,

(Cifuentes y Novillo, 2016), por tanto la alta absorción de Cr (VI) genera competencia entre este compuesto con otros elementos con estructuras químicas similares, lo cual se traduce en el diferente desarrollo fisiológico de la planta. Su evidencia se amplía más adelante.

De acuerdo con las propiedades del suelo en estudio, se encuentra que al pH del suelo de 5.2, el compuesto absorbido por la planta corresponde principalmente al ión HCrO_4^- , lo que es descrito por Sotelo (2012), cuando afirma que en suelos con pH entre 1 y 6 presenta predominio de este compuesto, mientras que con un pH mayor a 7 hay presencia del ión CrO_4^{2-} . Ambos compuestos mencionados anteriormente son las formas más móviles de Cr (VI) y pueden ser absorbidos por las plantas o lixiviados a los cuerpos de agua.



Figura 2. Procesos de clorosis y muerte vegetal en *Acacia melanoxylon* para los tratamientos 500 mg/kg y 700 mg/kg.

Es importante mencionar que no se incluyen en la Tabla 3 los ensayos realizados a las concentraciones de 500 mg/kg y 700 mg/kg, debido a que se evidenciaron niveles de fitotoxicidad en todas las unidades experimentales, indicando que en suelos con concentraciones de 594.8 mg/Kg y 639.1 mg/Kg de Cr, la *Acacia melanoxylon* presenta clorosis, necrosis y finalmente muerte vegetal. (Ver figura 2)

Gracias al diseño experimental propuesto se establece que, para las concentraciones de Cr en el suelo, en el rango de 10 mg/kg a 100 mg/kg, la absorción de este metal en la raíz de *Acacia*

melanoxyton creció en forma rápida a medida que aumentó la concentración de cromo del suelo, (45.8 mg/kg a 1859 mg/kg), mientras que en la parte aérea no se evidenció un crecimiento tan rápido en la absorción de la planta (14.3 mg/kg a 84.0 mg/kg).

Este resultado es comparable con la investigación realizada por Pajoy (2017), quien encontró que la planta *Pennisetum setaceum* es capaz de concentrar 62.3 mg/kg en la parte radical y 19.7 mg/kg en la aérea, por lo cual se infiere que estas plantas presentan una especie de barrera que evita que altas concentraciones de Cr se trasloquen.

Beltrán y Gómez, (2015) describen como la alta acumulación en la zona radical en los tratamientos con mayor concentración de Cr, la planta genera unas adaptaciones ecofisiológicas, donde se forman unos compuestos del tipo metalotioneínas, los cuales sirven para proteger a las células de los efectos tóxicos. Además estos mismos autores mencionan que para controlar el estrés inherente a la intoxicación por Cr las plantas

desarrollan también mecanismos que incluyen la síntesis a nivel de raíz de peroxidasas y catalasas, así como la acumulación de fitoquelatinas en las vacuolas y la producción de ciertos ácidos.

Es evidente que la planta en estudio *Acacia melanoxyton* tuvo una respuesta metabólica para evitar que dosis tóxicas de Cr se concentraran en la parte aérea y tal como lo señala Gunsé (1987), aunque se aumente la concentración de cromo en el suelo, este va a ser retenido principalmente en la zona radical de las plantas, dificultando procesos de translocación a la parte aérea.

Lo anteriormente descrito se conoce como fitoestabilización y según Alméciga et al., (2016) la planta inmoviliza el Cr (VI) mediante la absorción y acumulación en las raíces reduciéndolo a Cr (III), el cual es una forma menos tóxica de este metal. Este mecanismo de absorción presenta algunas ventajas sobre otros métodos ya que puede aplicarse con facilidad en terrenos extensos y estéticamente es agradable (Delgadillo et al., 2011)

Porcentaje de biomasa seca

De acuerdo con la Tabla 4 se establece que a medida que las concentraciones de cromo aumentaron en el suelo, se observó una disminución en el crecimiento radical y aéreo, lo que confirmaría que durante los procesos de fitorremediación las plantas reducen la cantidad de biomasa, debido a que la energía empleada para su crecimiento se utiliza para incorporar mecanismos que permitan la adaptación de la planta a altas concentraciones del metal en sus tejidos (Prieto et al., 2009).

Tabla 4

Peso seco de la parte aérea y radical de *Acacia melanoxylon*.

Tratamiento	Aérea (g)	Raíz (g)	Total (g)
Control	3.07	0.8	3.87
10 mg / kg	3.31	0.67	3.98
50 mg/ kg	2.80	0.85	3.65
100 mg/ kg	1.91	0.5	2.41

Otro factor que pudo haber incidido en la reducción de la biomasa fue el aumento de la concentración de Cr en el suelo y su incremento en el nivel de toxicidad, lo que generó que la planta *Acacia melanoxylon* presentará los síntomas de la reducción en el crecimiento de la planta, probablemente por la alteración en la absorción y traslocación de otros elementos esenciales (Gunsé, 1987), ya mencionado anteriormente. Bala y Thukral (2011) mencionan que a medida que incrementa las concentraciones de cromo hexavalente, se reduce la biomasa de *Brassica juncea*, al igual que lo ocurrido con *A. melanoxylon*.

Con respecto al tratamiento de 100 mg/kg de Cr aplicado en el suelo, este presentó una notable reducción en la biomasa en la zona radical y aérea de la planta en comparación con el control y los tratamientos anteriores, lo que permite inferir que la capacidad fisiológica de esta planta como fitoacumuladora de Cromo encuentra su máximo entre 50 mg/kg y 100 mg/kg de Cr en el suelo y a partir de allí los daños fisiológicos son irreversibles y conducen

a la muerte de la planta. Según Suchismita et al., (2016) en su investigación de fitotoxicidad con metales pesados, exponen que un daño fisiológico implica procesos de peroxidación lipídica, alteración en la composición y concentración de aminoácidos libres, alteración del metabolismo de los carbohidratos, reducción de proteínas solubles y fotosíntesis.

Se han encontrado investigaciones que evalúan el uso de enmiendas y su relación con la cantidad de la biomasa producida por las plantas, como es el caso de Najeeb et al. (2017) que concluye que sustancias como el EDTA, pueden mejorar el proceso de fitoestabilización de Pb en *Juncus effusus* y Radziemska et al. (2017) quien estudió la respuesta de *Festuca rubra* al adicionar halloisita a suelos contaminados Cu. En ambos casos la respuesta fue un incremento en la biomasa de ambas plantas y la acumulación de los metales principalmente en las raíces, reduciendo así la toxicidad en la parte aérea. Por otra parte Bala y Thukral (2011) concluyen que el uso de agentes reductores y quelantes, aumentan el potencial

de fitorremediación de *Spirodela polyrrhiza* en medios acuosos contaminados con Cr (VI), reduciendo la toxicidad de este metal.

Factores de concentración

Según los datos descritos en la Tabla 5, el comportamiento de la planta *Acacia melanoxylon* frente al Factor de bioconcentración en la raíz (BCF) en todos los tratamientos fue mayor a 1, mientras que el factor de traslocación de la planta fue menor a 1, esto demuestra que la planta tiene potencial para utilizarse en los procesos de fitoestabilización (Radziemska et al., 2017; Oliveira, 2012), pero no en procesos de fitoextracción debido a que como lo señala Alcoba (2014), la planta hiperacumuladora debe presentar valores mayores a 1 en ambos factores BCF y TF.

En una investigación realizada por Mahdavi et al. (2013) se evaluó la capacidad de *Acacia victoria* para remediar suelos contaminados con Pb. El resultado fue TF menor a 1 para todos los tratamientos evaluados y BCF mayor a 1, comprobando el uso del genero *Acacia* para

procesos de fitoestabilización. Por otra parte Ebrahimi (2014) evaluó la eficiencia de *Echinochloa crus galii* para remediar suelos contaminados con Pb y Cr, encontrando que el BCF en raíces fue mayor a uno y el TF fue relativamente bajo, coincidiendo con los factores de concentración de Cr encontrados en *A. melanoxyton*.

Tabla 5

El factor de bioconcentración en la raíz (BCF) y factor de traslocación (TF) de cromo en *Acacia melanoxyton*.

Tratamiento con cromo	BCF	TF
10 mg/kg	2.71	0.31
50 mg/kg	19.79	0.02
100 mg/kg	13.61	0.05

Para la evaluación del BAF que indica la cantidad de Cr concentrada en la parte aérea de la planta en relación con la concentración de Cr en el suelo, se encontraron valores menores a 1, como se observa en la tabla 6. Aunque en el

BAF se espera un valor ideal mayor a 1, en los resultados obtenidos se encontró que a una concentración de cromo de 10 mg/kg en el suelo, la traslocación de esta sustancia es más eficiente, mientras que en el tratamiento con 50 mg/kg esta traslocación es reducida. Ambos resultados se encuentran por debajo del valor ideal.

Estos datos coinciden con una investigación realizada por Bang et al. (2016), en la cual se evaluó el potencial de fitorremediación de metales pesados en agua y suelo por *Miscanthus sp.* En los resultados obtenidos se evidenció que el BAF para las plantas que crecieron en el suelo, fue menor a 1 para todos los metales utilizados en la investigación, mientras en plantas que crecieron en un sustrato acuoso 2 de los 6 metales evaluados presentaron valores superiores a 1.

Tabla 6

BAF para *Acacia melanoxyton* en las diferentes concentraciones de cromo.

Tratamiento	10	50	100
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
BAF	0.85	0.36	0.62

Comparando los resultados obtenidos en este estudio con *Acacia melanoxylon* y los de Bang et al. (2016), el proceso de fitoremediación es más eficiente en agua que en suelo. Este resultado coincide con una investigación realizada por Abril (2016) quien comparó la velocidad de degradación de Cr (VI) en suelo y agua, obteniendo como resultado una eficiencia de remoción del 99% para el medio acuoso, mientras que para el suelo la eficiencia fue de 93%. Otro factor que puede incidir en la capacidad de absorción de las plantas, es el uso de nutrientes como lo menciona Di Luca (2014), quien investigó la respuesta de *Pistia Stratiotes* en un medio acuoso al cual se le adicionó P y N. El resultado fue un mejoramiento en la acumulación de Cr en las raíces y un incremento en el TF.

Finalmente al compararse los resultados obtenidos en los factores de concentración, se

encuentra que en un suelo con 50 mg/kg de cromo, el proceso de absorción de toda la planta es más eficiente, debido a que esta sustancia se concentra principalmente en las raíces y *Acacia melanoxylon* genera unos mecanismos de defensa, los cuales impiden que dosis tóxicas se trasloquen a la parte aérea de la planta.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que *Acacia melanoxylon* es una planta exclusora y no acumuladora de cromo y puede ser una estrategia viable para la descontaminación de suelos aledaños al Río Bogotá contaminados con esta sustancia, debido a que no requiere alta cantidad de insumos químicos para su crecimiento. No obstante, no puede completar su proceso de desarrollo en suelos con concentraciones superiores a 594.8 mg/Kg de Cr, debido a que presenta síntomas de fitotoxicidad llegando incluso a la muerte del organismo.

En relación con la capacidad de absorción de *Acacia melanoxylon*, se encontró que a una concentración de 50 mg/kg de Cr en el suelo,

presenta mayor eficiencia a la hora de absorber esta sustancia, tanto en la zona radical como en la aérea. Por otra parte la traslocación de Cr a la parte aérea a esta concentración es limitada, debido a que se obtuvo un valor menor a 1 en el factor de traslocación, lo cual contribuye a reducir su entrada a las cadenas alimenticias.

Teniendo en cuenta que el BCF fue mayor a 1 en todos los tratamientos, se concluye que *Acacia melanoxylon* tiene un potencial de fitoestabilización, la cual es una alternativa viable para que concentraciones tóxicas de los EPT sean reducidas, evitando su migración a otros compartimientos ambientales.

Los EPT como el Cr alteran el crecimiento y desarrollo de *Acacia melanoxylon*, debido a que durante la investigación se observó una reducción en la biomasa a medida que las concentraciones de este compuesto aumentaron. Esta planta puede tolerar hasta 100 mg/ kg de Cr, ya que presenta unos mecanismos de defensa que le permite evitar la traslocación de a la parte aérea y la muerte del organismo.

AGRADECIMIENTOS

La autora agradece a la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano por el apoyo de los docentes y empleados en las instalaciones del centro de Bio-sistemas Alberto Lozano Simonelli.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

Abril, L. (2016). Análisis comparativo de la velocidad de degradación de cromo VI aplicando fitorremediación en medios físicos diferentes: suelo y agua (Tesis de pregrado). Escuela superior politécnica de Chimborazo. Ecuador.

Ahemad, M. (2015). Enhancing phytoremediation of chromium-stressed soils through plant-growth-promoting bacteria. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*. Volume 13, Issue 1, June 2015, Pages 51-58.

Alcoba, P. (2014). Transferencia de elementos traça suelo-planta en suelos con influencia salina. CONAMA (Congreso Nacional del Medio Ambiente). España.

- Alméciga, J., Páez, L., Riveros, M., Rodríguez, O. y Rondón, D. (2016). Fitorremediación del cromo hexavalente (Cr+6) por medio *Dracaena braunii* (Lucky Bambú). *MaDoQuim: Memorias de la Maestría en Docencia de la Química*. Vol. 5 ISSN 2323-010X
- Álzate, A. (2004). Estado General del Sector Curtiembres en Colombia, en escobar, C. *Diagnóstico Ambiental del Sector Curtiembres en Colombia Proyecto Gestión Ambiental en la Industria de Curtiembre (5-15)*, Bogotá: EMPA
- Artuz, L. Martínez, M. Morales, C. (2011). Las Industrias Curtiembres Y Su Incidencia En La Contaminación Del Río Bogotá. *Revista digital ISOCUANTA* Vol. 1, Núm. 1.
- Bang, J. Kamala-Kannan, S. Lee, K. Cho, M. Kim C. Kim, J. Bae, J Kim, K. Myung, H. y Taek Oh, B. (2015). Phytoremediation of Heavy Metals in Contaminated Water and Soil Using *Miscanthus sp.* *Goedae-Uksae* 1. *International Journal of Phytoremediation*, 17: 515–520.
- Bala, R. and Thukral, A. (2011). Phytoremediation of cr(vi) by *Spirodela polyrrhiza* (l.) schleiden employing reducing and chelating agents. *International Journal of Phytoremediation*, 13:465–491.
- Beltrán, M. y Gómez, A. (2015). Metales pesados (Cd, Cr y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. *Investigación, innovación ingeniería. Revista I3+*, 2(2), 82 – 112 p.
- Campos, R. (2010). Contaminación en la cuenca alta del río Bogotá: diagnóstico y ensayo. *Revista Épsilon* N. ° 15: 191-202 / julio-diciembre de 2010.
- CAR (2007). *Adecuación Hidráulica y Recuperación Ambiental del Río Bogotá*. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR. Fondo para las Inversiones Ambientales en la cuenca del Río Bogotá –FIAB. EA Volumen 1
- Cifuentes, P. y Novillo, F. (2016). Uso de

- plantas de pepinillo (*Cucumis sativus*) para fitorremediar suelos contaminados con cromo. *Química Central* (2016) Vol. 5, No. 01: 69-76
- Cuberos, E., Rodríguez, A. y Prieto, E. (2009) Niveles de Cromo y Alteraciones de Salud en una Población Expuesta a las Actividades de Curtiembres en Bogotá, Colombia. *Rev. Salud pública*, Volumen 11, Número 2, 2009. ISSN electrónico 2539-3596. ISSN impreso 0124-0064.
- Delgadillo, E., Gonzáles, C., Prieto, F., Villagómez, J y Acevedo, O (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Trop. subtrop. agroecosyt* vol.14 no.2 Mérida may./ago. 2011. México.
- Di Luca, G., Hadad, H., Mufarrege, M., Maine, M. and Sánchez, G. (2014). Improvement of Cr phytoremediation by *Pistia stratiotes* in presence of nutrients. *International journal of phytoremediation*, 16:167–178.
- Ebrahimi, M. (2014). The effect of edta addition on the phytoremediation efficiency of pb and cr by *Echinochloa crus galii* (L.) Beave and associated potential leaching risk. *Soil and sediment contamination*, 23:245–256.
- Etim, E. (2012). Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. *International Journal of Environment and Bioenergy*: 120-136.
- González, M., Carrillo, R. y Sánchez, A. (2017). Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitoremediación de suelos. *Agroproductividad*: Vol. 10, Núm. 4, abril. 2017. pp: 3-7.
- Gonzáles, M., Carrillo, M., Sánchez, A. y Ruíz, O. (2017). Alternativas de fitorremediación de sitios contaminados con elementos potencialmente tóxicos. *Agroproductividad*: Vol. 10, Núm. 4, abril. 2017. pp: 8-14.
- Gunsé, B. (1987). Efectos del Cromo sobre la nutrición y relaciones hídrica de *Phaseolus vulgaris* (Tesis doctoral).

Universidad Autónoma de Barcelona.

Hernández, C., Lares, F., De los Santos F., Estrada, M., Artiaga, C., Flores E., Solis, S., Domínguez, M. y Soto, Y. (2016). Reducción de cromo hexavalente y degradación de rojo de metilo por bacterias aisladas de sedimentos del Lago de Chapala, México. Revista Latinoamericana de Recursos Naturales 12 (2):66-73, 2016.

Mahdavi, A., Khermandar, K., Ahmady, S b & Tabaraki, R (2013). Lead Accumulation Potential in *Acacia victoria*. International Journal of Phytoremediation. 16:6, 582-592.

Martínez, L. y Vargas, Y. (2017). Evaluación de la contaminación en el suelo por plomo y cromo y planteamiento de alternativa de remediación en la represa del muña, municipio de Sibaté-Cundinamarca (Tesis de pregrado). Universidad de la Salle. Bogotá.

Medina, K. y Montaña, Y. (2014). Determinación del factor de

bioconcentración y traslocación de metales pesados en el *Juncus arcticus* willd y *Cortaderia rudijscula* stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero (Tesis de pregrado). Universidad nacional Santiago Antúnez de Mayolo. Perú.

Menchaca, D. (2015). Aislamiento e identificación de bacterias metalófilas resistentes a cromo hexavalente con potencial aplicación en procesos de biorremediación (Tesis de pregrado). Universidad autónoma de nuevo león. México.

Miranda, D., Carranza, C., Rojas, C., Jerez, C., Fischer, G. y Zurita, J. (2008). Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con agua del río Bogotá. Revista colombiana de ciencias hortícolas - Vol. 2 - No.2 - pp. 180-191, 2008.

Murcia, F. (2014). Caracterización del contenido de cromo, su disponibilidad y sus interacciones con las propiedades del

- suelo para evaluar el potencial uso de la fitoextracción (Tesis de pregrado). Universidad Politécnica de Cartagena. Colombia.
- Najeeb, U., Ahmad, W., Hussain, M., Malik, Z. and Zhou, W. (2017). Enhancing the lead phytostabilization in wetland plant *Juncus effusus* L. through somaclonal manipulation and EDTA enrichment. *Arabian Journal of Chemistry*, S3310–S3317.
- Noguez, A., López, A., Carrillo, R. y González, M. (2017). Uso de leguminosas (fabaceae) en fitorremediación. *Agroproductividad: Vol. 10, Núm. 4, abril. 2017. pp: 57-62.*
- Oliveira, H. (2012). Chromium as an Environmental Pollutant: Insights on Induced Plant Toxicity. *Journal of Botany*. Volume 2012, Article ID 375843, 8 pages.
- Orroño, D. (2002). Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género *Pelargonium*: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad (Tesis de pregrado). Universidad de Buenos Aires. Argentina.
- Pajoy, H. (2017). Potencial fitorremediador de dos especies Ornamentales como alternativa de tratamiento de suelos contaminados con metales pesados (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia. Medellín.
- Pulido, J., Trujillo, J. y Torres, M. (2015). Contenido de metales pesados en suelos agrícolas de la región del Ariari, Departamento del Meta. *ORINOQUIA - Universidad de los Llanos - Villavicencio, Meta. Colombia Vol. 19 - No 1.*
- Prieto, J., González, C., Román, Alma. y Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua Tropical and Subtropical Agroecosystems, vol. 10, núm. 1, 2009, pp. 29-44.
- Ramana, S., Biswas, A., Singh, A., Ahirwar, N. & Subba, A. (2013). Potential of rose for phytostabilization of chromium contaminated soils. *Indian Journal of Plant*

Physiology 18(4):381–383.

Ramírez, I. y Benavides, E. (2013). Contreras tratamiento de suelos productivos de la sabana afectados por inundaciones del río Bogotá. (Tesis de pregrado). Universidad libre. Colombia.

Radziemska, M., Vaverková, M. D., & Baryła, A. (2017). Phytostabilization-Management Strategy for Stabilizing Trace Elements in Contaminated Soils. *International journal of environmental research and public health*, 14(9), 958.

Radziemska, M., Koda, E., Bilgin, A., & Vaverková, M. D. (2017). Concept of Aided Phytostabilization of Contaminated Soils in Postindustrial Areas. *International journal of environmental research and public health*, 15(1), 24.

Sotelo, A. (2012). Especiación de cromo en la solución del suelo de tres suelos enmendados con biosólidos bajo diferentes condiciones oxidoreductoras (Tesis de maestría). Universidad nacional de Colombia sede Medellín. Medellín

Suchismita, D., Sunayana, G. y Anupam, D.(2016). Physiological responses of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, to cadmium and its phytoremediation potential. *Turkish Journal of Biology* 40: 84-94.

Torres, D., Cumana, A., Torrealba, O. y Posada, D. (2010). Uso del vetiver para la fitorremediación de cromo en lodos residuales de una tenería. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 1(2), 175-188.

Vargas F. (2005). La contaminación ambiental como factor determinante de la salud. *Rev Esp Salud Pública* 2005; 79: 117-127