



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO

Facultad de Ciencias

**“Uso de plantas silvestres para fitorremediación de sitios contaminados
con cromo”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO LICENCIATURA EN

BIOLOGÍA

P R E S E N T A

ROBERTO JAVIER GÓMEZ BERMEJO

DIRECTOR DE TESIS: DR. MANUEL JÍMENEZ ESTRADA

MÉXICO, D.F. 2010



FACULTAD DE CIENCIAS
UNAM



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

A mi familia por todo su apoyo, que siempre he recibido para terminar la carrera.

Al Dr. Manuel Jiménez Estrada del Instituto de Química, por su inigualable e incondicional apoyo durante el proyecto de Tesis, y sobretodo por permitirme desarrollar un trabajo como éste.

Al laboratorio de la Unidad de Análisis Ambiental (UAAM) de la Facultad de Ciencias, UNAM, en especial al M. en C. Manuel Hernández Quiroz, donde hice la digestión de mis muestras.

Al Laboratorio de Análisis Químico y Físico del Agua (LAFyQA) del Instituto de Geografía de la UNAM, en especial a la M. en C. Pilar Fernández , en donde realicé la cuantificación del cromo.

Al los miembros del sínodo y revisores de este trabajo: Dra. Heike Vibrans, Dr. Mark Olson, M. en C. Julieta Rosell, M. en C. Elizabeth Fuentes y al M. en C. Leonardo Alvarado. Su revisión detallada, así como sus sugerencias y comentarios que mejoraron notablemente mi trabajo.

A mis Compañeros y amigos de los talleres y proyectos estudiantiles de la Facultad de Ciencias, UNAM, por compartir junto con ellos el anhelo de que un mundo mejor es posible y ayudarme a cambiar mi vida para ser una mejor persona.

Contenido

Marco teórico	5
La contaminación en México.....	5
La contaminación ambiental por metales.	8
El cromo.....	9
Fuentes de emisión y dispersión del cromo	10
Toxicidad del cromo en los organismos.	11
Efectos del cromo en las plantas.....	14
Remediación de sitios contaminados por metales pesados.....	19
Los Bioindicadores	20
La Biorremediación	21
La Fitorremediación.....	22
Mecanismos de tolerancia de metales pesados.....	26
Ventajas y desventajas de la fitorremediación.....	27
Resumen.....	29
Abstract.....	29
Introducción	30
Objetivos.....	33
Justificación	34
Hipótesis	35
Método	36
Elección del sitio de muestreo	36
Antecedentes del predio de ex Cromatos de México.....	38
Actualidad de predio de exCromatos de México.....	40
Colecta del material	40
Determinación del material.....	42

Preparación del material.....	42
Digestión ácida del material.....	43
Cuantificación del cromo total.....	44
Resultados.....	45
Discusión.....	48
Conclusiones.....	59
Referencias.....	61
Anexos.....	71
Cuadro comparativo de las especies de cromo en campo.....	71
Descripción taxonómica de las especies silvestres propuestas para fitorremediación de sitios contaminados con cromo (Rzedowski, 2001).....	72

Índice de figuras

Figura 1.- Mecanismos de ingreso del Cr (VI) al interior de la célula y tipos de enlaces propuestos del cromo trivalente al ADN.....	13
Figura 2.- Modelo hipotético del transporte del cromo y su toxicidad en las plantas.....	15
Figura 3.- Imagen de los predios de Química Central de México.....	36
Figura 4.- Imagen de los predios de Química Central de México.....	37
Figura 5.- Muros contiguos al confinamiento con residuos industriales con cromo.....	37
Figura 6.- Ubicación de “Cromatos de México S.A”.....	38
Figura 7.- Vegetación establecida en los confinamientos de los residuos con cromo VI.....	41
Figura 8.- Vegetación establecida en los confinamientos de los residuos con cromo VI.....	41
Figura 9.- Equipo y material utilizado para el análisis de las muestras.....	44

Índice de graficas

Grafica 1.- Número de sitios con residuos peligrosos en México.....	7
Grafica 2.- Sitios con residuos peligrosos considerados para algún proceso de remediación.....	19
Grafica 3.- Concentración promedio de Cr ppm obtenida por estructura y por especie.....	46
Grafica 4.- Concentración total promedio de Cr encontrado en <i>T. latifolia</i> y <i>B. salicifolius</i>	47
Grafica 5.- Concentración acumulada de Cromo en plantas.....	53

Índice de cuadros

Cuadro 1.-Principales residuos peligrosos encontrados en sitios abandonados.....	7
Cuadro 2.- Listado de las especies establecidas en el sitio de Tultitlán.....	45
Cuadro 3.- Concentración promedio de Cr ppm obtenida por especie y estructura.....	46
Cuadro 4.- Plantas bioacumuladoras de cromo.....	52

Marco teórico

La contaminación en México

La mayor parte de la contaminación en suelo y en cuerpos de agua son una consecuencia de los desechos industriales, domésticos y de la tecnificación del campo. Se presenta cada vez que una sustancia química en alta concentración (en cualquier forma de residuo o estado de agregación), es liberada en un área e ingresa al medio ambiente como una emisión química nociva. Este tipo de emisiones, en mayor concentración, impacta los ecosistemas de modo sustancial e inicia con el movimiento de los residuos contaminantes desde el sitio de origen hacia lugares no contaminados, ya sea por lixiviación, transportación eólica ó fluvial. También se puede incorporar a las redes tróficas cuando un organismo bebe o ingiere sustancias que lo contengan, ya sea al respirar o simplemente al tener contacto con él.

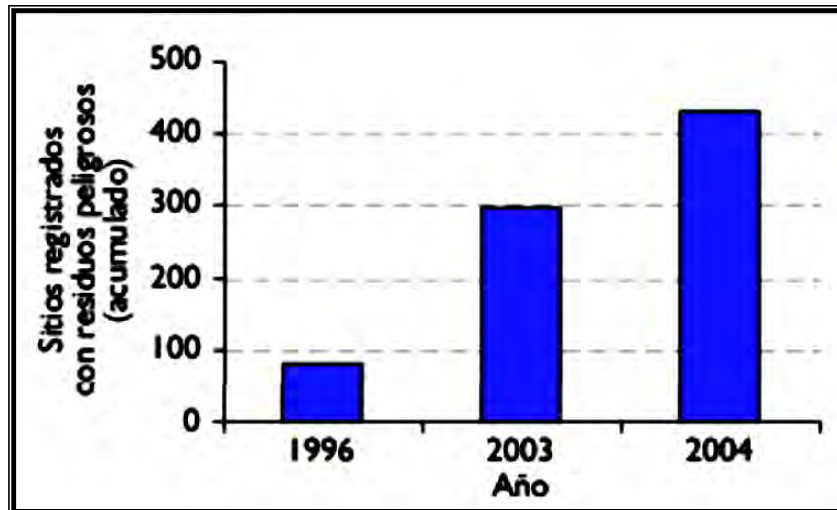
Se reconocen tres tipos de contaminantes: químicos, biológicos y físicos (Jiménez, 2001). En esta clasificación se considera contaminante químico a todo aquel desecho de origen natural o sintético que proviene de distinta fuente antropogénica como son: el material proveniente de minas, los desechos solubilizados de la agricultura, pesticidas, aguas residuales, derrames de petróleo, desechos líquidos industriales y compuestos radioactivos, entre otros. Algunos de estos residuos son desechados directamente, mientras otros, se forman por la reacción entre diferentes compuestos, y por último, una pequeña fracción se forma durante procesos biogeoquímicos en el ambiente (Jiménez, 2001).

En México debido al creciente volumen de residuos industriales y municipales el deterioro ambiental va en aumento (SEMARNAT, 2005). Los sitios contaminados reportados llegan a concentrar una gran cantidad de residuos generales y/o de carácter peligroso, tanto orgánicos como inorgánicos, por actividades de la industria minera y petroquímica principalmente (Urquidi, 2002).

Un manejo adecuado de estos materiales peligrosos, implica que se les debe depositar en confinamientos y/o rellenos sanitarios especiales según la normatividad (DOF, 2004), aunque la realidad indica que la mayor parte tiene por destino la disposición clandestina (tiraderos no controlados, terrenos baldíos, patios de empresas, drenajes), donde quedan diseminados y a la intemperie, o peor aun, se vierten en ríos, lagunas, o en el mar sin tratamiento alguno (Urquidi, 2002). Esto genera un aumento continuo de sitios contaminados con sustancias peligrosas, que en nuestro país incluyen a casi todas las cuencas hidrológicas (Volke *et al.*, 2005).

Se han detectado cerca de 500 sitios abandonados contaminados con residuos peligrosos en distintos estados de la república (Figura 1). Sin embargo, se estima que el número real de sitios que contienen residuos potencialmente peligrosos es mucho mayor (SEMARNAT, 2005). El universo de empresas generadoras de estos contaminantes es impreciso, ya que no hay información detallada acerca de desechos producidos y muchas de estas empresas desechan sus residuos clandestinamente (SEMARNAT, 2007; Volke *et al.*, 2005).

Esta situación perjudica de distinta forma y gravedad a los seres vivos expuestos a este problema, y también a otros componentes ambientales tan importantes como el suelo y el agua, ya que la contaminación, junto con otros factores como la erosión, la desertificación y el cambio de uso de suelo, han generado que la superficie de suelo que se degrada sea mayor a 30,000 km² de la territorio en México (SEMARNAT, 2008).



Grafica 1.- **Número de sitios con residuos peligrosos en México** (SEMARNAT, 2005).

Los residuos peligrosos se encuentran, con mayor frecuencia, en tiraderos clandestinos, mismos que provienen principalmente del sector industrial (CCA, 2006), destacando la industria minera (jales, metales y escorias de fundición) y la petroquímica (hidrocarburos y químicos). Entre los residuos peligrosos de tipo inorgánico, los metales pesados ocupan la mayor parte de los sitios contaminados (Cuadro 1). Estos metales son uno de los mayores problemas de contaminación en el país y por ello, requieren de atención inmediata (SEMARNAT, 2007).

Cuadro 1.-**Principales residuos peligrosos encontrados en sitios abandonados** (SEMARNAT, 2004b)

TIPO DE RESIDUO	NUMERO DE SITIOS
Metales (Cr, Pb, Hg, Zn), As, cianuro, baterías usadas	61
Biológico infecciosos	30
Escorias de fundición (Pb, Cd, As)	23
Grasas, aceites gastados	19
Solventes químicos	14
Químicos inorgánicos	12
Hidrocarburos	11
Total	170

La contaminación ambiental por metales.

Los metales son sustancias químicas que se pueden encontrar en su forma elemental sobre la corteza terrestre. Algunos metales son “elementos traza”, que se requieren en cantidades muy bajas para reacciones bioquímicas y metabólicas de las células. Los cationes de varios metales son estructuralmente similares a los iones de los nutrientes esenciales de muchos organismos, por lo que fácilmente disponen de ellos plantas y animales. Esta biodisponibilidad de los metales, tiene importancia biológica ya que algunos de ellos pueden llegar a ser tóxicos si rebasan ciertas concentraciones (Volke *et al.*, 2005). Los metales, como otras sustancias orgánicas e inorgánicas, tienen capacidad de persistir en el ambiente por periodos largos de tiempo, por lo que pueden transportarse a grandes distancias desde su fuente (CCA, 2006).

La exposición de los organismos a los diversos metales ocurre debido a la ingesta o inhalación, a partir de la contaminación de las fuentes de agua, del uso de utensilios metálicos, así como por la persistencia y bioconcentración de metales empleados como pesticidas, en alimentos o agua contaminada (CCA, 2006; Clemens *et al.*, 2002; Kamnev, 2000).

En el caso de la población humana, la bioacumulación de metales se debe principalmente a la exposición ocupacional en ciertos tipos de industria entre las que destacan la de la metalúrgica, de la construcción, y químicas. En estas industrias se ha logrado establecer el vínculo entre los niveles elevados de metales en la atmósfera provenientes de residuos industriales con el desarrollo de enfermedades crónicas y degenerativas entre los seres vivos que comparten el ambiente con estos procesos y desechos industriales (Tocados *et al.*, 1995).

Algunos de los metales que pueden llegar a ser tóxicos se denominan con frecuencia "metales pesados". Aunque el término metal pesado es empleado comúnmente en materia de contaminación

ambiental, su uso en éste y otros contextos ha causado confusión (Bautista, 1999; CCA, 2006). Una de las definiciones más aceptadas de “metal pesado” es la que se refiere a ellos como metales con una densidad (gravedad específica) mayor a 5 g/cm^3 (cadmio, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc). También se han denominado “metales pesados” a metaloides, como el arsénico y selenio, con propiedades químicas muy diferentes en cuanto a la reactividad, o ecotoxicidad de un metal. El término de metal pesado llega, incluso, a abarcar grupos de transición y postransición, que de manera general comparten un potencial de toxicidad (Bautista, 1999; Jiménez, 2001).

Existen metales que pueden reaccionar e inhibir enzimas o procesos biológicos de importancia para los organismos. Los metales pesados son elementos contaminantes de mucho riesgo por su efecto sobre seres vivos. Según su concentración y forma química, los metales pesados pueden actuar como agentes citotóxicos, mutagénicos y carcinogénicos (Rudolf y Cervinka, 2006;). Dentro de los metales pesados que funcionan como “venenos” metabólicos destacan, por encontrarse abandonados en grandes cantidades en México, el cadmio, cromo, plomo, mercurio y el zinc (CCA, 2006; SEMARNAT, 2004b).

El cromo

El cromo es un oligoelemento químico metálico de transición (grupo B), que no se encuentra comúnmente de forma elemental, es decir, se encuentra presente en la naturaleza sólo en estado combinado y formando de compuestos (Villalobos-Pietrini, 1982). Este elemento se considera un metal pesado, ya que posee una densidad mayor a 6 g/cm^3 (Bautista, 1999).

Este metal es capaz de formar tres series de compuestos con otros elementos según sus estados de oxidación (II, III ó VI); estos se presentan en compuestos como los óxidos de cromo: VI óxido de Cr (II) u óxido cromoso (cromo con valencia dos); con valencia tres, Cr_2O_3 , óxido de Cr(III) u óxido

crómico, y con valencia seis, CrO_3 , anhídrido de Cr(VI) o anhídrido de ácido crómico. Dichas especiaciones varían según las condiciones ambientales, aunque generalmente tienden a encontrarse en su forma aniónica como Cr III o Cr VI.

El cromo se puede encontrar naturalmente en rocas, animales, plantas, suelo, polvo y gases volcánicos, aunque no es común. En su forma pura, es de color blanco plateado, de consistencia dura y quebradiza. Tiene una capacidad relativa baja de forjado, enrollamiento y de manejo. Sin embargo, cuando se encuentra absolutamente libre de oxígeno, hidrógeno, carbono y nitrógeno es muy dúctil y puede ser forjado y manejado. Sus principales usos son en la producción de aleaciones anticorrosivas de gran dureza resistentes al calor y como recubrimiento para galvanizados. Su forma mineral más importante por abundancia es la cromita.

Fuentes de emisión y dispersión del cromo

Los compuestos del cromo son introducidos al ambiente en formas sobre todo de Cr III (óxido crómico), y el Cr VI (anhídrido de ácido crómico), producidos por distintos procesos naturales y antropogénicos. Este metal es usado a gran escala por industrias como son: metalúrgicas, cromadoras, curtidoras, productoras de pinturas, ladrillos, cemento, pigmentos, colorantes y preservadores de madera. En México, la industria de la curtiduría es una de las principales causantes de la contaminación de los recursos hídricos por cromo (Gutiérrez, 1986). La gran mayoría de estas industrias son un riesgo considerable para la salud de las personas, ya que los desechos de estas industrias, ya sean residuos y/o emisiones, de combustión del carbón, aceites o etapas de fabricación se liberan al ambiente sin regulación alguna y en forma nociva (CCA, 2006; Gutiérrez, 1986).

En los sistemas acuáticos, la toxicidad de los compuestos solubles del cromo varía según la temperatura, pH y dureza del agua, y según la sensibilidad de los organismos que los habitan. Los

compuestos del cromo VI se disuelven con facilidad; que aun en concentraciones relativamente bajas son muy tóxicos. En condiciones naturales, y en presencia de materia orgánica oxidable, las formas del cromo se reducen rápidamente a compuestos de cromo III, haciéndolo estable y menos hidrosoluble (Sadiq, 1992).

La movilidad del cromo en la pedósfera solamente puede evaluarse si se consideraran la capacidad de absorción, así como la reducción de los suelos y sedimentos. El pH del suelo influye fuertemente para su toxicidad, incluso el uso de abonos fosfatados incrementa el efecto del cromo en el suelo, al volverlo un ambiente mas básico. El desarrollo de tecnologías basadas en microorganismos para limpiar ambientes contaminados ha proporcionado excelentes procesos para la destrucción de constituyentes biodegradables en condiciones aerobias. En el tratamiento de suelos, así como de aguas residuales peligrosas, microorganismos se aplican con éxito en procesos similares a los utilizados para el tratamiento convencional de aguas residuales urbanas, donde se les denomina fase biológica.

Toxicidad del cromo en los organismos.

Si bien el cromo es un elemento esencial en los animales para la adecuada utilización de azúcares y otros carbohidratos, también puede ser tóxico para los seres vivos, si se rebasan ciertas concentraciones (Khan, 2001). La toxicidad depende principalmente de su estado de valencia y grado de concentración. Las formas más oxidantes del cromo son las hexavalentes (Isótopo Cr^{6+}), y que a su vez resultan ser las formas más tóxicas y móviles de este metal en condiciones de poca acidez (Bautista *et al.*, 1999; O'Brien *et al.*, 2003; y Zhitkovich, 2005). Las formas hexavalentes del cromo son muy biodisponibles para los organismos, ya que penetran en la membrana celular con mayor eficiencia, que en el estado trivalente. Además, esta forma de hexavalente (Cr VI), es de 100 a 1000

veces más tóxica que el Cr III. El Cr VI se encuentra principalmente en la forma de cromatos y dicromatos (Báez *et al.*, 1982; O'Brien *et al.*, 2003).

Los efectos tóxicos agudos del Cr VI pueden dar lugar a un shock cardiovascular inmediato y efectos posteriores como son lesiones en el riñón, la glándula tiroides y la médula ósea, mutaciones en el tracto gastrointestinal así como acumulaciones en el hígado, sistema nervioso y órganos hematopoyéticos debido a que la eliminación del cromo dentro del organismo es muy lenta (ATSDR, 2008; Tocados *et al.*, 1995).

Tanto el Cr III como el Cr VI viajan en el torrente sanguíneo, incluso unidos a aminoácidos, ácidos orgánicos, y proteínas plasmáticas como las globulinas. En los animales, el cromo es necesario para mantener los niveles normales de la glucosa, colesterol y metabolismo de los ácidos grasos (Volke *et al.*, 2005). Es también un cofactor en la iniciación de la acción periférica de la insulina y también desempeña un papel importante en diferentes reacciones enzimáticas (Tocados *et al.*, 1995). La deficiencia de cromo en la dieta de los animales está asociada con la alteración de la tolerancia a la glucosa, disminución del crecimiento, opacidad corneal y degeneración necrótica del hígado (Khan, 2001). También tiene la propiedad de ligarse a las proteínas en las capas superficiales de la piel, formando complejos estables menos asimilables, lo que probablemente justifique que estos compuestos no originen dermatitis ni ulceraciones (Khan, 2001).

La interacción y toxicidad del Cr VI en los procesos metabólicos, se debe a que dentro de los seres vivos el cromo hexavalente se reduce a su forma trivalente. Esta reacción *redox* intracelular interfiere con algunas rutas metabólicas, produciendo especies oxidantes que reaccionan con biomoléculas, como el glutatión, histidina, cisteína, penicilamina, ácido ascórbico, NADH y NADHP entre otros agentes (O'Brien *et al.*, 2003; Rudolf y Cervinka, 2006; Zhitkovich, 2005).

Se ha observado que el Cr VI influye en la síntesis del ADN (Tocados *et al.*, 1995). Estas interacciones causan tensión en la doble hélice de ADN (Fig. 1) y pueden generar el rompimiento sencillo o doble de la cadena (clastogénicidad) que conduce desde la desnaturalización de ciertas proteínas hasta la precipitación de ácidos nucleicos (Zhitkovich, 2005).

Este estrés oxidativo del cromo hexavalente promueve la citotoxicidad, carcinogénesis y muerte celular en casi cualquier tejido expuesto al metal, como son piel, pulmones y tracto digestivo (Rudolf y Cervinka, 2006; Tocados *et al.*, 1995)

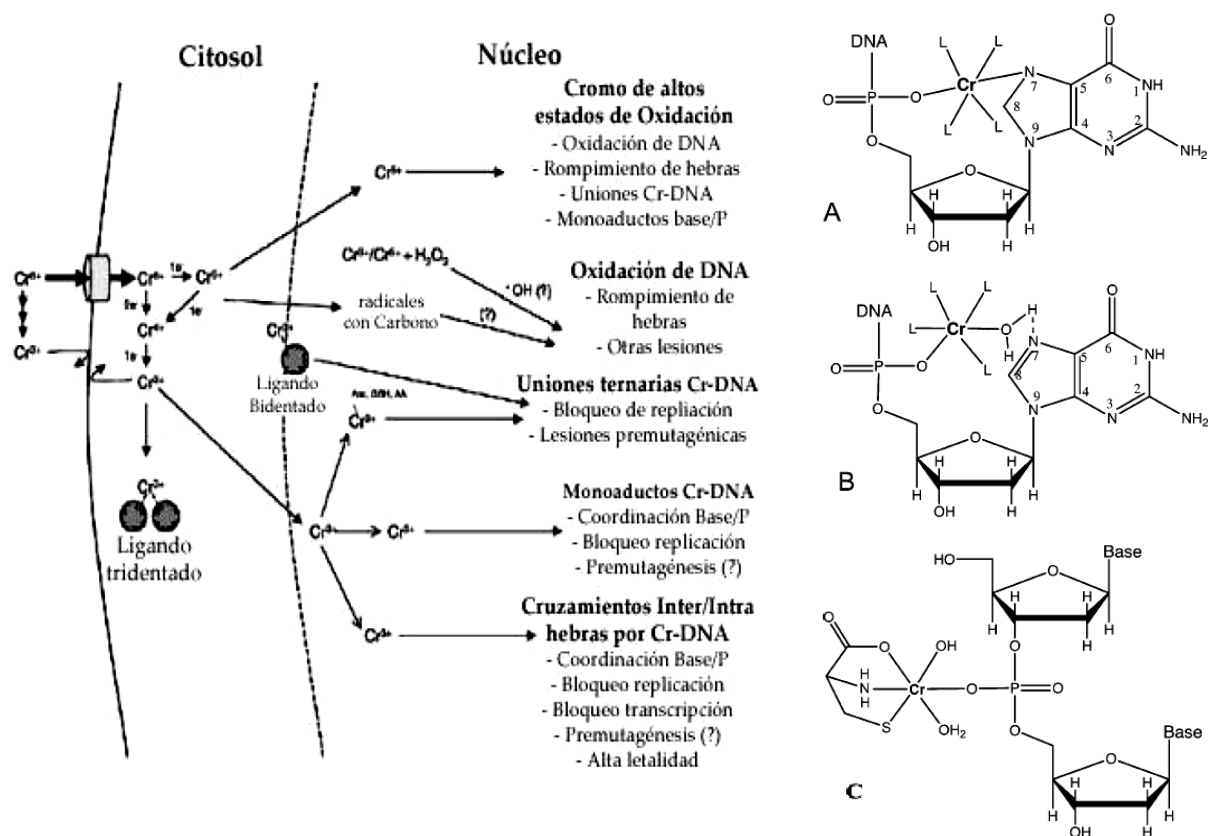


Figura 1.- Mecanismos de ingreso del Cr (VI) al interior de la célula y tipos de enlaces propuestos del cromo trivalente al ADN. (A y B) Uniones de la Base y el fosfato con mediante el Cr III. (C) Unión de cisteínas mediante Cr III, tomado y modificado de Zhitkovich, 2005.

Otros efectos relacionados con el Cr III y Cr VI, están diferenciados por el Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos quienes indican que, por respirar o exponerse al aire con niveles de cromo VI mayores de 0.002 mg/m^3 en forma continua, se pueden irritar fosas nasales, garganta, piel y pulmones, llegando a generar desde perforaciones en el tabique nasal con pérdidas de sangre hasta promover la formación de úlceras o asma.

La norma oficial mexicana establece que los límites permisibles para la exposición de cromo en humanos son las concentraciones de hasta 280 mg/kg en suelo y 2 mg/L en el agua (DOF, 2007).

Efectos del cromo en las plantas

El crecimiento, desarrollo y la propagación de un organismo son procesos biológicos intrínsecos de las plantas que están determinados principalmente por el genotipo y el ambiente donde se establece, es decir, el crecimiento de los organismos se debe tanto a factores internos como externos.

La presencia de cromo en el ambiente es un factor que interactúa con las plantas durante el proceso de absorción. En las plantas este metal no es un micronutriente esencial, la planta carece de mecanismos adecuados para su transporte dentro del sistema vascular. Durante la absorción, translocación y acumulación del cromo, su movilización (generalmente en la forma de Cr VI, que es la más biodisponible), involucra a transportadores de aniones como los de sulfatos (Shanker *et al.*, 2005).

Normalmente, el cromo ingresa por la endodermis de la raíz de la planta (Fig. 2): Este fluye a través de ella, vía simplasto, donde muy probablemente tienda a su especiación a Cr III. Esta forma es cinéticamente inerte a la sustitución de ligandos, y forma sustituciones en complejos de

metaloproteínas *in vivo*. Es de esta forma que el cromo queda retenido en las células del córtex de las raíces, generando saturación y pérdida de funciones de tejidos vasculares de las plantas hasta dejarlos inertes (Shanker *et al.*, 2005).

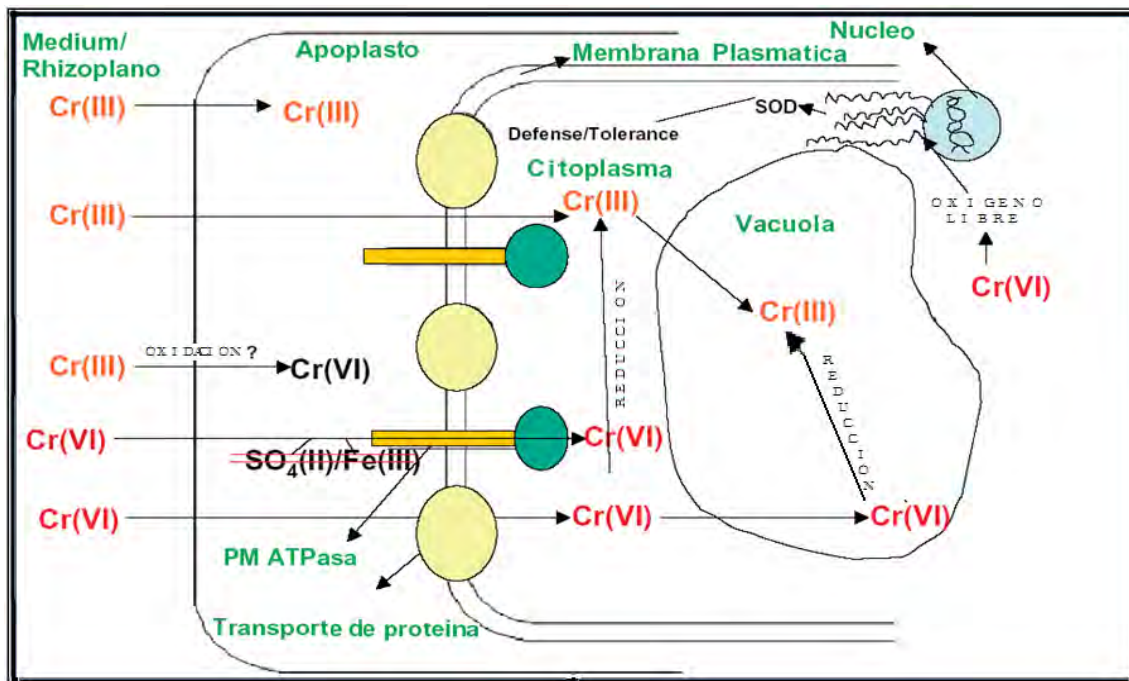


Figura 2.- Modelo hipotético del transporte del cromo y su toxicidad en las plantas. Flujo de cromo al ingreso de la célula con base al modelo de Shanker *et al.*, 2005.

El cromo afecta a la planta en distintas etapas de su desarrollo. Este metal llega a alterarlas en su germinación, el crecimiento de sus raíces, tallos, hojas, y biomasa en general (Arduini *et al.*, 2006), así como en procesos fisiológicos vitales como la fotosíntesis, la nutrición mineral e hídrica, ya que puede causar la modificación de distintas enzimas y otros compuestos llegando así a alterar estructuralmente algunos organelos (Shanker *et al.*, 2005).

El crecimiento de las raíces se ve afectado dado que el cromo altera las fases de división celular en el tejido de la médula y el córtex de las raíces. Al inmovilizarse el cromo en las raíces, la retención del metal en las vacuolas es inminente, por lo que las células radicales de las plantas tienden a saturarse y perder su funcionalidad fisiológica de vascularización.

A pesar de su rápida fijación al ingresar a los tejidos de las plantas, solo una reducida cantidad de Cr III puede seguir viajando a través del xilema de las plantas (Shanker *et al.*, 2005), pero el efecto tóxico de esta forma del metal es menor que el Cr VI. Sólo en casos donde un alto pH lo favorezca, el Cr III podría inhibir el transporte iónico en las plantas.

El acortamiento del tamaño de las plantas es un factor atribuible al cromo. Se le asocia como un efecto colateral a la reducción de las raíces, dado que al ser el órgano de absorción de nutrientes, al inhibirse sus funciones, se dejan de asimilar nutrientes para el crecimiento del resto de la planta. Aunado a esto el transporte del Cr a la parte aérea puede alterar de manera importante el metabolismo del tallo (Chen y Cutright, 2001; Meers *et al.*, 2005).

La cantidad de hojas producidas por las plantas, así como el tamaño de las mismas llega a decaer hasta la mitad por la presencia del cromo en los suelos, al grado que la cantidad de hojas producidas por las plantas puede ser un indicador de la contaminación por este metal (Shanker *et al.*, 2005).

La reducción de la biomasa de la planta como consecuencia de Cr, se debe a la asimilación y translocación de este metal a partes meristemáticas apicales y subapicales de la planta, generando un daño oxidativo en los mecanismos de asimilación de nutrientes minerales esenciales. Esta situación indica que el incremento de la cantidad de Cr VI que entra a más células vegetales puede continuar con el daño oxidativo de éstas en procesos esenciales como la fotosíntesis, y en los organelos celulares como el cloroplasto y las mitocondrias (Panda y Choudhury, 2005).

El cromo puede alterar la fotosíntesis. Este metal puede afectar al fotosistema 1 y 2, la fijación de CO₂, el transporte de electrones durante el ciclo de Calvin, la fotofosforilación, así como en la actividad de varias enzimas, lo que induce tanto la inhibición de la fotosíntesis así como el deterioro en la ultraestructura del cloroplasto (Panda y Choudhury, 2005). Esta disminución de la fotosíntesis podría deberse a que el Cr VI altera el flujo de electrones disponibles para el Fotosistema 1,

generando estrés en la célula de forma que el proceso disminuya. Este estrés puede reducir la cantidad y tamaño de los pigmentos implicados en la fotosíntesis (la clorofila a, b y carotenoides), ya que este metal reduce la parte perimetral de la clorofila (Shanker *et al.*, 2005)

La clorosis inducida con metales pesados, se ha relacionado con un bajo contenido de Hierro (Fe) en la planta, lo que sugiere que la actividad de la hierro reductasa (enzima que se encarga de la movilización y asimilación de Fe) que con la presencia de Cr se ve afectada su función (Shanker *et al.*, 2005).

El potencial hídrico así como la transpiración de las plantas disminuye debido al Cr, ya que este reduce el diámetro de traqueidas y vasos, por lo que el movimiento del agua a través de los tejidos conductores se ve atenuado de manera importante (Clements, 2002).

El ingreso del cromo se debe a que es un elemento que por sus propiedades organolépticas y químicas, puede formar compuestos con otros nutrientes inorgánicos esenciales para la planta. Estos compuestos al ser disociados y/o metabolizados por las plantas presenta gran similitud iónica con elementos traza necesarios para ellas; condición que hace que este metal sea asimilado por la planta como si fuera un ion de un nutriente esencial. Al poder interactuar metabólicamente como cualquier otro oligoelemento, el Cr compite por la unión a transportadores que se encargan de metabolizarlo para que puedan ser aprovechados por la planta, por lo que puede reducir la absorción de casi todos los elementos esenciales, ya sean los macronutrientes (S, P, Mg, Ca, K y N) o micronutrientes (Mo, Cu, Zn, Mn, B y Fe) de las plantas (Shanker *et al.*, 2005).

De las formas del cromo, el Cr VI es más rápidamente absorbido por la planta y es metabólicamente más activo que el Cr III, que es, en cambio, pasivamente asimilado y finalmente retenido en los sitios de intercambio catiónico existentes en las paredes de las células vegetales.

Debido a que el cromo compite por los sitios de intercambio iónico, por ser similar a la mayoría

de los oligoelementos vegetales, puede generar tres tipos de modificación metabólica en las plantas: a) Alteración en la producción de pigmentos implicados en su autotrofismo (fotosíntesis); b) Incremento en la producción de metabolitos secundarios (estrés) que le confieren tolerancia y/ o resistencia al cromo, derivando en daño y desgaste para la planta; y c) Desarrollo de nuevas rutas metabólicas que redireccionan la producción de los metabolitos presentes por el estrés ocasionado por el cromo (Panda y Choudhury, 2005).

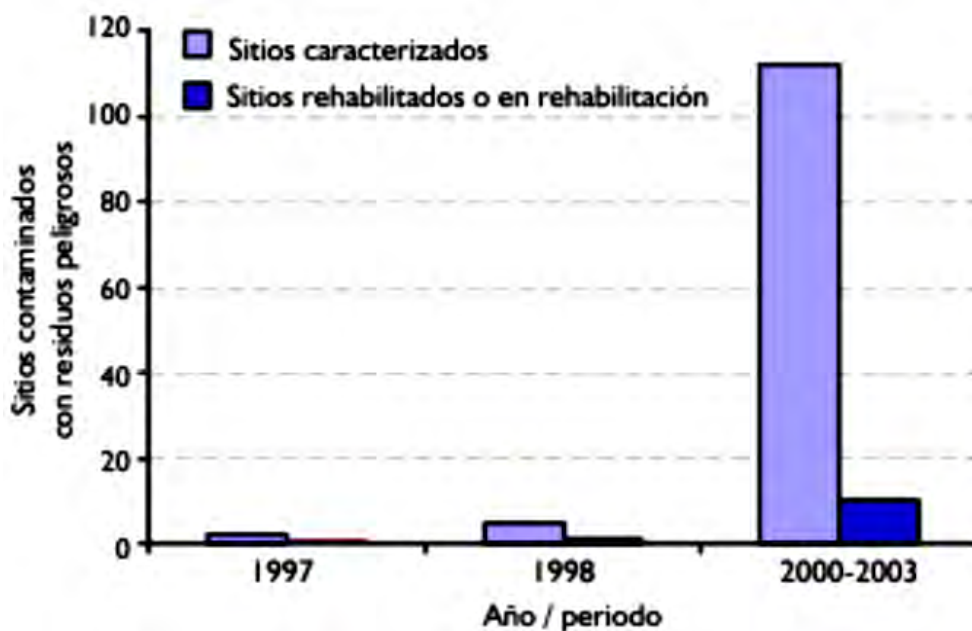
La enzima nitrato reductasa modifica negativamente su actividad con la presencia del Cr VI, ya que la presencia del cromo genera su estrés en la planta (Vanjpayee *et al.*, 2001). Otra enzima afectada por cromo es la ATPasa de la membrana plasmática, cuya actividad, de movilización y transporte de nutrientes y iones dentro y fuera de la célula, puede verse inhibida, llegando a cambiar el pH intracelular así como la modificación de la membrana por sobre acumulación de radicales libres (Clements, 2002).

Otras enzimas como la superóxido dismutasa y la antióxido catalasa son inducidas y activadas como parte del mecanismo de desintoxicación de metales en las plantas, por lo que, de manera general, en presencia de cromo, las peroxidasas y catalasas presentes en las células, aumentan su actividad (Dixit *et al.*, 2002).

La estimulación de la biosíntesis del glutatión reducido (GSH) es también un mecanismo que se activa durante el estrés inducido por el metal. Dado que la expectación del cromo modifica la forma de GSH, este puede reducir el estrés por el metal en su forma mas toxica. Al reaccionar con el dicromato, el GSH forma un complejo inestable (glutatión-Cr₃⁻), él cual ayuda a la retención del metal en la planta en su forma menos tóxica y puede producir las condiciones para que forme un compuesto que lo estabilice dentro de la planta.

Remediación de sitios contaminados por metales pesados

Existen distintas tecnologías para la remediación de sitios contaminados por metales pesados y son alternativas de manejo de residuos peligrosos. Se basan en procesos que ocurren en la naturaleza, según la biogeoquímica del contaminante y conforman un conjunto de acciones necesarias para recuperar y establecer condiciones del sitio, previas al contaminante, para un uso agrícola, comercial o recreativo, incluso la recuperación de sus condiciones naturales (Bautista, 1999; EPA, 2000, SEMARNAT, 2007; Volke *et al.*, 2005). Una vez considerados estos factores, se elige el método de remediación, que se clasificara *in situ* o *ex situ* según el sitio donde se montara el tratamiento de remediación. y por la técnica a implementar, se denominaran como tratamientos químicos, físicos y biológicos (Grafica 2).



Grafica 2.- **Sitios con residuos peligrosos en México** considerados para algún proceso de remediación (SEMARNAT, 2005).

Los tratamientos de remediación químicos se basan en conseguir la neutralidad del contaminante para hacerlo inmóvil o inocuo, como puede ser a través de la adición de reactivos (agregar sustancias

químicas para neutralizar o cambiar el estado de un contaminante) y coloidización (agregar partículas sólidas para cambiar el suelo y concentración del contaminante).

Debido a la concentración y cantidad de residuos tóxicos en los sitios contaminados en México, un tratamiento *ex situ* difícilmente se puede implementar (Volke *et al.*, 2005). Para la remediación *in situ* de estos sitios con residuos, existen diversos tratamientos por lo general de tipo químico como son: precipitación alcalina, osmosis inversa, o lodos activados, que han sido tratamientos probados para tratar los residuos con Cr (Khan, 2001). Estas tecnologías por lo general son costosas y llegan a generar productos recalcitrantes, por lo que tienen alcances muy limitados y un costo muy alto para el ambiente, de forma que sus efectos llegan a ser más nocivos que el contaminante en sí (Prasad, 2003).

Los tratamientos físicos significan obtener la remediación de los sitios contaminados a través de procesos como la extracción, dilución, contención de los contaminantes, ya sea agregando solubilizantes, o encapsulando el sitio o matriz que los contiene. Y finalmente tenemos los tratamientos biológicos, que implican el uso de los organismos vivos para degradar, transformar o retener los contaminantes. La implementación de tratamientos biológicos presenta muchas ventajas, tanto económicos como ecológicos, además de ser una solución eficiente y real al problema de la contaminación (EPA, 2000).

Los Bioindicadores

En el planeta Tierra se han identificado alrededor de 12 millones de sustancias químicas diferentes (Stanley, 2007). Todo lo que nos rodea está conformado de una manera o de otra de tales sustancias. Un contaminante tóxico puede modificar, lesionar, inhibir, obstruir, neutralizar o destruir una inmensa cantidad de procesos bioquímicos y fisiológicos en los organismos, de forma temporal o permanente según sea la naturaleza, estado y concentración dentro del organismo (Jiménez, 2001; CCA, 2006).

Existen organismos que pueden ser característicos para algún determinado cambio en el ambiente (González-Chávez *et al*, 2005). Estos organismos pueden ser un indicador muy sensible de la condición de un ecosistema. Estos bioindicadores al analizarlos pueden reflejar cuantitativamente y cualitativamente la magnitud del estrés, las características del hábitat, el grado de exposición del estresor o de respuesta ecológica a la misma (De la Lanza *et al.*, 2000). La intrínseca simbiosis ecológica que desarrollan los organismos con su ambiente proporciona información que complementa los registros físicos y químicos para establecer una caracterización más integral de un ecosistema.

Los bioindicadores son organismos específicos que tienen una asociación ecológica en el ambiente de presencia, ausencia o cambio de sus características como respuesta a un cierto tipo de contaminación. Según las respuestas ante éste (o incluso por su sola presencia) indican la calidad o condición de la estabilidad o salud de un ecosistema (De la Lanza, 2000). El uso de estos bioindicadores puede representar un método biológico excelente para la interpretación y manejo de un ecosistema de menor costo y mayor duración.

La Biorremediación

La biorremediación es un término que se aplica para describir una variedad de sistemas y mecanismos que utilizan las capacidades estructurales, fisiológicas y metabólicas de los seres vivos para transformar residuos orgánicos o sustancias inorgánicas presentes en sitios contaminados (Volke *et al.*, 2005). Si bien la biorremediación se refiere al uso de cualquier organismos biológico, es un término que comúnmente se asocia con el uso de microorganismos para descomponer, degradar y/o mineralizar residuos peligrosos (EPA, 2000; Stanley, 2007).

La Fitorremediación

Fitorremediación (*phyto*=planta y *remediación* = corrección del mal) es un término surgido a principios de la década de los noventa, que a diferencia de la biorremediación que mas general y es usado principalmente para microorganismos. Este termino, se refiere a la biotecnología ambiental que aprovecha la interacción planta-contaminante. Mediante las estructuras y/o capacidades fisiológicas de las plantas, se pueden remover, contener o transformar sustancias contaminantes en cuerpos de agua, suelos o sedimentos (EPA, 2000; Khan *et al.*, 2000; Zayed, 2003).

Los mecanismos de defensa de las plantas mediante los cuales se preparan para hacer frente al contaminante son: transformación, mineralización, extracción y contención del mismo, o la combinación de ellas (EPA, 2000; Meagher, 2000). Los mecanismos que rigen esta biotecnología se han clasificado en nueve modalidades: fitoextracción, rizofiltración, fitoestabilización, rizodegradación, fitodegradación, fitovolatilización, Fitohidráulica, cubierta vegetativa y corredores riparios (EPA, 2000).

Fitoextracción

Este mecanismo, también llamado fitoacumulación, consiste en la captura, transporte y acumulación de los contaminantes dentro de las estructuras vegetales. Se enfoca a aprovechar la biomasa de las plantas para extraer y reducir la concentración del contaminante que se encuentra en el medio. La fitoextracción es usada principalmente para el tratamiento de suelos, sedimentos, lodos y también sirve para tratar aguas contaminadas. Sus ventajas son que en la biomasa de la planta queda concentrado el contaminante y queda indisponible para el medio. Las desventajas son que el contaminante puede reducir su biomasa de la planta; y que la biomasa debe ser removida y dispuesta apropiadamente después de la extracción. Su aplicación es ideal para metales, metaloides, radionucleótidos, no metales y algunos compuestos orgánicos (Kamnev, 2000; Zayed, 2003).

Fitoestabilización

La fitoestabilización es una técnica que minimiza la migración del contaminante en el cuerpo de suelo por la absorción y/o acumulación intra o extra vegetalmente, gracias al desarrollo denso de estructuras vegetales, sobre todo la raíz. Los factores que la determinan son la bioquímica de la rizosfera, las condiciones del suelo y/o las características particulares del contaminante en el medio. La fitoestabilización puede modificar la disposición del contaminante en el ambiente ya que puede solubilizarlo, moverlo o disociarlo por medio de la secuestración o lignificación. Esta técnica involucra procesos propios de la rizosfera como lo son biogeoquímica, humificación y edafogénesis del suelo.

Sus ventajas son que evita la erosión de suelo y que el contaminante queda confinado *in situ*. La desventaja son que requiere mayor estabilidad de su ambiente, ya que una variación en la bioquímica del sitio puede llevar a la pérdida de contención del contaminante por parte de la planta. El uso de esta aplicación ha sido principalmente para contener metales y no metales en suelos, lodos y sedimentos (Kamnev, 2000; Zayed, 2003).

Fitodegradación

Este método, conocido igualmente como fitotransformación, consiste en el rompimiento o la degradación de las moléculas contaminantes, particularmente orgánicas, por medio de las enzimas vegetales. Según la solubilidad y polaridad de las sustancias tóxicas en el medio, éstas son capturadas y degradadas en moléculas más simples que servirán a la planta para su desarrollo, ya que la planta descompone estos contaminantes en productos utilizables para su metabolismo o incorpora a sus tejidos. Por este medio se pueden degradar químicos como son: solventes clorados, herbicidas, municiones e insecticidas (EPA, 2000). Su aplicación abarca suelos, lodos y sedimentos, además de cuerpos superficiales de agua (Sadiq, 1992). Su ventaja radica en la tolerancia de las plantas a altas

concentraciones del contaminante y que sintetizan las sustancias degradadoras. Su desventaja es que el exudado de las raíces de las plantas aumenta la biodisponibilidad del contaminante, lo que hace difícil la determinación de la concentración del contaminante orgánicos debido a la mezcla de sustancias orgánicas secretadas (EPA, 2000).

Fitovolatilización

Esta técnica consiste en la asimilación del contaminante por parte de la planta para su posterior liberación a la atmósfera (EPA, 2000). Se produce a medida que plantas por evapotranspiración absorben agua con contaminantes disueltos en ellas. Se utiliza en suelos, lodos, sedimentos y cuerpos superficiales de agua. Una consideración importante en este mecanismo es que el contaminante puede o no ser modificado a sus formas volátiles, por sus propiedades físicas y químicas. Según la naturaleza del compuesto liberado que puede adquirir una mayor o menor biodisponibilidad antes y después de su captura por parte de la planta (EPA, 2000)

Rizofiltración

La rizofiltración es la adsorción o canalización de los contaminantes que se encuentran disueltos alrededor de la rizosfera hacia las raíces de las plantas. Según el tipo de contaminante la planta puede tomarlos y translocarlos directamente o mediante exudados de la raíz. La superficie biodisponible y área alrededor de las raíces determina que las plantas puedan reaccionar con el contaminante haciendo que este precipite, se acumule o se contenga entre las raíces. Mediante estos mecanismos el tóxico es menos biodisponible en el ambiente, y puede ser contenido por la planta. La rizofiltración se aplica en condiciones donde la concentración del contaminante es baja y su disponibilidad de agua sea abundante (manglares, pantanos, ríos, costas, etc.). Sus ventajas son que se pueden usar plantas terrestres y/o acuáticas y que el sistema se puede montar de forma *ex situ* o *in situ*. Sus desventajas son la inestabilidad del medio para la captación del contaminante (Whong, 2003). Su aplicación se ha

probado con metales plomo, cadmio, cobre, níquel, zinc, cromo, y radionucleótidos como uranio, cesio y estroncio con cierto éxito (EPA, 2000).

Rizodegradación

Esta técnica es llamada también fitoestimulación. Consiste en la fragmentación de un contaminante, sobre todo orgánicos, en el de suelo por la actividad bioquímica de los microorganismos y de las raíces de las plantas en la rizosfera. Los múltiples productos sintetizados por las plantas llegan al subsuelo por medio de la exudación radicular, contribuyendo así a la degradación del contaminante, o bien, estimulando y/o ampliando la zona de acción de los microorganismos degradadores que ahí se encuentran, hongos y bacterias principalmente. Entre sus beneficios resalta la degradación *in situ* donde se llega a grados de mineralización. Los problemas que presenta esta técnica es que la zona que abarca e influye en la rizosfera requiere propiedades biogeoquímicas específicas del suelo según el contaminante (EPA, 2000).

Fitohidráulica

La fitohidráulica es llamada también bombeo orgánico o control hidráulico. Aprovecha la acción de bombeo hidráulico natural de agua desde las raíces (evapotranspiración), para disminuir la migración de los contaminantes, entre ellos los solubles, de aguas superficiales hacia los niveles de mantos freáticos, que con frecuencia son fuentes de agua potable. Se aplica preferentemente en sustratos con abundante agua, por lo que su eficiencia depende de las condiciones climáticas presentes (EPA, 2000)

Cubierta vegetativa

Este mecanismo consiste en generar un manto vegetativo cercano a la fuente de contaminación la cual, al formar una barrera, reduce el efecto nocivo del contaminante. En este caso la idea es formar un filtro edafo-vegetal que fije químicamente el contaminante. Existen dos modalidades de este

mecanismo. El primero es como “cubierta evapotranspiradora” en la que por superficie de captación de lluvia y por bombeo hidráulico no se permita el paso de agua hacia el contaminante, para que no se solubilizara en el subsuelo y se vuelva biodisponible. El segundo enfoque es la “cubierta fitorremediadora”, que es una barrera que interacciona con el contaminante, de manera que reduzca su efecto nocivo en el ambiente. Entre los beneficios de este mecanismo es que las plantas usadas ayuden a controlar y/o evitar la dispersión, erosión y lixiviación de contaminantes e inhibir la toxicidad de ese tipo de compuestos (EPA, 2000)

Corredores riparios

En esta técnica se cultivan especies en partes o franjas a las orillas de un cuerpo de agua dinámico (río, arroyo, costa) que a manera de barrera física puedan amortiguar el efecto nocivo de contaminantes que transporta el agua. Los corredores riparios son capaces de interactuar con los tóxicos del agua y al mismo tiempo impedir la degradación y erosión hidráulica de la parte edáfica de la ribera (EPA, 2000).

Mecanismos de tolerancia de metales pesados en las plantas.

Los mecanismos de tolerancia que han desarrollado las plantas para resistir y sobrevivir a la exposición de metales pesados involucran estrategias de exclusión, mineralización, reducción, solubilización, quelación, redistribución y acumulación.

La exclusión involucra un sistema de reflujo o liberación de metales desde el interior de la planta hasta el exterior, para evitar o minimizar la acumulación en sus tejidos. La mineralización reduce la biodisponibilidad de los metales, que por tanto no pueden ser absorbidos. La solubilización del contaminante se ha relacionado con la transformación del compuesto nocivo insoluble a una forma soluble, es decir, su conversión a una forma menos recalcitrante y más fácil de asimilar. La reducción

implica la transformación de formas químicas altamente tóxicas a otras menos nocivas (por ejemplo cromo VI a cromo III), las cuales pueden entonces ser asimiladas y metabolizadas por las plantas.

Una vez dentro del organismo, las especies metálicas individuales pueden experimentar una biotransformación al ser “acomplejadas o secuestradas” por un ligante existente o sintetizado. Esta estrategia, conocida como quelación, es uno de los mecanismos de eliminación de toxinas más recurrentes en plantas. La palabra “quelación” describe la formación de un complejo entre el metal y el ligante. El ligante, en este caso una molécula orgánica, tiene varios sitios de unión. Estos puntos le permiten sujetar fuertemente un átomo central único, en este caso el metal, formando un complejo muy estable que puede ser transferido y acumulado en las vacuolas de la planta. De esta manera, el metal se encuentra “secuestrado” y queda indisponible para ejercer su toxicidad. En general, los mecanismos de tolerancia son diferentes entre las distintas especies de plantas y están determinados por el tipo de metal (Nuñez *et al.*, 2004).

Ventajas y desventajas de la fitorremediación.

Si bien la fitorremediación es una biotecnología alternativa ecológica y sustentable para el manejo y remediación de sitios contaminados por residuos orgánicos o inorgánicos, como el cromo, para lograr su viable implementación hay que analizar los escenarios futuros del sitio a remediar con esta. En el análisis de costo, beneficio y tiempo existen varios factores de interés, que según el caso, se podrán ver como ventajas y desventajas de la aplicación de la fitorremediación para sitios con problemas de contaminación (EPA, 2000).

Ventajas

- Es una tecnología sustentable y es eficiente para tratar diversos tipos de contaminantes *in situ*.
- Es aplicable a ambientes con concentraciones de contaminantes de bajas a moderadas.
- Puede ser aplicado como correctivo o preventivo a una zona susceptible a contaminación.
- Es de bajo costo, no requiere personal especializado para su manejo ni consume energía.
- Puede no producir contaminantes secundarios por lo que no requiere de lugares para desecho.
- Tiene mejor probabilidad de ser aceptada por el público, ya que es estéticamente agradable.
- Tiene una versatilidad potencial para tratar una gama diversa de materiales peligrosos.
- Se pueden reciclar recursos (agua, biomasa, metales, etc).

Desventajas

- Es un proceso lento y dependiente de las estaciones.
- El crecimiento de la vegetación puede estar limitado por extremos de la toxicidad ambiental.
- Los contaminantes pueden acumularse en maderas para combustión.
- No todas las plantas son tolerantes o acumuladoras.
- La biodisponibilidad de algunos contaminantes puede incrementar.
- Se requieren áreas relativamente grandes y parcial o totalmente abiertas.
- Puede favorecer el desarrollo de fauna nociva.
- Puede depender de condiciones muy específicas y variables, difíciles de recrear artificialmente.
- La inversión puede ser alta en investigación previa a montar la técnica.

Resumen

En México, los residuos peligrosos de tipo inorgánico, como los metales pesados, son uno de los mayores problemas de contaminación. Este trabajo se enfocó en encontrar plantas que acumulen cromo (Cr) de forma natural en sitios contaminados con este metal pesado. El sitio de estudio fue el ex predio de “Cromatos de México”, Tultitlán, Edo. de México. Se colectaron e identificaron 13 especies de plantas silvestres, de las cuales sólo seis se seleccionaron, procesaron y analizaron para cuantificar el Cr contenido en las hojas, el tallo y la raíz. Los resultados indican que sólo *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* tienen la capacidad de bioacumular el cromo en sus tejidos, principalmente en las raíces. De las dos especies, *Typha latifolia* destacó por presentar en la raíz una concentración de Cr >1000 mg/kg, lo que hace considerarla como una planta “hiperacumuladora” de Cr. Se sugiere que el empleo de *Typha latifolia* puede contribuir a resolver problemas de contaminación por cromo.

Abstract

In Mexico, the inorganic toxic wastes, like heavy metals, are one of the most important problems of contamination. The aim of this work was to find plants which grow naturally in places highly polluted with chrome and bioaccumulate this metal in their tissues. The study site selected was an ex-field of “Cromatos de México”, Tultitlán, State of Mexico. Thirteen wild species of plants were collected and identified, from which only six were processed and analyzed to quantify the Cr in their leaves, stems and roots. Results showed that only *Typha latifolia* and *Barkleyanthus salicifolius* were capable of bioaccumulate chrome in their tissues, mainly in roots. From these two species, *Typha latifolia* highlights because its roots could storage a concentration of Cr >1000 mg/kg, which makes to consider it as a “Hyperaccumulator” plant of Cr. It's suggested the use of *Typha latifolia* can help to solve problems of soil pollution by chrome.

Introducción

En México se producen una gran cantidad de residuos químicos peligrosos que promueven el creciente volumen de residuos industriales y municipales y el aumento del deterioro ambiental (SEMARNAT, 2005). Los residuos tóxicos orgánicos e inorgánicos peligrosos representan uno de los mayores problemas de contaminación del País.

Entre los residuos tóxicos inorgánicos peligrosos destacan los metales. Algunos de estos metales que pueden llegar a ser tóxicos, según su concentración, se les denominan como "metales pesados". Los metales pesados tienen capacidad de persistencia en el ambiente, por lo que pueden transportarse a grandes distancias de su fuente; además de que tienen por destino, con mucha regularidad, la disposición clandestina (Volke et al., 2005). Estos metales pesados, entre ellos el cromo, son considerados agentes citotóxicos, mutagénicos y carcinogénicos (Bautista, 1999).

El Cromo es un metal pesado con gran impacto en los organismos y el ambiente. El cromo se halla sólo en forma de compuestos en la pedosfera y se integra al ambiente en formas de Cr III, y Cr VI, los cuales son producidos por distintos procesos naturales y antropogénicos (Gutiérrez, 1986). Este metal puede jugar un papel importante en los organismos por ser necesario en algunos procesos metabólicos, pero también puede actuar como un elemento nocivo. La toxicidad del cromo depende de su estado de valencia. La forma más tóxica y móvil del cromo es la hexavalente (Cr VI) y se encuentra principalmente en forma de cromatos y dicromatos.

El cromo VI es la forma más disponible para los organismos. Su interacción con biomoléculas está asociada con la reducción del cromo hexavalente a trivalente. En esta reacción química radica su toxicidad, pues esta reacción *redox* se produce con la participación de agentes como el glutatión, histidina, cisteína, ácido ascórbico, NADH y NADHP, entre otros. Al estar en contacto el cromo

hexavalente con los ácidos nucleicos, se reduce a Cr III con la formación de complejos que causan tensión en la doble hélice de ADN. Esta tensión pueden generar el rompimiento sencillo o doble de la cadena (clastogenicidad) que conduce desde la desnaturalización de ciertas proteínas hasta la precipitación de ácidos nucleicos (Tocados *et al.*, 1995).

Existen alternativas para el manejo y remediación de sitios con residuos peligrosos como el cromo. Las tecnologías de remediación de sitios contaminados por metales pesados se basan en la biogeoquímica del contaminante y en procesos que ocurren en la naturaleza. Estas técnicas de remediación conforman un conjunto de acciones necesarias para recuperar las condiciones originales del sitio. Su implementación puede ser *in situ* o *ex situ* según el lugar donde se montará el tratamiento de remediación, ya sea por medio de tratamientos químicos, físicos y biológicos (Stanley, 2007).

Dentro de los tratamientos biológicos para remediación o “biorremediación”, destaca la fitorremediación en donde sólo se utilizan plantas. La fitorremediación es una biotecnología ambiental que aprovecha la interacción planta-contaminante; se refiere a la aplicación de la totalidad (o parcialidad) de las estructuras y/o capacidades fisiológicas de las plantas para remover, contener o transformar sustancias contaminantes en cuerpos de agua, suelos o sedimentos (EPA, 2000; Khan *et al.*, 2000; Zayed, 2003).

Para hacer frente al contaminante, las plantas tienen mecanismos para la transformación, mineralización, extracción y/o contención del mismo. Según la forma en que interaccione con el contaminante, el proceso se puede denominar: fitoextracción, rizofiltración, fitoestabilización, rizodegradación, fitodegradación, fitovolatilización, fitohidráulica, cubierta vegetativa y corredores riparios (EPA, 2000).

En México son desconocidas las plantas resistentes o que pueden crecer en sitios con metales

pesados, como el cromo. Los estudios en sitios contaminados carecen de un registro de qué especies se encuentran en sitios con estos metales pesados. Existen plantas resistentes e hiperacumuladoras conocidas en otras partes del mundo, que si bien tienen potencial para ser implementadas, podrían requerir un manejo intensivo y costoso, ya que al ser introducidas serían difíciles de adaptar, o incluso, podrían extenderse demasiado (volverse invasoras) y generar pérdida de biodiversidad (March y Martínez, 2007).

El objetivo de nuestro trabajo es contribuir al conocimiento de plantas nativas silvestres con la capacidad de acumular cromo en condiciones naturales para que puedan ser útiles para remediar la contaminación por cromo. Para nuestro trabajo se estudiaron sitios reportados con alta concentración de cromo en México. De la vegetación establecida en el lugar, se analizaron los tejidos de las plantas con mayor potencial y se encontraron dos especies útiles para enfrentar el problema de contaminación por cromo. Se propone un manejo adecuado de estas especies para que el proceso de fitorremediación sea eficaz y de mayor plazo. El manejo adecuado que de sostén al proceso de fitorremediación con plantas nativas silvestres podrá permitir que generaciones actuales y futuras, puedan vivir en un ambiente menos deteriorado y así poder reducir los riesgos de salud.

Objetivos

Objetivo General

Identificar plantas nativas silvestres con capacidad de acumular cromo en los sitios de estudio con ese problema, así como proponer un proceso de fitorremediación para el manejo de este tipo de contaminante.

Objetivos particulares

- Conocer la composición florística de las especies establecidas en el área de estudio contaminada con cromo.
- Cuantificar el grado de acumulación del cromo total que tienen en las estructuras principales (hoja, raíz y tallo) de las especies vegetales con mayor potencial de bioacumulación que se encuentran en el sitio.
- Identificar qué especies son las que cuentan con el mayor grado de acumulación de cromo.
- Proponer un sistema de fitorremediación de sitios contaminados por cromo en México, con el uso de las especies que presentaron mayor bioacumulación.

Justificación

Se ha documentado una gran cantidad de sitios contaminados en México que presentan una alta concentración de residuos tóxicos (SEMARNAT, 2005). En estos lugares, debido a que la dispersión del contaminante genera efectos nocivos a los ecosistemas aledaños, requieren de un tratamiento de remediación para evitar el daño ambiental.

Existen mecanismos de remediación físicos y químicos útiles en muchas situaciones, pero que son difíciles de implementar para los casos de contaminación por metales pesados, debido al gran volumen de los estos desechos. Los tratamientos son muy costosos debido a que requieren recursos humanos especializados, tanto en el diagnóstico como en los métodos para reducir sus impactos, además de ser inviables en largo plazo. Ante este panorama los tratamientos biológicos pueden ser una opción para atenuar o resolver estos problemas de contaminación, además que pueden ayudar a recuperar parte de las funciones de los ecosistemas perturbados en el País.

La fitorremediación es un tratamiento biológico para la remediación de sitios contaminados. Dicho método ha sido muy eficaz para problemas de metales pesados en varias partes el mundo. En México su aplicación ha sido muy limitada debido a que no contamos con información relevante sobre características de especies nativas. La falta de información se debe, en parte a la falta de incentivos sistemáticos para este tipo de estudios.

Las plantas introducidas para fitorremediar sitios contaminados pueden ser difíciles de adaptar e incluso podrían generar pérdida de biodiversidad al convertirse en invasoras. Es por ello que consideramos que la búsqueda de especies nativas silvestres hiperacumuladoras de metales, es la base para el desarrollo integral de fitorremediación de sitios contaminados con cromo en México. Nuestro trabajo es un primer ensayo sobre este tema, a través de la identificación y el análisis de especies de plantas que crecen en sitios contaminados con cromo.

Hipótesis

Suponiendo que los ambientes perturbados por contaminación son poco susceptibles a colonizarse por organismos silvestres debido al su alto factor de estrés, como lo es una elevada concentración de cromo en el suelo y la baja cantidad de nutrientes en el mismo; Consideramos que la vegetación silvestre que logra prevalecer en sitios contaminados, se debe a que las plantas han adquirido, a través de un proceso natural de adaptación y selección, herramientas ecofisiológicas que le dan la capacidad de interactuar de forma no letal con estas sustancias tóxicas.

Debido a lo anterior, las hipótesis a probar son en este trabajo son:

- a) Existen plantas silvestres que pueden prosperar en suelos contaminados con cromo.
- b) Existen plantas nativas silvestres que además de poder establecerse, son capaces de retener y acumular cromo en sus tejidos de forma apta para ser consideradas para su uso en un proceso de fitorremediación eficiente.

Método

Elección del sitio de muestreo

Los criterios de selección de los sitios a prospectar para este proyecto fueron: a) sitios que se han reportado con altas concentraciones de cromo; y b) que tuvieran comunidades vegetales presentes.

Originalmente se habían seleccionado 3 localidades. La primera, estaba en la Sierra de Arperos, ubicada a 10 Km al NW de Silao, Gto. Otra segunda fue en los terrenos de Química Central de México en el municipio de San Francisco del Rincón, Gto (N 21° 02' 35", W 101° 47'35"). Finalmente se incluyó en el estudio las instalaciones del predio de ex Cromatos de México ubicada en el municipio de Tultitlán, Edo de México (N 19° 37' 10", W 99° 10'23").

Debido a que en la primera se reportaban bajas concentraciones del cromo de forma biodisponible (Vasallo *et al.*, 2001), y en la segunda no existían plantas establecidas en las inmediaciones de los escurrimientos de los residuos (Fig. 3), se optó por trabajar solo con las plantas del predio de Tultitlán.



Figura 3.- Imagen de los predios de Química Central de México, vista aérea (B)



Figura 4.- **Imagen de los predios** de Química Central de Mexico, 2009.



Figura 5.-**Muros contiguos** al confinamiento con residuos industriales con cromo. Nótese las partes amarillas, características de la condición oxidante del cromo

Antecedentes del predio de ex Cromatos de México

El predio de estudio, conocido como Cromatos de México, S.A. se encuentra en la porción occidental del municipio de Tultitlán de Mariano Escobedo, Edo. de México. (Fig 5). Tultitlán se encuentra al sur del valle de Cuautitlán, que es una depresión relativa, de relieve plano, cuya ligera pendiente va de oeste a este. Este valle está flanqueado por la sierra de Guadalupe al sur, lomerío basáltico de Tultepec al norte y por Monte Alto y Monte Bajo al Occidente. Presenta una fisonomía de tipo urbano industrial, ya que cuenta con muchas fabricas, vías de comunicación y fraccionamientos, pero posee reductos de la actividad agropecuaria de la región pues aún persisten algunos ejidos y ranchos.

La geología del sitio corresponde a ambientes lacustres con sedimentos arcillosos lagunares y con depósitos de arenas y gravas provenientes del acarreo fluvial de las formaciones cercanas. Los suelos cercanos al lugar son de tipo vertisol, asociados a Feozem y Solonchaks, lo que implica su viabilidad para su uso agrícola, pero la persistencia de salinidad es una limitante (Gutiérrez, 1986).

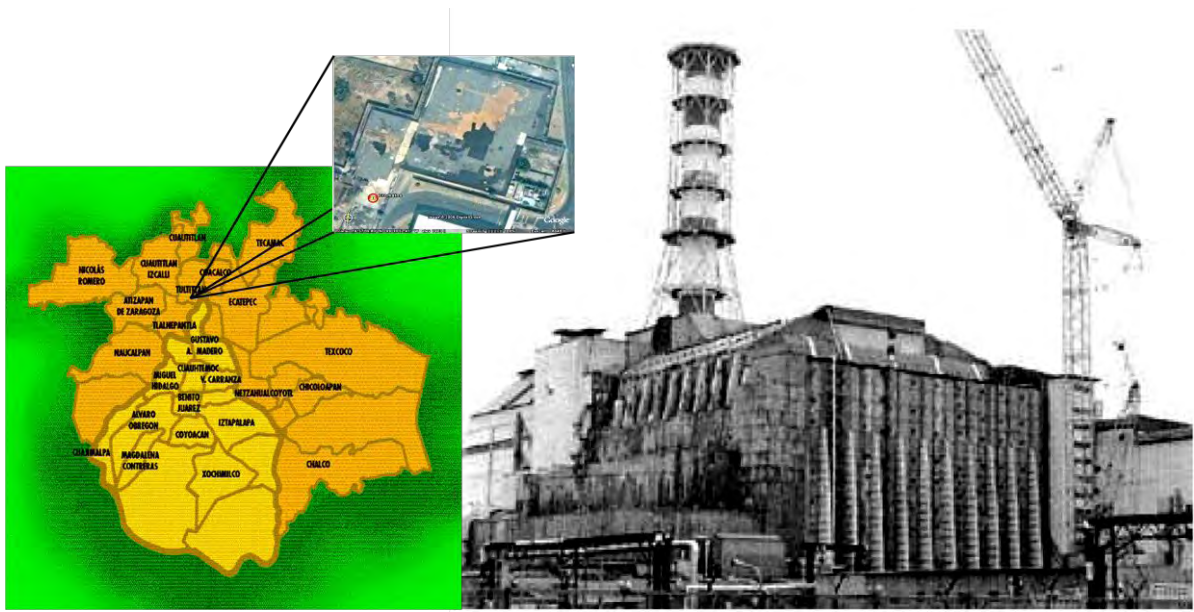


Figura 6.- Ubicación de “Cromatos de México S.A”. (foto de archivo diario Amanecer).

Cromatos de México fue una planta refinadora de cromita que producía como residuos industriales toneladas de cromato de sodio, sulfato de sodio, cromato de potasio, sulfato de aluminio y dicromato de sodio. Duró en operaciones 20 años (a partir de 1958), durante los cuales no siguió ningún tipo de regulación que le obligara a mitigar sus emisiones al entorno.

En 1975 se manifestaron las primeras evidencias de afectación a la salud de la población, después de que se usaron los residuos industriales como material para pavimentación de las calles aledañas a las instalaciones de la planta. Esta práctica magnificó la dispersión de los residuos no sólo en la superficie, sino hasta alcanzar los mantos freáticos (Gutiérrez, 1986). En 1977 fue clausurada temporalmente la empresa por falta de cumplimiento en las condiciones de operación y de manejo de sus productos.

En Septiembre de 1978 fue clausurada definitivamente por irregularidades en su manejo y problemas de salud denunciados por los vecinos del lugar. Tras su cierre, este inmueble de 16 000 m², se convirtió en un cementerio de residuos industriales. El confinamiento de estos residuos resulto inadecuado, ya que en menos de dos meses empezó a presentar rupturas y deslizamientos (Gutiérrez, 1986), dejando al descubierto más de 75 mil t de residuos peligrosos, de los cuales cerca de 3 mil t eran de cromo en su forma más tóxica (hexavalente).

De 1980 a 1983, la Secretaria de Medio Ambiente empezó a tomar medidas para resolver el problema de contaminación, a través de una confinación *in situ* de los residuos. Estas medidas consistieron en la construcción de muros perimetrales, cubiertas de tepetate y asfalto. Sin embargo, para 1983 surgieron agrietamientos en los muros debido a la disolución de los residuos (principalmente Cr VI por su alto grado de solubilidad) y los lixiviados empezaron a infiltrarse en el subsuelo.

En 1985 se propuso estabilizar el cromo VI a cromo III y fabricar ladrillos horneados con esos residuos (Gutiérrez, 1986). Esta propuesta se rechazó, por lo que la lixiviación de estos residuos tóxicos continuó.

Actualidad de predio de exCromatos de México.

El proceso de dispersión del cromo en sus formas químicas solubles ha propiciado que el contaminante se infiltre a las zonas aledañas y mantos freáticos de baja profundidad. Como resultado se han encontrado valores superiores a 6,000 ppm de Cr disponible (VI) en el suelo. Incluso en algunos de los pozos cercanos también presentan concentraciones de cromo por encima de la norma ambiental (Gutiérrez, 1986).

Actualmente (año 2010), el cromo se encuentra en proceso de reconfiamiento y estabilización a través de un proyecto conjunto entre la empresa de cooperación internacional alemana Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) y autoridades estatales.

Colecta del material

Como la superficie del predio es de concreto y asfalto, las plantas solo crecen en los bordes de las planchas de estos materiales. Es por ello que el material vegetal fue colectado de forma que se tomaron las plantas que se encontraban más cercanas a las fisuras en el muro de contención.



Figura 7.- **Vegetación establecida** en los confinamientos de los residuos con cromo VI



Figura 8.- **Vegetación establecida** en los confinamientos de los residuos con cromo VI

Determinación del material

Se colectaron ejemplares con flor y/o fruto para herbario de las especies encontradas. Posteriormente, estos ejemplares fueron procesados para determinar su identidad taxonómica. Se determinó con bibliografía especializada de la región, y cotejando con la colección de los herbarios de la Facultad de Ciencias (FCME) y en el Herbario Nacional del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (MEXU). Se contó con el apoyo y la supervisión de los especialistas en las diferentes familias de las plantas encontradas.

Preparación del material

Se tomaron muestras de las especies más abundantes y con mayor biomasa que estuvieran en las zonas con lixiviación de cromo más evidente, en donde los escurrimientos laterales e inclinación evidenciaron una acumulación amarillenta (característica del metal) en la vecindad de los organismos. De estas especies fueron colectados tres individuos completos (aparte de los que se colectaron para la documentación e identificación), procurando obtener tejido suficiente de cada órgano de la planta, incluyendo las raíces, para el análisis de contenido de cromo.

Secado

Las plantas colectadas se colocaron en un cuarto con temperatura controlada para que se secaran a 40 °C. durante 48h Posteriormente se separaron sus estructuras en tallo, hojas y raíz, mismas que se lavaron con agua destilada para remover partículas sólidas superficiales evidentes, y posteriormente se dejaron secar nuevamente a 40 °C. durante 24hrs. Este proceso fue realizado con el apoyo de la sección ambientes controlados de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Molido

Después del secado, se procedió a moler los tejidos principales, hoja, raíz y tallo, de cada individuo utilizando un mortero de porcelana y agregando nitrógeno líquido (N_2), para obtener una muestra finamente molida y homogénea. Posteriormente, la muestra fue tamizada con la ayuda de un tamiz de plástico, procurando tener así, la cantidad suficiente del material (repeticiones) para el proceso de digestión ácida.

Digestión ácida del material

Para cada uno de los tres individuos de cada una de las especies seleccionadas, se tomaron 0.2 g de material vegetal molido de cada una de las estructuras (raíz, tallo y hoja), así como tres replicas de sus tejidos. A estos 0.2 g de tejido vegetal se les agregó 1 ml de H_2O y posteriormente 9 ml de HNO_3 (9:1). En todas las digestiones de estas muestras de las especies, también se les incluyo en cada ciclo de digestión un blanco (sin tejido vegetal) y un testigo de hojas de jitomate certificadas (NIST¹ #1573)

El método usado para realizar la digestión ácida fue el método 5162 EPA² modificado, que consistió en establecer 3 curvas de calentamiento a 1200W en un microondas de digestión MARX 500. La primera curva consistió en elevar la temperatura de 0-130°C en 4:30 mins, la segunda de 130-150°C en 4:00; y finalmente de 150-175°C en 4:00 mins, para mantenerse a 175°C durante 10 mins. Digeridas las muestras se filtraron con un papel Whatman No. 42 y posteriormente se aforaron con agua bidestilada (H_2O), para su análisis en el espectroscopio de absorción atómica.

¹ NIST, National Institute for Standards and Technology

² EPA Environment Protection Agency

Cuantificación del cromo total

Las muestras ya filtradas y aforadas a 25 y 50 ml, se llevaron al Laboratorio de Análisis Físico y Químico del Agua (LAFQA), del Instituto de Geografía de la UNAM, donde en un espectroscopio de absorción atómica (SpectrAA Mod.110 Varian) se cuantificó la concentración de cromo. Para la medición se calibró a una longitud de onda de 357 nm y se usaron 4 puntos para las curvas de calibración de 0.25, 0.5, 1 y 2.5 PPM a partir de un material estándar de referencia marca Merck, que consistía en una solución patrón de cromo trazable de $\text{Cr}(\text{NO}_3)_2$ en HNO_3 0,5 mol/l 1000 mg/l Cr certificado.



Figura 9.- **Equipo y material** utilizado para el análisis de las muestras.

Resultados

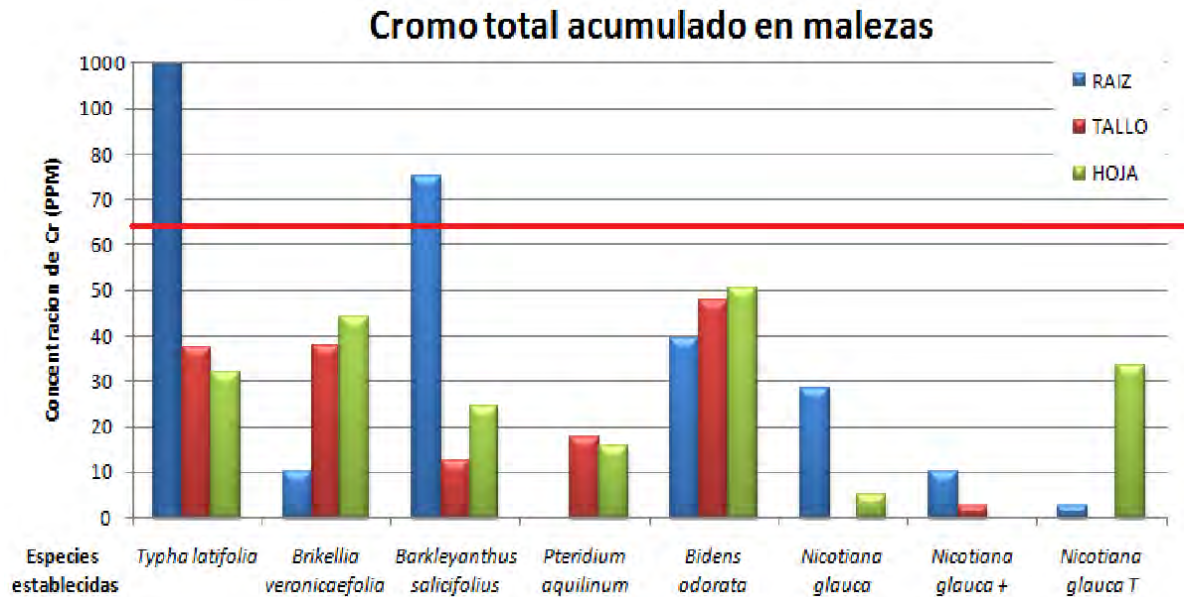
De las especies establecidas en el sitio, la mayoría de las plantas no presentaba ningún tipo de deficiencia nutricional evidente o crecimiento anormal. Se encontraron y determinaron 13 especies, que se les considera silvestres de amplia distribución o incluso “malezas” (Cuadro 2).

Cuadro 2.- Listado de las especies establecidas en el sitio de Tultitlán

Especies	Nom. Común	Familia	Origen
<i>Barkleyanthus salicifolius</i> (Kunth) H.E.Robins.&Brett.	Asomiate	Asteraceae	Nativa
<i>Bidens odorata</i> Cav.	Aceitilla	Asteraceae	Nativa
<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray	Estrellita	Asteraceae	Nativa
<i>Chloris gayana</i> Kunth	Zacate	Poaceae	Introducida
<i>Eucayptus camaldulensis</i> Dehnh.	Eucalipto	Myrtaceae	Introducida
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Zacate rosado	Poaceae	Introducida
<i>Nicotiana glauca</i> Graham	Clarín	Solanaceae	Introducida
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Petatilla	Dennstaedtiaceae	Nativa
<i>Schinus molle</i> L.	Pirul	Anacardiaceae	Introducida
<i>Simsia amplexicaulis</i> (Cav.) Pers.	Achualillo	Asteraceae	Nativa
<i>Taraxacum officinale</i> L.	Diente de león	Asteraceae	Introducida
<i>Typha latifolia</i> L.	Totora ó Tule	Typhaceae	Nativa
<i>Wigandia urens</i> (Ruiz & Pav.) Kunth	Tabaquillo	Hydrophyllaceae	Nativa

De las 13 plantas silvestres colectadas se seleccionaron solo seis para el análisis: *Typha latifolia*, *Bidens odorata*, *Barkleyanthus salicifolius*, *Brickellia veronicifolia*, *Pteridium aquilinum*, y *Nicotiana glauca*, por ser las que mayor potencial denotaron para acumular el cromo. Estas plantas recibían directamente el lixiviados del confinamiento, su presencia era abundante en el sitio y tenían mayor biomasa aprovechable para un mejor manejo en un sistema de fitorremediación. Todas las las plantas encontradas, con excepción de *Nicotiana glauca* (Sudamérica), eran silvestres nativas. De estas

plantas solamente las especies, *Typha latifolia* y *Barkleyanthus. salicifolius*, fueron las que presentaron mayor acumulación de cromo en sus raíces (Grafica 3 y Cuadro 3).



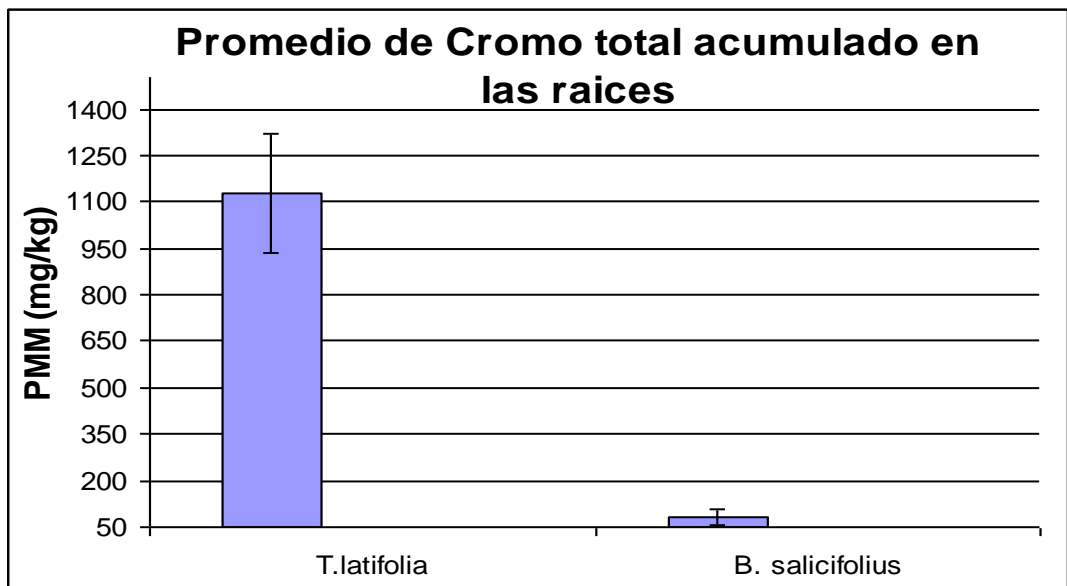
Grafica 3.- Concentración promedio de Cr ppm (mg/kg) obtenida por estructura y por especie. El límite de sensibilidad del EAAS se estableció para 65ppm (línea punteada).

Cuadro 3.- Concentración promedio de Cr ppm (mg/kg) obtenida por especie y estructura

Especie	Raiz	Tallo	Hoja
<i>Typha latifolia</i>	1127.083±192.48	37.375±13.26	32.083±27.80
<i>Brikellia veronicaefolia</i>	10.167±10.25	37.75±2.82	44.125±4.89
<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	75±26.45	12.54±10.88	24.416±1.82
<i>Pteridium aquilinum</i>	0	17.5±19.52	15.833±14.43
<i>Bidens odorata</i>	39.583±83.67	47.917±99.7	50.417±101.25
<i>Nicotiana glauca</i>	28.333±2.88	0	5±5
<i>Nicotiana glauca +</i>	2.5±2.5	10±9.01	0
<i>Nicotiana glauca T</i>	2.5±0	0	33.333±1.44

La mayoría de los resultados de los análisis presentaron concentraciones muy por debajo del límite de sensibilidad del Espectroscopio de Absorción Atómica, establecido en las 65 ppm (Gráfica 3). De las plantas analizadas solo dos, *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius*, presentaron acumulación por encima del límite de detección. Por lo que así *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* son los candidatos más potenciales del estudio para su implementación dentro de un sistema de fitorremediación.

Es de resaltar que una de las plantas que menos variación tuvo y mayor acumulación presentó fue *Typha latifolia* por presentar una concentración de cromo en la raíz por arriba de 1000 mg/kg (Gráfica 4), lo que hace posible considerarla como una planta hiperacumuladora de cromo.



Grafica 4.- Concentración total promedio de Cr encontrado en *T. latifolia* y *B. salicifolius*

Discusión

Formas de resolver problemas ambientales.

Este trabajo se sitúa dentro de las líneas de investigación que intentan encontrar plantas hiperacumuladoras en condiciones naturales, ya que evaluó a los organismos presentes en un sitio contaminado bajo condiciones reales.

Predominan dos perspectivas que para abordar este tipo de problemas ambientales. Por un lado están los estudios acerca de la problemática ambiental que se basan en la caracterización del terreno contaminado, haciendo un análisis (por lo general muy detallado) del suelo, agua y estado del contaminante en el sitio, pero sin hacer una aportación acerca de la situación de los organismos del lugar. Es muy común ver este tipo de trabajos sin que hagan mención de la flora y fauna en estos lugares (Báez *et al.*, 1982; Gutiérrez, 1986; Volke *et al.*, 2005).

La segunda vertiente se caracteriza por hacer estudios que se enfocan a la parte ecofisiológica en especies *in vitro* y/o en condiciones muy controladas para una mejor manipulación, que difícilmente podrían implementarse en situaciones reales por el volumen y la concentración de los residuos contaminantes en México (Volke *et al.*, 2005, SEMARNAT, 2007).

En la última década, se han publicado en un conjunto de trabajos sobre la necesidad de buscar, entre las plantas nativas y silvestres establecidas en sitios contaminados, aquellos especies capaz de presentar bioacumulación natural (Pulford *et al.*, 2001; Gonzalez-Chavez *et al.*, 2005), ya que la mayoría de los paquetes biotecnológicos de plantas hiperacumuladoras, fracasan o decrecen su eficiencia al llegar a campo (Pulford *et al.*, 2001).

Este trabajo incluye ambas perspectivas, ya que además de evaluar la bioacumulación del contaminante en los organismos, se hace en los que crecen de forma natural en sitios contaminados de México. Asimismo se analiza su sostenibilidad en un sistema que, no solo contribuye a la remediación de sitios con cromo tóxico, sino que, al mismo tiempo lograría aportar beneficios ecológicos y ambientales.

Desarrollo de las plantas en sitios contaminados con cromo

Los objetivos del trabajo se enfocaron a encontrar plantas con potencial de acumular cromo biodisponible en condiciones naturales. Nuestro estudio reporta por primera vez especies nativas en condiciones naturales que prosperan en suelos contaminados de cromo con concentraciones de hasta 3000 ppm del metal.

Aunque las especies encontradas son tolerantes al cromo, solo algunas realmente bioacumulan el metal, y su acumulación es diferencial dentro de sus tejidos (Cuadro 3). Este trabajo muestra a *Barkleyanthus salicifolius* y a *Typha latifolia* como potenciales biocumuladores de cromo. Estas plantas son capaces de acumular el cromo hexavalente en cantidades suficientes como para su implementación en un sistema de fitorremediación. Destacó *Typha latifolia* ya que puede acumular el cromo de cantidad suficiente como para denominarla “hiperacumuladora” (González-Chávez *et al.*, 2005).

Para establecer su valor promedio poblacional de bioacumulación, así como los límites de toxicidad máxima en cada una de las especies que destacaron, sería necesario incrementar el tamaño de las muestras y la precisión de las mediciones. Este trabajo provee evidencia para sugerir que el órgano donde ocurre más bioacumulación de cromo en *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* es la raíz, seguido por el tallo y por último las hojas de ambas plantas.

Algunos estudios han reportado presencia de Cr en las partes aéreas de las plantas (Kumar *et al.*, 2009), pero generalmente es en sitios donde se presentaban emisiones de partículas de cromo por aire. Esto no fue el caso en este estudio porque la dispersión del cromo dentro del sitio es por escurrimientos superficiales.

Este trabajo sólo midió el cromo acumulado por la planta, que es el que puede ser retenido en los tejidos y transformado por la planta, y no el depositado superficialmente en ella (Kumar *et al.*, 2009). El depósito superficial del contaminante en las hojas es parte de la bioacumulación, y fácilmente vuelve a dispersarse cuando cambien las condiciones ambientales. Solamente el metal que quede bioacumulado en la planta, dejara de estar disponible en el ambiente.

Este trabajo no cuantificó el cromo superficial o aledaño a las plantas. Pero el cromo hexavalente es susceptible a ser transformado por ellas, aunque por no ser asimilado puede ser dispersado en cuanto las condiciones ambientales se modifiquen. La biodisponibilidad del cromo se puede reducir si estuvo en contacto con las estructuras de las plantas o incluso con otros organismos que estuvieran en ellas (EPA, 2000).

No sabemos con detalle como son los mecanismos que utilizan las especies acumuladoras encontrados en este trabajo. Sin embargo, en organismos bioacumuladores se ha reportado que se puede aumentar la acumulación del contaminante a través de la abundancia, incremento y consolidación de sus tejidos, en especial la raíz.

La inducción de organogénesis de las raíces con auxinas, la agregación de sustancias secuestradoras de metales (quelatadores) o aumentando su superficie de absorción con el incremento de pelos radicales inducidos por *Agrobacterium*, son formas en que se ha incrementado la asimilación de metal en los vegetales (Chen, 2001). Este procedimiento podría aplicarse también a las plantas que

más bioacumularon en este estudio, que fueron *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius*, de forma que su capacidad natural de acumular el contaminante aumente.

Investigaciones en plantas genéticamente modificadas reportan el aumento en la bioacumulación de contaminantes mediante la mayor producción de metalotieninas o enzimas que aumenten la biomasa. Estos estudios vislumbran que es posible lograr la hiperacumulación en especies que sólo toleraban o lograban acumular el metal en pocas cantidades (Krämer y Chardonnens, 2001). Este procedimiento de ingeniería genética también podría aplicarse en *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius*, por lo que podría mejorar las capacidades de acumulación del cromo en sus tejidos.

El incremento en la bioacumulación del cromo se ha reportado en plantas muy diversas. Este conjunto incluye plantas de ornato (Chen y Cutright, 2001), algunas plantas comestibles (Vajpayee, 2001), e incluso árboles, (Khan, 2001, Mei, 2002, Vandecasteele *et al.*, 2005), es decir, especies que por lo general requieren un manejo frecuente (Cuadro 4).

Por lo general las investigaciones para encontrar especies de plantas que sobrevivan y transformen, o incluso, hiperacumulen el cromo se hacen en especies modelos que por lo general son domesticadas, anuales, y/o de poca biomasa (Cuadro 4). Estos experimentos por lo general requieren un manejo frecuente e intenso ya que se realizan comúnmente en sitios con el ambiente controlado y medios de cultivo específicos que difícilmente se encuentran de forma natural en los sitios contaminados de México.

Cuadro 4.- Plantas bioacumuladoras de cromo

Plantas acumuladoras de Cromo	Concentración reportada	Uso	Hábito	Status	Talla (cm)	Fuente
<i>Azolla caroliniana</i>	964 ppm	Ornato	Acuática	Silvestre	<50	Bennicelli <i>et al.</i> , 2004
<i>Betula pendula</i>	157 ppm	Maderable	Terrestre	Silvestre	≥100	Pulford <i>et al.</i> , 2001
<i>Brachiaria decumbens</i>	1700 ppm	Forraje	Terrestre	Silvestre	<50	Mant <i>et al.</i> , 2006
<i>Brassica juncea</i>	1218 ppm	Comestible	Terrestre	Cultivada	≥10	Singh y Sinha, 2005
<i>Canabis sativa</i>	139 ppm	Medicinal	Terrestre	Domesticada	≤100	Citterio, 2007
<i>Convolvulus arvensis</i>	2150 ppm	Ornato	Trepador	Silvestre	<50	Gardea-Torresdey <i>et al.</i> , 2004
<i>Dalbergia sisso</i>	855 ppm	Ornato	Terrestre	Domesticada	≥100	Khan, 2001
<i>Helianthus annuus*</i>	14,000 ppm	Ornato	Terrestre	Domesticada	≥100	Beijian <i>et al.</i> , 2002
<i>Glycine max*</i>	20 ,000 ppm	Comestible	Terrestre	Domesticada	<100	Beijian <i>et al.</i> , 2002
<i>Leersia hexandra</i>	2978 ppm	Forraje	Terrestre	Silvestre	<50	Zhang <i>et al.</i> 2007
<i>Nymphaea spontanea</i>	2,119 ppm	Ornato	Acuática	Silvestre	≤100	Choo <i>et al.</i> , 2006
<i>Populus euroamericana</i>	566 ppm	Maderable	Terrestre	Silvestre	≥100	Khan, 2001
<i>Salsola Kali</i>	3290 ppm	Medicinal	Terrestre	Silvestre	≤100	Gardea-Torresdey, 2005
<i>Vallisneria spiralis</i>	1,050 ppm	Ornato	Acuática	Silvestre	<100	Vajpayee, 2001

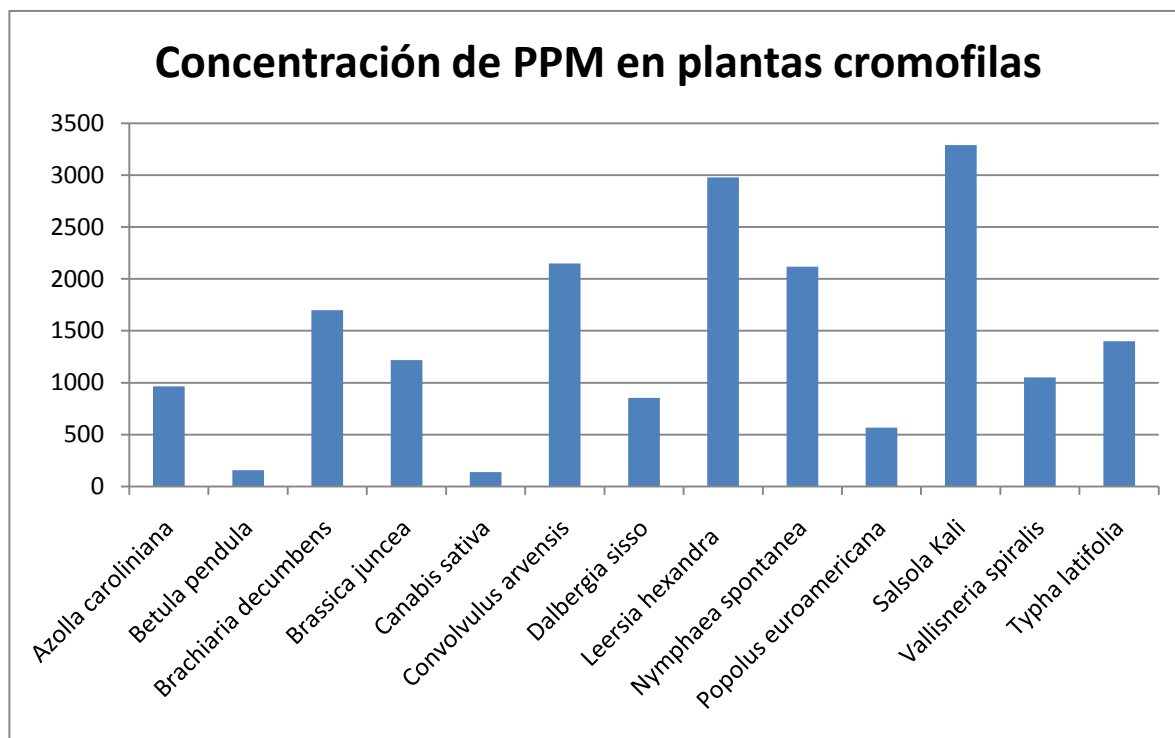
* Plantas modificadas genéticamente.

Por estas características, que implican un manejo constante para su sostenimiento, estas especies difícilmente alcanzarán un nivel adecuado de desarrollo y óptima bioacumulación (Bennicelli *et al.* 2003; Segura-Muñoz *et al.*, 2005 y Sen *et al.*, 1987). Además habría de evaluar su tolerancia a condiciones de mucho estrés y perturbación, que por lo general están asociadas con sitios contaminados, como lo son depósitos con elevadas concentraciones de cromo.

En contraste con los organismos modelos (Cuadro 4), *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* son plantas nativas silvestres y perennes de amplia distribución en México. Potencialmente estas

especies pueden establecerse en sitios contaminados de México, ya que al ser silvestres no requieren de un mayor mantenimiento además de que son muy tolerantes a la perturbación.

Plantas como *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* tienen ventaja sobre otras plantas bioacumuladoras, ya que presentan mayor biomasa e incluso acumulan más cromo que otras plantas grandes (Cuadro 4 y Grafica 5). El cromo, mediante transportadores específicos, tiende a ser absorbido y fijado en la pared celular al momento de introducirse al tejido de las plantas. Es por ello que, conforme su asimilación se incrementa, los sitios para que se adhiera en las raíces disminuyen. Una biomasa mayor aumenta los sitios donde queda retenido el metal dentro de los organismos acumuladores (Lasat, 2000). Ejemplo muy claro de ello son *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* que generan muchas ramificaciones tanto aéreas como subterráneas.



Grafica 5.- Concentración acumulada de Cromo en plantas.

Otra característica para que *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* sean apropiados para la fitorremediación de sitios contaminados con cromo es que son plantas perennes. Existe la suficiente evidencia de que, aunque en lenta y poca cantidad, el cromo absorbido por las raíces es capaz de traslocarse a las partes superiores, a través de transportadores de sulfatos y fosfatos (Clements, 2002; Khan, 2001; Lasat, 2002). Esta condición sugiere que la bioacumulación del metal podría ser mayor en una planta perenne, ya que podría retenerse en toda el cuerpo de la planta a largo plazo (Khan, 2001y Shanker, 2005), logrando así ser organismos mas aprovechables para su uso en fitorremediación. En este estudio, ninguna de las plantas anuales resultó acumular cromo de forma destacada, por lo que consideramos que en un ciclo de vida anual o menor, la movilización del Cr sea reducida hacia el resto de la planta (Cuadro 4).

Que *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* sean plantas grandes, perennes y de amplia distribución, son características ideales en un sistema de fitorremediación. Su talla mayor les permite acumular una mayor cantidad del contaminante en sus tejidos. El ciclo de vida largo permite translocar al paso de tiempo mayor cantidad de cromo a sus partes aéreas. Al ser organismos de amplia distribución podría permitir poder establecerse en distintos sitios que estén contaminados con cromo.

Implicaciones prácticas de los resultados del trabajo.

Para el proceso de fitorremediación la selección de especies es trascendental, ya que además de buscar la característica de hiperacumulación del contaminante en las plantas, se debe lograr el establecimiento, desarrollo, viabilidad de sus poblaciones en el sitio contaminado. En nuestro estudio encontramos que *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius*, fueron los organismos que más bioacumularon, son especies silvestres y nativas son de amplia distribución en México.

Muchos de los organismos e instituciones encargados de realizar programas de biorremediación, reforestación, conservación del suelo, silvicultura forestal (o casi cualquier programa *ex situ*) en general promueven y utilizan paquetes de “especies exóticas” para estos programas (Arriaga *et al.*, 1994). Las especies exóticas tienden a presentar dos posibles situaciones: a) que su establecimiento sea escaso o nulo (lo que implicaría un mayor gasto de recursos para su sostén); b) que se propague intensamente evitando la regeneración de la vegetación natural hasta generar un desplazamiento o incluso la extinción de biota local (March y Martínez, 2007), especialmente si son sembradas en ambientes ecológicamente inapropiados, ya que carecen del control biológico natural de su lugar de origen (March y Martínez, 2007).

En este estudio, *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* se revelan como fuertes candidatos para su uso en un sistema de fitorremediación de sitios contaminados con cromo. Su ventaja sobre otras plantas radica en que pertenecen a ambientes distintos ya que una es acuática perenne (*Typha latifolia*) la otra es una planta arbustiva terrestre de sitios áridos (*Barkleyanthus salicifolius*). Las características de hiperacumulación y ser tolerantes al estrés les puede favorecer para resistir mejor los cambios en las condiciones climáticas del sitio, ya que no requieren de un manejo intenso por estar mejor adaptadas al medio (EPA, 2000; Kammev y Lelie, 2000; Leduc y Terry, 2005).

El éxito de un sistema de fitorremediación dependerá de la forma en que las plantas interaccionaran con el contaminante en los sitios contaminados. Para determinar cuáles organismos bioacumuladores son los más adecuados para la remediación de un sitio, se necesita conocer la naturaleza química y formas de dispersión del contaminante, así como la anatomía y fisiología de los tejidos de las plantas para su capacidad de asimilación. En el caso del cromo, los dicromatos son las formas más utilizadas y nocivas del metal. El cromo hexavalente que se utiliza en la industria química y curtiduría se desecha de forma acuosa hacia drenajes o vertederos sin ningún tipo de tratamiento

(Arduini *et al.*, 2006 y Gutiérrez, 1986). En nuestro estudio encontramos que dos de las especies establecidas bioacumulan en sus raíces el cromo debido a que están en contacto con los lixiviados de un confinamiento inadecuado con cromo hexavalente.

Consideramos que la opción de usar plantas vasculares acuáticas hiperacumuladoras como la *Typha latifolia* en sitios cercanos a industrias, responde a la situación real en que se encuentran y desechan estas grandes cantidades de residuos en México (Arduini *et al.*, 2006., Gutiérrez, 1986 y Volke *et al.*, 2005). Establecer poblaciones de *Typha latifolia* en ambientes acuáticos someros, como en un humedal, puede ser una eficaz forma de aprovechar la planta y remediar sitios contaminados con el cromo, debido a que interactúa de forma directa con el contaminante, como lo son los metales pesados, logrando acumularlos en cantidades importantes (Bose *et al.*, 2008).

Los humedales artificiales son ambientes anóxicos y con pH bajo que promoverían que no sólo puedan reducir al cromo a su forma menos dañina, sino con su bioacumulación, ayudaría a la estabilización de este metal, evitando así la dispersión en el ambiente sin ningún otro tipo de manejo (Kamal, 2004 y NRC, 1995). En la contra parte terrestre las poblaciones de *Barkleyanthus salicifolius* se podrían establecer zonas de amortiguamiento ante posibles excesos o infiltraciones.

En los humedales artificiales los niveles de bioacumulación de los metales, como el cromo, es mayor que en los humedales naturales. Incluso el manejo de humedal artificial, a diferencia de un natural, puede significar un mejor manejo y un mayor control del mismo. Al ser un sistema artificial menos abierto, cualquier riesgo ambiental se atenúa significativamente. *Typha latifolia* no se considera como una especie invasora que afecte a la biodiversidad de México, no sólo porque el ambiente propicio para ello es el más escaso del territorio (pues el clima árido predomina) sino, porque es una especie nativa mexicana (March, I. y Martínez, M., 2007; SEMARNAT, 2008).

El empleo integral de organismos bioacumuladores podría ser una manera eficaz de contener la nocividad del contaminante. De forma directa los organismos hiperacumuladores como *Typha latifolia* en un humedal son una medida eficaz para asimilar, retener y transformar el metal a una forma menos tóxica en un medio acuático (Bose *et al*, 2008). Alternativamente, se forma una cubierta vegetativa con *Barkleyanthus salicifolius* de forma que ayude a evitar la erosión del sitio y contenga la dispersión del metal al ambiente. De forma indirecta, la asociaciones de biota local complementan el nivel de bioacumulación para *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius*. La rizosfera generada por el establecimiento de estas plantas en el sitio, permite que se establezcan microorganismos, como micorrizas y bacterias, que ayudaran a catalizar las sustancias que ingresan al humedal. Esa comunidad de microorganismos, generaran un biofilme que logre inmovilizar el cromo e incluso puedan biocumularse en ellos (Deng, *et al.*, 2006).

En poblaciones aisladas a pequeña o mediana escala (hasta una hectárea), controlar la reproducción de *Typha latifolia* es factible, como pueden ser lagunas, canales o acueductos de poca profundidad. En el caso de la propagación vegetativa, se podría controlar su crecimiento mediante el confinamiento de raíces por barreras físicas. Para el caso de la propagación sexual, se puede regular por medio de la poda de la inflorescencia que es apical y evidente a simple vista. Incluso cuando las poblaciones de estas plantas hayan logrado su adaptación y sostén en el sitio, se puede comenzar a buscar los niveles óptimos para su mayor bioacumulación como pueden ser controlando el nivel de agua, así como el tamaño y recambio de las poblaciones (Newman, 1998).

El establecimiento de poblaciones de *Typha latifolia* en sitios con estos residuos con cromo es posible siempre y cuando se hagan las modalidades necesarias para cada sitio. Debido a que los sitios donde se descargaran y/o por acumulación las aguas residuales y/o lixiviados con cromo pueden existir múltiples particularidades, es necesario evaluar las condiciones antes de implementar un

sistema de fitorremediación con *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* en el sitio.

Es conveniente que las instituciones encargadas de aprobar proyectos relacionados con la introducción de vegetación para fitorremediación, u otros fines, dediquen más tiempo y recursos en implementar políticas dirigidas a la formación y capacitación de los técnicos, relacionadas con el conocimiento, difusión y uso de las plantas nativas y endémicas de la región, como *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius* antes que estos proyectos vayan a ser implementados. (García *et al.*, 1997; Salazar *et al.*, 2005).

Dentro de los beneficios del manejo de estas especies nativas se contribuiría no sólo a la conservación del germoplasma nativo, *in situ* y *ex situ* sino que podría integrarse a los ciclos biogeoquímicos y ecosistémicos del mismo. Estas condiciones podrán permitir mayor equilibrio natural con la vegetación asociada del ecosistema o incluso la restauración del mismo.

Las especies que se asocien al sistema de fitorremediación, y no acumulen el metal de forma importante, pueden generar condiciones benéficas para que las hiperacumuladoras se sostengan a un menor costo, ya que con el tiempo promoverán que los residuos con cromo se vuelvan cada vez más insolubles y menos biodisponibles (Khan, 2001; Salazar *et al.*, 2005). Incluso el uso de especies bioacumuladoras, y las que se asocien, podrían llegar a despertar el interés de los pobladores al reforestar con plantas que les proporcionen algún otro beneficio social, medicinal o económico (Arriaga *et al.*, 1994). *Typha latifolia* pertenece a un género importante económicamente, ya que las hojas y espigas son aprovechables con fines ornamentales y artesanales (Zavaleta y Ramos, 1999).

Conclusiones

- Existen, por lo menos, 13 especies de plantas silvestres capaces de establecerse en zonas contaminadas con altas concentraciones de cromo, las cuales son *Barkleyanthus salicifolius*, *Bidens odorata*, *Brickellia veronicifolia*, *Chloris gayana*, *Eucayptus camaldulensis*, *Melinis repens*, *Nicotiana glauca*, *Pteridium aquilinum*, *Schinus molle*, *Simsia amplexicaulis*, *Taraxacum officinale*, *Typha latifolia* y *Wigandia urens*. En su mayoría carecen de mecanismos para acumular cromo en mayor cantidad que 50 ppm en sus órganos.
- Sólo dos de las plantas silvestres que predominaron en el sitio, *Typha latifolia* y *Barkleyanthus salicifolius*, fitoacumularon el cromo de forma destacada además de que poseen tamaño adecuado como para que sea factible el cultivo de estas especies de manera extensiva con fines de fitorremediación de suelo contaminado con cromo.
- La bioacumulación de cromo fue heterogénea y diferencial entre los órganos principales de la planta. Destacó que la raíz fue la estructura donde mayor acumulación se dio de este metal. En menor grado hubo evidencia de acumulación en tallo y hojas.
- *Typha latifolia* es una planta hiperacumuladora de cromo en condiciones acuáticas, ya que es una planta anfibia que llega a ser dominante y clave en los humedales, por lo que puede resolver problemas ambientales donde estén implicados residuos potencialmente tóxicos como son los metales y en particular el cromo, en este tipo de ambientes.

- Tanto *Typha latifolia* como *Barkleyanthus salicifolius* no habían sido reportadas con la capacidad de acumular cromo en sus estructuras, por lo que este trabajo es una contribución al acervo de organismos hiperacumuladores.
- Este estudio muestra que existen otras especies que, sí bien no resuelven el problema, son útiles para diversificar un sitio, ya sea con fines productivos, estéticos, recreativos, o ecológicos.

Referencias

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2008. "Toxicological profile for Chromium". Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA: U.S.A.
- Arduini, I., Ercoli, L. y Masoni, A. 2006. "Effects of high chromium applications on *Miscanthus* during the period of maximum growth". *Environmental and Experimental Botany* 58 :234-243.
- Arriaga, V., Cervantes, V. y Vargas-Mena, A. 1994. "Manual de reforestación con especies nativas: colecta y preservación de semillas, propagación y manejo de plantas". Secretaria de Desarrollo Social / Instituto Nacional de Ecología– Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Báez, A., Rosas, I., Belmont, R., González Guzmán, O., y Gómez, E. 1982. "Determinación de cromo en dos poblaciones humanas no ocupacionalmente expuestas". *Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México* 48. *Serie de Biología Experimental* 1: 77-93.
- Bautista, F. 1999 "Introducción al estudio de la contaminación del suelos por metales pesados". Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México.
- Bennicelli, R., Stezpniewska, Z., Banach, A., Szajnocha, K. y Ostrowski, J. 2004. "The ability of *Azolla caroliniana* to remove heavy metals (Hg(II), Cr(III), Cr(VI)) from municipal waste water" *Chemosphere* 55 :141-146.

- Bose, S., Vedanati, J., Rai, V. y Ramathan, A.L. 2008. "Metal uptake and transport by *Typha angustata* L. grown on metal contaminated waste amended soil: An implication of phytoremediation". *Geoderma* 145 :136–142.
- Clemens, S., Palmgren, M.G. y Krämer, U. 2002. "A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation". *Trends in Plant Science* 7 :309-315.
- Citterio, S., Santagostino, A., Fumagalli, P., Prato, N., Ranalli, P. y Sgorbati, S. 2003. "Heavy metal tolerance and accumulation of Cd, Cr, and Ni by *Cannabis sativa* L.". *Plant and Soil* 256 :243-252.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental). 2006. "Sustancias químicas tóxicas y salud infantil en América del Norte". Montreal, Canadá.
- Chen, H. y Cutright, T. 2001. "EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr, and Ni uptake by *Helianthus annuus*". *Chemosphere* 45 :21-28.
- Choo, T.P., Lee, C.K., Low, K.S. y Hishamuddin, O. 2006. "Accumulation of chromium (VI) from aqueous solutions using water lilies (*Nymphaea spontanea*)". *Chemosphere* 62 :961-967.
- De la Lanza, G., Hernández, S., Carbajal, J. 2000. "Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)". Ed. Plaza y Valdés. México, D.F.
- Deng, H., Ye, Z.H. y Wong, M.H. 2006. "Lead and Zinc accumulation and tolerance in populations of six wetland plants". *Environmental Pollution* 141 (69-80).
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2004. "Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño,

construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial”. 20 de Octubre 2004. México, D.F.

DOF (Diario Oficial de la Federación). 2007. “Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT / SSA1-2004 que establece criterios para determinar las concentraciones de suelos contaminados por arsénico, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plomo, selenio, talio y vanadio”. 2 de Marzo 2007. México, D.F.

Dixit V., Pandey V. y Shyam R., 2002 “Chromium ions inactivate electron transport and enhance superoxide generation in vivo in pea (*Pisum sativum* L. cv Azad) root mitochondria”. *Plant Cell Environment* 25 :687-690.

EPA (Environment Protection Agency). 2000. “Introduction to phytoremediation” National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development. EPA /600/R-99/107. Cincinnati, Ohio, U.S.A.

García R., Mejía, M. y Jiménez, F. 1997. “Importancia de las plantas nativas y endémicas en la reforestación”. Ed. Corripio. Santo Domingo, Rep. Dominicana.

Gardea-Torresdey, J.L., Peralta-Videa, J.R., Montes, M., De la Rosa G. y Corral-Diaz B. 2004. “Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis* L.: impact on plant growth and uptake of nutritional elements” *Bioresource Technology* 92 : 229-235.

González-Chávez, M.C., Pérez-Moreno, J. y Carrillo-González, R. (eds.). 2005. “El sistema planta-microorganismos-suelo en áreas contaminadas con residuos en minas”. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Edo. México.

- Gutiérrez, M. 1986. "Contaminación por cromo en el norte de la Ciudad de México: un enfoque interdisciplinario" *Boletín del Instituto de Geografía* 16 :77-125.
- Jiménez, B. 2001. "La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada". Ed. Limusa. México, D.F.
- Kamal, M., Ghaly, A.E., Mahmoud, N. y Côté, R. 2004. "Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants". *Environment International* 29 :1029-1039.
- Kamnev, A y Lelie, D. 2000. "Chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metals phytoremediation" *Bioscience Reports* 20 :239-258.
- Khan, A.G., Kuek, C., Chaudhry, T.M., Khoo, C.S. y Hayes, W.J. 2000. "Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation". *Chemosphere* 41 :197-207.
- Khan, A.G. 2001. "Relationships between chromium biomagnifications ratio, accumulation factor, and mycorrhizae in plants growing on tannery effluent polluted soil. *Environment International* 26 :417-423.
- Krämer, U. y Chardonnens, A. N. 2001. "The use of transgenic plants in the bioremediation of soils contaminated with trace elements". *Applied Microbiology and Biotechnology* 55 :661-672.
- Kumar, K.V., Srivastava, S., Singh N., y Behl, H.M.. 2009. "Role of metal resistant plant growth promoting bacteria in ameliorating fly ash to the growth of *Brassica juncea*" *Journal of Hazardous Materials* 172 :51-57.

- Lasat, M. M. 2000. "Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues". *Journal of Hazardous Substance Research* 2 :1-25.
- Lasat, M. M. 2002. "Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms". *Journal of Environment Quality*. 31 :109-120.
- Leduc, D. y Terry, N. 2005 "Phytoremediation of toxic trace elements in soil and water" *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 32 :514-520.
- Mant, C., Costa, S., Williams, J. y Tambourgi, E. 2006. "Phytoremediation of chromium by model constructed wetland". *Bioresource Technology* 97 :1767-1772.
- March, I. y Martínez, M., 2007. "Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: Prioridades en México". IMTA, CONABIO, GECI, AridAmérica, The Nature Conservancy. Jiutepec, Morelos, México.
- Meagher, R.B. 2000. "Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants". *Plant Biotechnology, Current Opinion in Plant Biology* 3 :153-162.
- Mei, B., Puryear, J.D., y Newton, R.J. 2002. "Assessment of Cr tolerance and accumulation in selected plant species". *Plant and Soil* 247 :223-231.
- Mitch, M.L. 2002. "Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms". *Journal of Environmental Quality*. 31 :109-120.
- NRC (National Research Council). 1995. "Wetlands: characteristics and boundaries" Ed. *National Academy Press*, Washington, D.C.

- Newman, S., Schuette, J., Grace, J.B., Rutchey, K., Fontaine, T., Reddy, K.R. y Pietrucha, M. 1998. "Factors influencing cattail abundance in the northern Everglades". *Aquatic Botany* 60 :265-280.
- Nuñez, R, Meas, R. Ortega, y Olguin E. 2004 "Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones" *Ciencia* 55 :23-34.
- Panda, S.K. y Choudhury, S. 2005. "Chromium stress in plants". *Brazilian journal of Plant Physiology*. 17 :95-102.
- Prasad, M. N. V. 2003. "Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: hype for commercialization". *Russian Journal of Plant Physiology* 50 :764-780.
- Pulford, I.D., Watson, C. y McGregor, S.D. 2001. "Uptake of chromium by trees: prospects for phytoremediation". *Environmental Geochemistry and Health* 23 :307-311.
- O'Brien, T.J., Ceryak, S. y Patierno, S.R. 2003. "Complexities of Chromium carcinogenesis: role of cellular response, repair and recovery mechanisms". *Mutation. Research* 533 :3-36.
- Ramos-Bello, R. 2001. "Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampa en México". *Agrociencia* 35 :385-395.
- Rosas, I., Báez, A., Belmont, R. y Villalobos-Pietrini, R. 1982. "Cuantificación de cromo en suelo y vegetales de una zona contaminada por cromo residual de origen". *Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México* 48. *Serie de Biología Experimental*. 1: 95-112.

- Rudolf, E. y Cervinka, M. 2006. The role of intracellular zinc in chromium (VI)-induced oxidative stress, DNA damage and apoptosis. *Chemico-Biological Interactions* 162 :212-227.
- Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowski y colaboradores. 2001. “Flora fanerogámica del Valle de México”. Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Stanley, E.M. 2007. “Introducción a la química ambiental”. Ed. Reverté. México, D.F.
- Sadiq, M. 1992. “Toxic metal chemistry in marine environments”. Ed. CRC Press. New York.
- Salazar, S., Mendoza, M., Lozano, C. y Bernal, R. 2005. “Especies nativas arbóreas del municipio de Veracruz ¿útiles para la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados?”, *Actas INAGEQ* 11 :78-82.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2004(a). “Estadísticas del medio ambiente. Informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente”. México, D.F.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2004(b). Información proporcionada por la Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas –Instituto Nacional de Ecología. México, D.F.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2005. “Indicadores básicos del desempeño ambiental de México”. México, D.F.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2007. “Programa Nacional de

Remediación de Sitios Contaminados”. México, D.F.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2009. “Estadísticas del medio ambiente. Informe de la Situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente”. México, D.F.

Sen, A.K., Mondal, N.G. y Mondal, S. 1987. “Studies of uptake and toxic effects of Cr (VI) on *Pistia stratiotes*”. *Water Science Technology* 19 :119-127.

Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H. y Ayudainayagam, S. 2005. “Chromium toxicity in plants”. *Environment International* 31 :739-753.

Tiwari, S., Kumari, B. y Singh S.N. 2008. “Evaluation of metal mobility/immobility in fly ash induced by bacterial strains isolated from the rhizospheric zone of *Typha latifolia* growing on fly ash dumps”. *Bioresource Technology* 99 :1305-1310.

Tocados, G.G., Manrique, A. y Fernandez J.M. 1995. “Dermatitis de contacto por cemento: toxicocinética del cromo y derivados. Fuentes de exposición” *Actualidad Dermatológica* 34 :353-356.

Urquidi, V. 2002. “Limitantes y progresos en el comportamiento ambiental de las empresas mexicanas” *Comercio. Exterior* 52 :106-108.

Vajpayee, P, Rai, U.N., Ali, M.B., Tripathi, R.D., Yadav, V., Sinha, S. y Singh, S.N. 2001. “Chromium-induced physiologic changes in *Vallisneria spiralis* L. and its role in phytoremediation of tannery effluent”. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 67 :246-256.

- Vandecasteele, B., Meers, E., Vervaeke, P., De Vos, B., Quataert, P. y Tack, F. 2005. "Growth and trace metal accumulation of two *Salix* clones on sediment-derived soils with increasing contamination levels". *Chemosphere* 58 :995-1002.
- Vassallo, L., Flores, L., Lazcano, M., Hernández, G., Solorio, G., Maples, M., Girón, P. y Garduño, C. 2001. "El gablo de Arperos y su aportación de Cr-Ni a la subcuenca del río Silao, Guanajuato". *Ingeniería Hidráulica de México* 16 (63-71).
- Villalobos-Pietrini, R. 1982. "Efectos biológicos del cromo". *Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México* 48. *Serie de Biología. Experimental* 1: 115-162.
- Volke, T., Sepúlveda, J.A., Velasco, T. y De la Rosa, D. 2005. "Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación" Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. México, D.F.
- Whong, M.H. 2003. "Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils". *Chemosphere* 50 (775-780).
- Wild, H. 1974. "Indigenous plants and chromium in Rhodesia". *Kiekie* 9 :34-37.
- Xu, S. y Jaffe, P.R. 2006. "Effects of plants on the removal of hexavalent chromium in wetland sediments" *Journal of Environmental Quality* 35 :334-341.
- Yu, X. y Gu, J. 2007. "Accumulation and distribution of trivalent chromium and effects on hybrid Willow (*Salix matsudana* Koidz x *alba* L.) metabolism". *Archives of Environmental contamination and toxicology* 52 :503-511.
- Zavaleta, P. y Ramos, M.1999. "Flora de Xochimilco". Universidad Autonoma Metropolitana. *Serie*

CBS 25. México, D.F.

Zayed, T. 2003 “Chromium in the environment: factors affecting biological remediation”. *Plant and Soil* 249 :139-156.

Zhitkovich, A. 2005. “Importance of chromium-DNA adducts in mutagenicity and toxicity of chromium (VI)”. *Chemical Research in Toxicology* 18 :3-11.

Anexos

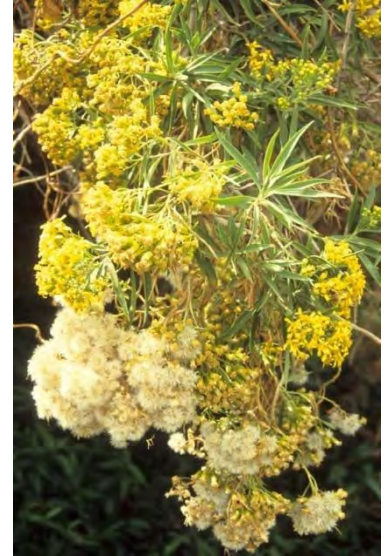
Cuadro comparativo de las especies de cromo en campo

Compuesto cromico	Peso molecular	Color	Punto de fusión	Densidad	Solubilidad en agua
Cromo	51.996	Gris acero	1857	7.2	Insoluble
Acetato de cromo monohidratado	247.15	Gris verdoso o azulado	ND	ND	Soluble
Nitrato de cromo monohidratado	400.15	Púrpura o violeta	60	ND	Soluble
Cloruro de cromo	158.36	Violeta o púrpura	± 1150	2.76	Soluble
Cloruro de cromo hexahidratado	266.45	Violeta	83	1.76	Soluble
Ferrocromita	233.84	Café oscuro	ND	4.97	Insoluble
Oxido de cromo	151.99	Verde	2266	5.21	Insoluble
Fosfato de cromo	146.97	Gris oscuro	1800	2.94	Insoluble
Sulfato de cromo	392.16	Violeta o rojo	ND	3.012	Insoluble
Cromita de sodio	106.98	ND	ND	ND	ND
Oxido de cromo	83.99	Café negro	300	ND	Insoluble
Dicromato de amonio	252.06	Naranja	170	2.15	Soluble
Cromato de calcio	156.07	Amarillo	ND	2.7	Soluble
Trioxido de cromo	99.99	Rojo	196	2.7	Soluble
Cromato de plomo	323.18	Amarillo	844	6.12	Soluble
Cromato de potasio	194.2	Amarillo	968.3	2.732	Soluble
Dicromato de potasio	294.18	Rojo	398	2.676	Soluble
Cromato de sodio	161.97	Amarillo	792	2.71	Soluble
Dicromato de sodio dihidratado	298.0	Rojo	356.7	2.52	Soluble
Cromato de estroncio	203.61	Amarillo	ND	3.895	Soluble
Cromato de zinc	181.37	Amarillo	ND	3.4	Insoluble

Descripción taxonómica de las especies silvestres propuestas para fitorremediación de sitios contaminados con cromo (Rzedowski, 2001)

Barkleyanthus salicifolius (Kunth) H.E. Robins & Brett (MEXU 1098387)

Arbusto perenne de 1 a 2 mts de alto, glabro a ligeramente tomentuloso, comúnmente bastante ramificado y algo frondoso; los tallos principales partiendo casi desde la base; hojas sésiles o subpeciadas, angostamente lanceoladas u oblongo-Lanceoladas, de 1.5 a 9cms. de largo de 2 a 10 mm. De ancho, agudas o acuminadas en el ápice, márgenes con el borde entero o aserrado, atenuadas en la base, glabras en ambas superficies; inflorescencia paniculo-racemosa; cabezuelas radiadas, bastante numerosas, de 7 a



10 mm. De alto, sobre pedicelos de 0.3 a 2 cm. de largo, bracteolados y glabrescentes; involucro campanulado, con la base de color café o rojizo, sus bracteas 7 u 8, oblongo-elípticas, de 5 a 6 mm de largo, agudas en el apice, glabras y verdosas, con o sin bractéolas caliculares; receptáculo plano; flores liguladas 5 o 6, de color amarillo brillante, sus laminas oblongo elípticas, de 5 a 6 mm de largo; flores del disco 19 a 28, amarillas, de 5 a 6 mm de largo; aquenios maduros claviformes o subcilíndricos, de 1 a 1.5 mm de largo, estriados y pubescentes, de color café-verdoso a negruzco, cerdas del vilano blancas, tan largas como las corolas de las flores centrales.

Ampliamente distribuida en el valle de México, alt. 2250-3650 msnm. En bosques de *Abies*, de *Pinus*, y de *Quercus*, en matorrales xerófilos y en praderas alpinas, pero preferentemente en lugares perturbados y a orillas de camino. Se extiende desde el sur de Arizona hasta El Salvador y Honduras. El conocimiento de las hojas se utiliza en la medicina vernácula en lavados así como remedio contra fiebres intermitentes, y en baños contra el reumatismo.

Typha latifolia L. (MEXU 1035350)

Planta acuática, enraizada, emergente, perenne, hasta de 3 m de altura; hojas generalmente igualando la altura de las espigas, parte superior de las vainas auriculada, por lo común simétrica, exclusivamente la epidermis de la superficie ventral conteniendo glándulas mucilaginosas incoloras, laminas hasta de 1.3 m de largo de 0.6 a 1.2 cm de ancho, envés levemente convexo, casi plano, ápice agudo; inflorescencias de color marrón oscuro, a veces casi negro, con una o mas brácteas foliáceas caducas; espigas masculinas de 10 a 30 cm de largo y de 0.9 a 1.5 cm de ancho,



y

comúnmente contiguas a las femeninas o separadas hasta por 7 mm, bractéolas de las flores masculinas filiformes, simples, incoloras, de 2 a 4 mm de largo, estambres 1 a 4, total o parcialmente soldados, filamentos de 1 a 4 mm de largo, anteras de 2 a 2.8 mm de largo y 0.25 mm de ancho, conectivo generalmente obtuso, polen arreglado en tétradas; espigas femeninas de 9 a 34 cm de largo y de 0.6 a 2.3 cm de diámetro, sus flores ebracteoladas, pelos del ginóforo incoloros y más cortos que los estigmas, ovario fusiforme, estilo de 1 a 3mm de largo, estigma lanceolado a ovado-lanceolado de 0.3 a 0.8 mm de largo; fruto fusiforme, de 0.8 a 1.3 mm de largo.

“Espadaña”, “masa de agua”, “Tule”. Se ha colectado en los municipios de Zumpango, Cuautitlán, Tlalnepantla, Texcoco y en la delegación de Tláhuac. Alt. 2250 m. Vive en lugares tranquilos de agua dulce de lagos, lagunas, pantanos, zanjas y canales. Especie de amplia distribución en América, Eurasia y África. Tradicionalmente esta planta ha sido muy usada en cestería, así como en la elaboración de petates y otros objetos domésticos.