

# Planeación, gobernanza y sustentabilidad

Retos y desafíos desde el enfoque territorial

Carlos Alberto Pérez-Ramírez  
Juan Roberto Calderón-Maya  
(coordinadores)



Universidad Autónoma  
del Estado de México



Edición financiada por el Programa de Fortalecimiento de la Calidad Educativa PFCE-2016 proyecto K03131010

---

Planeación, gobernanza y sustentabilidad : retos y desafíos desde el enfoque territorial / Carlos Alberto Pérez-Ramírez y Juan Roberto Calderón-Maya, coordinadores. - - México : Universidad Autónoma del Estado de México : Juan Pablos Editor, 2018

1a. edición

375 p. : ilustraciones ; 17 x 23 cm

ISBN: 978-607-422-915-8 UAEMéx

ISBN: 978-607-711-454-3 Juan Pablos Editor

T. 1. Desarrollo sustentable - México      T. 2. Política ambiental - México

HC140.E5 P53

---

PLANEACIÓN, GOBERNANZA Y SUSTENTABILIDAD.  
RETOS Y DESAFÍOS DESDE EL ENFOQUE TERRITORIAL  
de Carlos Alberto Pérez-Ramírez y Juan Roberto Calderón-Maya  
(coordinadores)

D.R. © 2018, Carlos Alberto Pérez-Ramírez y Juan Roberto Calderón-Maya

D.R. © 2018, Universidad Autónoma del Estado de México

Instituto Literario # 100, Col. Centro  
C.P. 50000, Toluca, Estado de México  
Tel.: (01 722) 226 23 00  
<<http://www.uaemex.mx>>

D.R. © 2018, Juan Pablos Editor, S.A.

2a. Cerrada de Belisario Domínguez 19, Col. del Carmen  
Del. Coyoacán, 04100, Ciudad de México  
<[juanpabloseditor@gmail.com](mailto:juanpabloseditor@gmail.com)>

Fotografía de portada: Leopoldo Islas Flores

Diseño de portada: Daniel Domínguez Michael

ISBN: 978-607-422-915-8 UAEMéx

ISBN: 978-607-711-454-3 Juan Pablos Editor

El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores.

Queda prohibida la reproducción parcial o total del contenido de la presente obra, sin contar previamente con la autorización por escrito del editor en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y en su caso de los tratados internacionales aplicables.

Impreso y hecho en México

Juan Pablos Editor es miembro de la Alianza de Editoriales Mexicanas Independientes (AEMI)

Distribución: TintaRoja <[www.tintaroja.com.mx](http://www.tintaroja.com.mx)>

## Índice

Presentación	11
I. DINÁMICAS Y PROCESOS DE LA PLANEACIÓN	
La planeación urbana mexicana en la coyuntura de Hábitat III <i>Juan José Gutiérrez Chaparro y Teresa Becerril Sánchez</i>	17
Urbanización neoliberal y proceso de expansión urbana en el corredor industrial del Bajío <i>Tonahtiuic Moreno Codina, Netzahualcóyotl López Flores y Mónica de la Barrera Medina</i>	33
Planteamientos teóricos para el análisis de los equipamientos de seguridad y justicia <i>Elsa Mancilla González, Pedro Leobardo Jiménez Sánchez y Francisco Javier Rosas Ferrusca</i>	57
La vivienda mínima de interés social y sus efectos sociales <i>José Juan Méndez Ramírez y Yadira Contreras Juárez</i>	69
Planeación y seguridad urbana desde lo local: Delegación San Lorenzo Tepaltitlán, Toluca <i>Graciela M. Suárez Díaz, Norma Hernández Ramírez y Teresa Becerril Sánchez</i>	93

Modificación de la estructura urbana mediante las urbanizaciones cerradas <i>Miriam Romero Valdez, Héctor Campos Alanís</i> y <i>Pedro Leobardo Jiménez Sánchez</i>	107
La gestión de residuos sólidos urbanos sustentable, una mirada al Estado de México <i>Elizabeth Díaz Cuenca, Carlos Alberto Pérez-Ramírez</i> y <i>Alejandro Rafael Alvarado Granados</i>	129
II. ENFOQUES DE GOBERNANZA E INSTRUMENTOS DE PLANEACIÓN	
Gobernanza metropolitana: perspectiva integral para la innovación pública en Toluca, Metepec y Zinacantepec <i>Francisco Javier Rosas Ferrusca, Verónica Miranda Rosales</i> y <i>Juan Roberto Calderón Maya</i>	143
Hacia un hábitat sustentable en Toluca y Metepec <i>Verónica Miranda Rosales y Francisco Javier Rosas Ferrusca</i>	167
Gobernanza ambiental y turismo rural: escenarios de desarrollo en áreas naturales protegidas <i>Carlos Pérez-Ramírez, Elizabeth Díaz Cuenca</i> y <i>Alejandro Rafael Alvarado Granados</i>	193
La ciudad turística: desarrollo contra sustentabilidad <i>Octavio Castillo Pavón y Alberto Javier Villar Calvo</i>	211
III. COMPLEJIDAD AMBIENTAL Y SUSTENTABILIDAD	
La construcción del conocimiento ambiental en México desde lo ontológico, epistemológico y metodológico <i>Edgar Hernández-Quiroz, Lilia Zizumbo-Villarreal</i> y <i>Sergio González-López</i>	233
Conservación de la biodiversidad del Área Natural Protegida Parque Hermenegildo Galeana <i>Leopoldo Islas Flores y Lilia Angélica Madrigal García</i>	255

Resiliencia agrícola: una propuesta metodológica para su análisis en el nivel local en sistemas agrícolas de maíz y papa <i>Belina García Fajardo, Carla Liliana García Celaya y Eufemio Gabino Nava Bernal</i>	277
Variabilidad de la temperatura y la precipitación en la ciudad de Toluca y su correlación con el crecimiento urbano <i>Adriana Guadalupe Guerrero Peñuelas, Ana Marcela Gómez Hinojos y Alberto Primo Salazar</i>	299
De lo ancestral a lo actual, captación y aprovechamiento de agua de lluvia <i>Ana Marcela Gómez-Hinojos y Adriana Guadalupe Guerrero-Peñuelas</i>	319
Remoción de cromo hexavalente, Cr (VI), empleando residuos de <i>Zea mays</i> <i>Eduardo Campos Medina, María del Carmen de Sales Peralta y Salvador Adame Martínez</i>	335
Sustentabilidad y complejidad urbana: análisis del área de manejo ambiental Ecozona de la Ciudad de Toluca <i>Ricardo Farfán Escalera, Erle García Estrada e Isidro Rogel Fajardo</i>	359

## Remoción de cromo hexavalente, Cr (VI), empleando residuos de *Zea mays*

*Eduardo Campos Medina\**  
*María del Carmen de Sales Peralta\*\**  
*Salvador Adame Martínez\*\*\**

### INTRODUCCIÓN

Es indudable que el agua es un recurso natural esencialmente básico e indispensable para la coexistencia del ser humano, de plantas, de animales y otros seres vivos, por lo que es conveniente recordar su importancia, pues según Turk, Turk y Wittes (1973), consiste de una sustancia que se encuentra ampliamente distribuida sobre la superficie terrestre, en tejidos de organismos vivos, ríos, océanos, nubes y casquetes polares; en el ser humano es el medio que cumple con la mayoría de las transformaciones fisicoquímicas en cuestiones biológicas, de manera que por estas razones se le considera un vital líquido sobre la Tierra.

La preocupación por la contaminación ambiental ha dado, como resultado, la introducción de tecnologías limpias en los procesos industriales, lo que ha logrado disminuir las descargas de sustancias contaminantes al ambiente. Sin embargo, en la mayoría de las empresas todavía se generan aguas residuales con concentraciones de sustancias contaminantes de consideración (Reyes *et al.*, 2006), como es el caso de los metales pesados.

En muchas regiones del mundo, la contaminación por metales pesados ha causado la liberación antropogénica de trazas metálicas, lo que ha generado problemas de salud pública (Robinson-Lora y Brennan, 2009) por su toxicidad y persistencia en el medio ambiente, debido al contacto directo que el hombre tiene con los distintos productos

\* Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Planeación Urbana y Regional. Doctor en ciencias ambientales. Correo electrónico: <edcm68@gmail.com>.

\*\* Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Planeación Urbana y Regional. Pasante de la licenciatura en ciencias ambientales. Correo electrónico: <karmen.desales@gmail.com>.

\*\*\* Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Planeación Urbana y Regional. Doctor en Edafología. Correo electrónico: <sadamem@uaemex.mx>.

elaborados, potencialmente, con microestructuras metálicas, tales como sensores, microchips, tecnologías médicas, entre otros. En las variadas fuentes de contaminación se incluyen los procesos de manufactura, actividades metalmeccánicas, refinación, fertilización agrícola, tratamiento de aguas residuales y otras (Himendra *et al.*, 2010).

Un ejemplo de ello es la contaminación del agua por sustancias químicas, como los compuestos orgánicos e inorgánicos (Buseti *et al.*, 2005), metales pesados o metaloides, cuya peligrosidad es mayor ya que no son biodegradables (Heyden y New, 2004) y una vez emitidos pueden permanecer en el ambiente por cientos de años. Estos metales tóxicos en el ambiente acuático causan severos daños a la vida acuática, además de que eliminan microorganismos durante los tratamientos biológicos de aguas residuales, lo que ocasiona que el proceso de purificación decaiga. Aunado a lo anterior, las sales de estos metales pesados son solubles en agua y, en consecuencia, no pueden ser separadas por los métodos ordinarios tradicionales (Özer y Pirinççi, 2006).

Wang y Chen (2006) mencionan algunas características de los metales pesados en cuanto su toxicidad: 1) puede durar mucho tiempo en la naturaleza; 2) algunos metales pesados, que son considerados de baja toxicidad, podrían ser transformados en especies más tóxicas, tal es el caso del mercurio; 3) la bioacumulación de metales pesados en la cadena alimentaria podría poner en peligro la vida humana; 4) los metales sólo pueden ser transformados, pero no puede ser degradados por cualquier método, incluyendo los biotratamientos, y 5) la toxicidad de los metales pesados se da a bajas concentraciones, entre 1.0-10 mg l<sup>-1</sup> (Alkorta *et al.*, 2004).

Existen varios métodos fisicoquímicos para la eliminación de metales pesados en aguas residuales, entre éstos se encuentra la precipitación química que funciona formando hidróxidos; el inconveniente de este procedimiento es la generación de lodos secundarios, los cuales propician más problemas de tratamiento (Hidalgo-Vázquez *et al.*, 2011). La oxidación química, el tratamiento electroquímico, la filtración, el intercambio iónico y la tecnología de membranas (Chang *et al.*, 2006; Ahmady-Asbchin *et al.*, 2008), son algunos otros métodos fisicoquímicos para la eliminación de metales pesados presentes en el agua, que han sido utilizados ampliamente en el tratamiento de aguas industriales.

Desafortunadamente, estos procesos pueden ser inefectivos, caros y complicados de implementar (Pagnanelli *et al.*, 2001; Hammami *et al.*, 2003; Pan *et al.*, 2009), especialmente cuando los iones de los metales están disueltos en soluciones acuosas en el orden de 1-100 mg l<sup>-1</sup> (Tamer y Tunali, 2006) y, además, porque pueden presentar el inconveniente de generar problemas tóxicos por exposición de los trabajadores involucrados en dichos métodos de tratamiento (Farag *et al.*, 2009). En la tabla 1 se muestran algunas de las ventajas y desventajas que se tienen al utilizar este tipo de métodos.

TABLA 1  
VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS  
PARA LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN AGUA

<i>Método</i>	<i>Ventajas</i>	<i>Desventajas</i>
Precipitación	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Simplicidad de operación.</li> <li>• Alto nivel de eliminación de metales pesados bajo costo de operación.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La presencia de agentes orgánicos disminuye su rendimiento.</li> <li>• No es selectivo.</li> <li>• Se necesitan agentes coagulantes y floculantes para separar los metales del efluente.</li> <li>• Generación de lodos con alto costo de tratamiento.</li> </ul>
Intercambio iónico	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Es posible la eliminación de metales a muy bajas concentraciones.</li> <li>• Presenta alta selectividad.</li> <li>• Es posible la recuperación de los metales por electrolisis.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La presencia de calcio, sodio y magnesio disminuye su rendimiento debido a que puede saturar la resina.</li> <li>• La posible competencia entre metales pesados y otros cationes.</li> <li>• Las resinas no son muy tolerantes al cambio de pH.</li> <li>• Los materiales orgánicos pueden envenenar la resina.</li> <li>• La solución contaminada debe ser previamente tratada para eliminar los materiales en suspensión.</li> </ul>
Osmosis inversa	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altos niveles de remoción.</li> <li>• Es un proceso fácilmente automatizado.</li> <li>• No hay cambio en la composición química de las aguas residuales.</li> <li>• La recuperación de metales pesados es posible.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mediana selectividad y tolerancia a cambios de pH.</li> <li>• Bajo tiempo de vida con soluciones corrosivas.</li> <li>• Requiere de presiones muy altas para su funcionamiento.</li> <li>• Requiere de mantenimiento frecuente para evitar saturación de la membrana.</li> <li>• Alto costo por reemplazar la membrana.</li> <li>• Es necesario separar las partículas insolubles o en suspensión para evitar saturación de las membranas.</li> </ul>
Adsorción	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altamente efectivo a muy bajas concentraciones del metal.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• El costo del adsorbente y su regeneración pueden ser muy altos.</li> <li>• La capacidad de adsorción es altamente dependiente del pH.</li> </ul>



TABLA 1 (CONTINUACIÓN)

<i>Método</i>	<i>Ventajas</i>	<i>Desventajas</i>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fácil de operar.</li> <li>• Permite la fijación de metales en presencia de otros cationes.</li> <li>• La recuperación de metales pesados es posible.</li> <li>• El adsorbente puede ser regenerado.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Es necesario eliminar los materiales en suspensión antes de que el efluente sea tratado.</li> </ul>

FUENTE: Reyes *et al.* (2006).

Debido a que se tienen más desventajas que ventajas en el uso de los tratamientos fisicoquímicos para la remoción de metales pesados en agua, se ha buscado la generación de nuevas tecnologías con la finalidad de reducir las concentraciones de los metales pesados y metaloides presentes en el ambiente y, al mismo tiempo, aminorar los costos de tratamiento.

En este sentido, existen alternativas de solución tales como la adsorción, que es uno de los métodos más importantes para el tratamiento de aguas residuales y ofrece varias ventajas, especialmente cuando las concentraciones de metales están en el intervalo de 1-100 mg l<sup>-1</sup>. Si el sorbente es adecuado, los resultados obtenidos pueden mejorar los reportados en otras técnicas debido a su eficacia, viabilidad, versatilidad, simplicidad de diseño, facilidad de operación y el bajo costo del biomaterial (Aguayo-Villarreal *et al.*, 2011).

Por lo anterior, la biosorción es una técnica alternativa versátil que en los últimos años ha demostrado ser muy eficaz en la remoción de iones metálicos en aguas residuales (Ahluwalia y Goyal, 2007; Massara *et al.*, 2008). La biosorción es la propiedad que tienen ciertas biomoléculas (o tipos de biomasa) para enlazar y concentrar los iones seleccionados u otras moléculas a partir de soluciones acuosas (Volesky, 2007); es conceptualizado como un proceso fisicoquímico sencillo, parecido al de adsorción o intercambio de iones, la diferencia reside en la naturaleza del sorbente, en este caso el material es de origen biológico (Chojnacka, 2010). Además de ser sencilla y de bajo costo, debido a que la biomasa proviene de la naturaleza y/o ser un material de desecho, biosorbentes tales como algas, hongos y bacterias son ejemplos de biomasa probada para la biosorción de varias especies de metales, obteniendo resultados muy alentadores (Singh *et al.*, 2010), además de que son biosorbentes mucho más económicos (Solisio *et al.*, 2008), comparados con los usados en otras técnicas.

El tratamiento consiste en la remoción de contaminantes, o iones metálicos, en soluciones acuosas por medio de un biosorbente que es un biomaterial, el cual se encuentran de forma inerte y que posee ciertas características para eliminar casi en su totalidad dichos contaminantes por diferentes mecanismos, que incluyen a la quimisorción (intercambio iónico, complejación, coordinación y quelación, microprecipitación), la adsorción física y/o la microprecipitación (Ramos *et al.*, 2004). En términos generales, implica la retención pasiva (no hay consumo de energía metabólica) de los metales pesados presentes en soluciones acuosas mediante el uso de materiales biológicos no vivos o no activos metabólicamente, a los que se les denomina “biosorbentes”.

Cañizares-Villanueva (2000) menciona que algunas de las ventajas que se tiene al utilizar la biosorción es la disponibilidad de los biomateriales, los procesos no están gobernados por limitaciones biológicas de toxicidad o inactivación térmica, es rápida y eficiente en la eliminación de metales que después pueden ser liberados fácilmente y recuperados por medio de soluciones ácidas. Sin embargo, como cualquier técnica, tiene sus desventajas, entre las cuales se encuentra la rápida saturación del biosorbente, el secuestro por adsorción es sensible al pH y el estado de la valencia del metal no puede ser alterado de forma biológica.

Los estudios de adsorción de iones metálicos por medio de biosorbentes se han incrementado en los últimos diez años, los desenlaces han sido prometedores, lo que ha generado que sean, cada vez más, considerados por la comunidad científica orientada a esta área de investigación (Romera *et al.*, 2008). Los primeros ensayos que se llevaron a cabo fueron con los iones de cromo, plomo, cadmio y zinc (Choksi y Joshi, 2007; El-Naas *et al.*, 2007), obteniéndose resultados satisfactorios en cuanto a la remoción de dichos elementos en solución acuosa. A pesar de esto, algunos científicos debaten que dichos estudios en la práctica no funcionan de igual manera, ya que las aguas residuales contienen más de un metal disuelto, lo que ocasiona que se puedan presentar interferencias y competencias por los sitios de adsorción que tiene el biomaterial. Sin embargo, es importante mencionar que como primer paso para predecir e interpretar la adsorción en estos modelos de mezclas de iones, es necesario entender el comportamiento de un ion individual en un medio acuoso (Martino *et al.*, 2003).

Debido a la diversificación de la técnica de biosorción, existen una gran cantidad de biosorbentes que son factibles en la remoción de metales, en la tabla 2 se muestran algunos ejemplos de los cuales existen estudios en donde se determina su efectividad, Martín (2008) hace una clasificación de los biomateriales con respecto a sus características fisicoquímicas.

- CORTEZAS Y MATERIALES RICOS EN TANINOS: la corteza de árbol es un residuo de madera que resulta efectiva como adsorbente debido a su alto contenido en taninos. El principal constituyente de los taninos es el ácido gálico y los compo-

nentes con grupos polihidroxi-polifenol son las especies activas en el proceso de adsorción. Sin embargo, uno de los problemas que presentan este tipo de biosorbentes es que dan color al agua por la presencia de fenoles solubles.

- LIGNINA: es un residuo de la industria papelera y su capacidad de adsorción se debe a los fenoles y otros grupos funcionales presentes en su superficie. El intercambio iónico es uno de los mecanismos más importantes de la biosorción por lignina.
- QUITOSÁN: es el producto desacetilado de la quitina, la cual se encuentra formando parte del exoesqueleto de los crustáceos, es un polisacárido y constituye el segundo polímero natural más abundante después de la celulosa. Su gran capacidad de remoción de metales es atribuida a su alto carácter hidrofílico.
- TURBA (carbón): material complejo con materia orgánica en descomposición que contiene lignina y celulosa principalmente, contiene grupos funcionales polares, como alcoholes, aldehídos, ácidos, hidróxidos fenólicos y ésteres, lo que lo convierten en un adsorbente efectivo.
- ALGAS: debido a las propiedades de intercambio iónico asociadas a su contenido en polisacáridos, las algas constituyen una importante fuente de biosorbentes. Las algas tienen una alta afinidad de unión con metales pesados, sus paredes celulares tienen diferentes grupos funcionales (tales como carboxilo, fosfato hidroxilo, o amina) que pueden unirse a iones metálicos y, dependiendo del pH, estos grupos son bien protonados o desprotonados.
- HONGOS Y LEVADURAS: presentan una alta eficiencia en la remoción de metales en soluciones acuosas, ya que algunos grupos funcionales de sus células actúan como sitios activos para captar iones metálicos. Muchas especies de hongos, como *Aspergillus niger*, *Mucor rouxi*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Phomopsis* sp, *Polyporus versicolor* y *Trametes versicolor* han sido probados y la capacidades de biosorción de metal para la mayoría de estos hongos es muy atractivo.

Los ejemplos son diversos, esto se puede apreciar en la tabla 2, la cual muestra diversos estudios relacionados con este tipo de investigaciones.

La efectividad de los biomateriales no sólo depende de sus características fisicoquímicas, sino también de las variables como el tiempo de equilibrio, temperatura, pH, fuerza iónica, pretratamiento del biosorbente y la presencia de otros iones de metales (Naja *et al.*, 2010). El tiempo de equilibrio es el instante a partir del cual se satura el biosorbente, por lo que no aumenta la cantidad de metal eliminado. La mayoría de los investigadores indican que el proceso es rápido, ya que luego de 15 a 30 minutos se ha retirado un porcentaje considerable del metal. El efecto de la temperatura presenta diferentes comportamientos, dependiendo del biosorbente y el metal.

Como se puede apreciar, las investigaciones para remover iones metálicos nocivos para el medio ambiente de fase acuosa son amplias; para este caso de estudio en

TABLA 2  
INVESTIGACIONES REALIZADAS CON DIFERENTES BIOMASAS

<i>Biomaterial</i>	<i>Metal</i>	<i>Capacidad de biosorción</i>	<i>Autor</i>
<i>Azadirachta indica</i>	Zn	33.49 mgg <sup>-1</sup>	King <i>et al.</i> , 2008
<i>Pinus brutia Ten</i> (corteza de pino)	Pb (II)	76.8 mgg <sup>-1</sup>	Gundogdu <i>et al.</i> , 2009
<i>Ligninas kraft y organosolv</i>	Cu y Cd	80.6 mmolg <sup>-1</sup> y 28.7 mmolg <sup>-1</sup>	Harmita <i>et al.</i> , 2009
Caparazón del cangrejo	Hg	80% a partir de 500 mg l <sup>-1</sup> en 60 min.	Rae <i>et al.</i> , 2009
	Zn (II)	Entre 105.6 y 67.6 mgg <sup>-1</sup>	Lu <i>et al.</i> , 2007
Turba	Fosfato	8.91 mgg <sup>-1</sup>	Xiong y Mahmood, 2010

FUENTE: elaboración propia.

el cual se considera al Cr (VI) (cromo hexavalente), es necesario considerar la naturaleza de este elemento, el cual el hombre lo ha utilizado ampliamente en sus actividades industriales. El Cr (VI) es tóxico, ya que es un potente oxidante de la materia orgánica, en soluciones acuosas el Cr (VI) se puede encontrar en forma de distintas especies químicas, dependiendo del pH de la solución; así, a valores de pH mayores a 6 predomina el ion cromato (CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup>).

En la literatura existen diferentes estudios relacionados con la toxicidad que genera la exposición ocupacional al Cr (VI), misma que ha sido fuertemente asociada con una alta incidencia de cáncer de pulmón, tal como lo indican diversos estudios.

Wetterhahn, Tsapakos y Hampton (1983) fueron los primeros en proponer el modelo de absorción-reducción como el posible mecanismo de acción, mediante el cual intentaron explicar el problema de la carcinogenicidad relacionada con el Cr (VI). En dicho estudio, estos investigadores concluyeron que los efectos carcinogénicos se encontraban directamente relacionados con el cromato, que es el principal compuesto que forma el Cr (VI) en un pH con valores fisiológicos (aproximadamente 7.4), el cual, por tener la ventaja de un tamaño y simetría similar a la de los aniones sulfato y fosfato, presenta la habilidad para cruzar la membrana celular por medio de canales aniónicos no específicos de transportación.

Las normas internacionales para la calidad del agua potable de la OMS (WHO, por sus siglas en inglés) de 1958, propusieron el primer valor de referencia para el Cr (VI) de 0.05 mg l<sup>-1</sup> debido a sus efectos perjudiciales para la salud. Este valor se

mantuvo en los años de 1963 a 1971, pero en 1984, en las guías para la calidad del agua potable, se modificó a un valor de referencia para el cromo total por la dificultad de analizar únicamente la forma hexavalente. Como medida práctica se ha mantenido este valor de referencia provisional; para dicha concentración se considera que es poco probable que implique riesgos significativos para la salud, hasta que se disponga de información nueva (WHO, 2011).

Por estas razones, diversas investigaciones científicas han planteado como objetivo primordial remover al Cr (VI) de la fase acuosa. Los métodos de tratamiento han sido diversos, desde los convencionales, como lo son la coagulación, hasta los avanzados como son los electroquímicos. Todos éstos han presentado el inconveniente de ser excesivamente costosos y causan problemas ambientales adicionales, tales como los lodos residuales generados de los propios tratamientos. Debido a esta razón, los tratamientos por biosorción han tenido gran auge, a continuación se presentan algunos ejemplos:

- Acosta *et al.* (2010) estudiaron la capacidad de remoción del Cr (VI) en solución con cáscara de tamarindo, determinando la concentración del metal por el método de la difenilcarbazida, encontrando que la remoción total del metal (50 mg/l) ocurre a los 30 minutos, a pH de 1.0 y 28°C. Con respecto a la temperatura, la más alta remoción se observó a 60°C, el metal (1 g l<sup>-1</sup>) se remueve completamente. En las concentraciones de Cr (VI) analizadas, la cáscara de tamarindo mostró gran capacidad de remoción, también remueve eficientemente el metal *in situ* (94.65% de remoción, 5 g de biomasa). La biomasa estudiada reduce 1.0 g de Cr (VI) con la producción simultánea de Cr (III), por lo que puede utilizarse para eliminarlo de aguas residuales industriales.
- Duarte *et al.* (2009) empleó quitosano como bioadsorbente para remover cromo de las aguas residuales de la industria de curtiembres. El quitosano adsorbió 52 mg Cr (III)/g a un pH de 4.0. Fueron aplicados los modelos de Langmuir y Freundlich; observándose que un incremento en la concentración inicial de cromo trae como consecuencia una disminución en el proceso de adsorción. El pH óptimo fue de 4.0. Los modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir confirmaron una adsorción homogénea y uniforme. La bioadsorción de cromo fue rápida (>90% Cr en la solución inicial) en los primeros 40 minutos.
- Higuera *et al.* (2009) realizaron la investigación en la cual tomaron una solución de 1000 ppm de Cr (VI) y una hoja de café, variedad castillo, seca y triturada. El experimento consistió en la saturación de la biomasa por seis horas en batch. La aplicación de la bioadsorción en la purificación de aguas residuales presenta un gran potencial, pues las biomásas naturales se pueden obtener en grandes cantidades, son baratas y pueden remover selectivamente Cr (VI) de soluciones acuosas. Los resultados obtenidos permiten concluir que la bio-

masa es una buena alternativa para la implementación de filtros con la capacidad de remover el Cr (VI) de soluciones acuosas a flujo continuo.

Con base en estas investigaciones, se planteó realizar la remoción de Cr (VI) empleando el biomaterial *Zea mays*. Esto con la finalidad de generar un reuso a este residuo orgánico que es generado por el consumo humano.

En este sentido, en México el aprovechamiento de residuos de maíz es sumamente amplio y no se restringe sólo a su utilización como mantillo. La alimentación del ganado con los residuos de maíz como fuente de forraje es común durante la estación seca y puede ser a través del pastoreo directo, o bien, mediante la extracción total del rastrojo fuera de la parcela (Mendoza *et al.*, 1993). Por tanto, la propuesta de recolección de este residuo para, posteriormente, emplearse como un elemento para remover contaminantes es bastante viable.

Por último, como ya se mencionó, el objetivo primordial de esta investigación es reutilizar al *Zea mays* como un biomaterial capaz de remover el elemento tóxico del Cr (VI) en altos porcentajes de remoción. De alcanzarse este propósito, la propuesta desarrollada podría aplicarse como un método de pulimiento final en muestras de aguas residuales, principalmente generadas de los laboratorios acreditados en los cuales se realizan cuantificaciones del mismo elemento.

## METODOLOGÍA

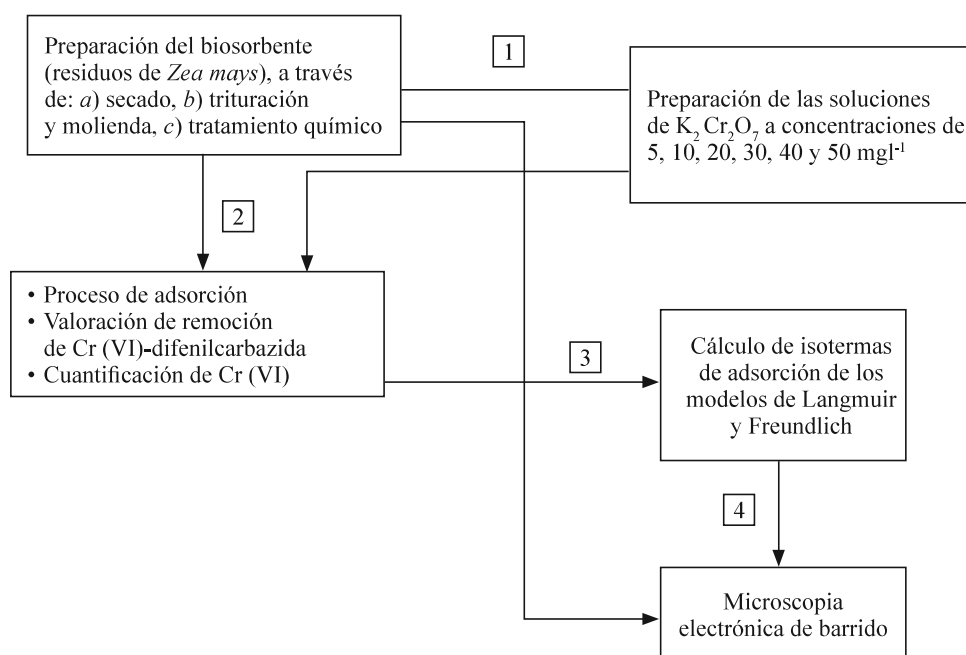
En la figura 1 se presentan las etapas por medio de las cuales se desarrolló la parte experimental de la investigación:

### *Desglose de actividades*

La primera etapa consistió de las siguientes acciones:

- Preparación de las soluciones del dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ). Se pesaron 1.4192 gramos de dicromato de potasio, posteriormente se transfirió a una estufa elevando la temperatura a 120°C durante una hora y media con la finalidad de secarlo y evitar que se hidratara.
- Posteriormente, esta cantidad de dicromato se transfirió a 1 litro de agua deionizada, con esto se obtuvo una solución madre de 500 mg/l. De esta solución madre, mediante diluciones se prepararon las soluciones sintéticas de  $K_2Cr_2O_7$  a concentraciones de 5, 10, 20, 30, 40 y 50 mg/l, para utilizarse en el proceso de adsorción que se llevó a cabo entre el biomaterial y estas soluciones.

FIGURA 1  
 METODOLOGÍA DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN-REMOCIÓN  
 DE Cr VI PRESENTE EN AGUAS RESIDUALES, VÍA SORCIÓN QUÍMICA,  
 EMPLEANDO RESIDUOS ORGÁNICOS DE ZEA MAYS



FUENTE: elaboración propia.

La segunda etapa correspondió a la preparación del biosorbente de *Zea mays* a través del tratamiento del mismo por medio del siguiente procedimiento:

- *Secado*. En este tratamiento se utilizaron los residuos del olote de *Zea mays*, para lo cual la muestra se preparó secándola por siete días a los rayos del sol, a continuación se deshidrató a 70°C por 24 horas en una estufa del laboratorio.
- *Triturado y tamizado*. Una vez seca la biomasa, se trituro con la ayuda de un molino Wiley G.E. 4352, hasta obtener el tamaño de partículas que traspasaron una malla de 40 mesh. Una vez hecha la molienda de los residuos del olote de *Zea mays*, se almacenaron en recipientes de polietileno en un lugar fresco y al abrigo de la luz.
- *Tratamiento químico*. El biomaterial destinado al pretratamiento se dispondrá de la siguiente manera: a) se colocará el biomaterial en un recipiente y se agregará un volumen de una solución al 25% de ácido sulfúrico; b) se procederá a realizarse una agitación mecánica durante dos horas; c) posteriormente el

biomaterial resultante se lavará nuevamente con agua desionizada, y *d*) se dejará secar el biomaterial en la estufa por 24 horas a 60°C y se colocará en un desecador hasta ser utilizado.

La tercera etapa consistió en realizar el contacto con la biomasa de *Zea mays* con las soluciones de  $K_2Cr_2O_7$  a las concentraciones señaladas, se calcularon las isotermas y, posteriormente, se realizó la valoración de la remoción del Cr (VI)-difenilcarbazida:

- Se emplearon los residuos del *Zea mays* tratados químicamente, para lo cual se pesaron 100 mg de este biomaterial por cada concentración de solución sintética que se manejó. Esta cantidad pesada se transfirió a tubos de ensayo para cada una de las soluciones de  $K_2Cr_2O_7$ , a las concentraciones antes señaladas, posteriormente se llevó a cabo una agitación mediante un rotor mecánico, los tiempos de contacto fueron de cinco, diez, 15, 20, 25 y 30 minutos.
- Una vez terminado el tiempo de equilibrio, se separaron las fases, primero mediante una filtración y después a través de centrifugación a 3000 rpm, durante tres minutos. La fase acuosa fue separada por cada tubo de ensayo para realizar la cuantificación del Cr (VI). La fase sólida que corresponde al biomaterial fue recolectada y separada respectivamente para su secado en una estufa a 90°C durante una hora.
- Enseguida se pasa a la preparación del complejo difenilcarbazida: Cr (VI)-(DFC). Se emplearon las soluciones resultantes de la separación antes citada. A cada una de estas soluciones se les agregó pequeños volúmenes de  $H_2SO_4$  (concentrado), esto con la finalidad de ajustar el pH a un valor de 2; posteriormente a todas las soluciones se les agregó una cantidad fija de 1 ml de solución de difenilcarbazida (DFC). La preparación de dicha solución correspondió a una concentración de 5 mg/l (0.250 g en 50 ml de acetona).
- La cuantificación del Cr (VI) se realizó empleando el equipo de espectrofotometría de ultravioleta (UV) Lambda Perkin Elmer. En este equipo se manipularon las soluciones que fueron agregadas al compuesto de difenilcarbazida. La formación del complejo se corroboró por la coloración violeta que se obtuvo en las soluciones. Los resultados que generó el equipo fueron los espectros correspondientes del complejo Cr (VI)-DFC. De estas determinaciones se derivó la cantidad de Cr (VI) removido de la fase acuosa.
- Después se valora la remoción de Cr (VI), Cr (VI)-difenilcarbazida, y para corroborar la cuantificación de Cr (VI) se realizaron las cuantificaciones en la soluciones acuosas, resultantes del proceso de contacto, utilizando la técnica de absorción atómica y utilizando un equipo SpectrAA-10 plus, cuyas condiciones estuvieron en función del aire, del óxido nitroso-acetileno, longitud de onda



357.9 nm, una corriente de lámpara de 7 mA, un potencial de 365.9 mV, cuantificando la concentración de Cr (VI) antes y después de la biosorción.

- Con los datos del Cr (VI) determinados, se calcularon las respectivas cinéticas e isothermas de Langmuir y Freundlich. Las fórmulas de cada uno de los modelos son las siguientes:

Modelo de la isoterma de Langmuir:

$$q_e = Q_o b C_e / 1 + b C_e$$

donde:

$q_e$  = cantidad de soluto adsorbido por peso unitario de adsorbente ( $\text{mgg}^{-1}$ ).

$Q_o$  = cantidad de moles soluto adsorbido que forma una monocapa por peso unitario de adsorbente ( $\text{mgg}^{-1}$ ).

$b$  = constante empírica ( $\text{L mg}^{-1}$ ).

$C_e$  = concentración en equilibrio ( $\text{mg l}^{-1}$ ).

Modelo de la isoterma de Freundlich:

$$\text{Log } Q_e = \text{Log } K_f + 1/n \text{ Log } C_e$$

donde:

$q_e$  = cantidad de soluto adsorbido por peso unitario de adsorbente ( $\text{mgg}^{-1}$ ).

$K_f$  = constante de Freundlich ( $\text{mgg}^{-1}$ ).

$1/n$  = coeficiente de Freundlich.

$C_e$  = concentración en equilibrio ( $\text{mg l}^{-1}$ ).

Por último, en la cuarta etapa se llevó a cabo la determinación del siguiente análisis:

- Microscopia electrónica de barrido (MEB) y microanálisis. En cuanto a los sólidos originados de *Zea mays* de la biosorción de cada una de las muestras tratadas, se procedió a secarlas con la finalidad de evaporar el agua presente en ellas, posteriormente se colocaron en un soporte de grafito, el cual se introdujo en un microscopio electrónico Philips XL-30 a bajo vacío, esto con el fin de obtener las imágenes de las muestras, así como el microanálisis correspondiente, el cual señaló los elementos que constituyeron a dichos sólidos.

## RESULTADOS

*Porcentajes de remoción de Cr (VI).* Una vez realizados los tiempos de contacto entre el biomaterial tratado químicamente y el Cr (VI), se cuantificaron los valores de Cr (VI) disuelto en fase acuosa mediante las técnicas señaladas, los correspondientes resultados de los porcentajes de remoción calculados se muestran en las siguientes tablas 1 y 2.

TABLA 1  
PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE CR (VI) A DIFERENTES TIEMPOS DE TRATAMIENTO

<i>Solución de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (mg/l)</i>	<i>Tiempo de contacto (minutos)</i>	<i>Concentración Cr (VI) Fase acuosa (mg/l)</i>	<i>Remoción (%)</i>
5	5	0.10687	97.863
5	10	0.1015	97.9763
5	15	0.1015	97.9763
5	20	0.1015	97.9763
5	25	0.1015	97.9763
5	30	0.1015	97.9763
10	5	0.327	96.7396
10	10	0.317	96.832
10	15	0.305	96.9527
10	20	0.305	96.9527
10	25	0.305	96.9527
10	30	0.305	96.9527
20	5	1.888	90.5664
20	10	1.282	93.59
20	15	1.24	93.8064
20	20	1.24	93.8064
20	25	1.24	93.8064
20	30	1.24	93.8064

FUENTE: elaboración propia.

TABLA 2  
PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE CR (VI) A DIFERENTES TIEMPOS DE TRATAMIENTO

<i>Solución de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (mg/l)</i>	<i>Tiempo de contacto (minutos)</i>	<i>Concentración Cr (VI) Fase acuosa (mg/l)</i>	<i>Remoción (%)</i>
30	5	2.931	90.2305
30	10	2.544	91.5245
30	15	2.374	92.0856
30	20	2.374	92.0856

TABLA 2 (CONTINUACIÓN)

<i>Solución de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (mg l<sup>-1</sup>)</i>	<i>Tiempo de contacto (minutos)</i>	<i>Concentración Cr (VI) Fase acuosa (mg l<sup>-1</sup>)</i>	<i>Remoción (%)</i>
30	25	2.374	92.0856
30	30	2.374	92.0856
40	5	4.176	89.5696
40	10	3.8404	90.3999
40	15	3.82	90.4525
40	20	3.82	90.4525
40	25	3.82	90.4525
40	30	3.82	90.4525
50	5	6.87	86.2657
50	10	5.97	88.0668
50	15	5.965	88.0707
50	20	5.965	88.0707
50	25	5.965	88.0707
50	30	5.965	88.0707

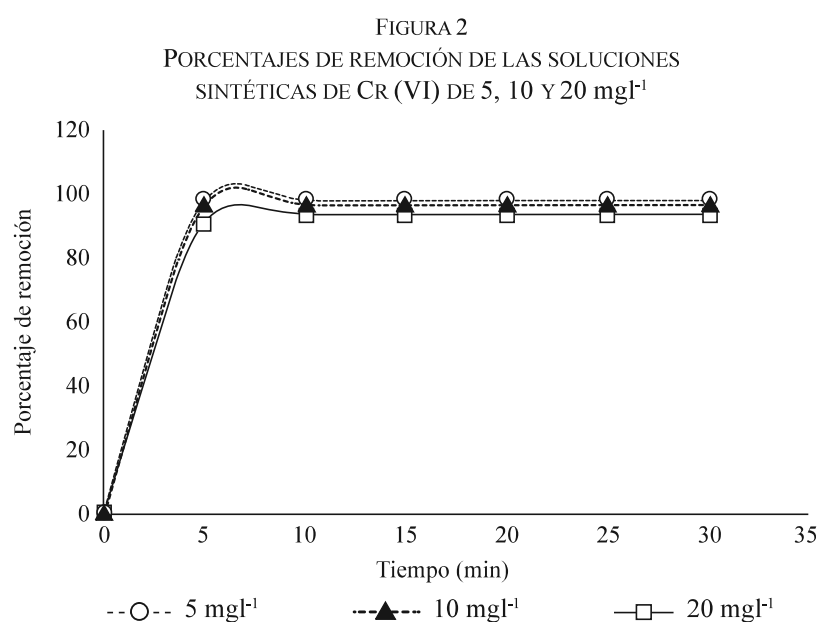
FUENTE: elaboración propia.

Se puede apreciar que los porcentajes de remoción son altos (de 93 a 98%) en las primeras soluciones, las cuales tienen una concentración baja (5-20 mg l<sup>-1</sup>), esto indica que los sitios activos del biomaterial tratado son ocupados rápidamente por el analito, el Cr (VI), disuelto en fase acuosa. Posteriormente, al aumentar la concentración de las soluciones sintéticas del Cr (VI), el porcentaje de remoción disminuye en forma proporcional.

Esto significa que en los primeros cinco minutos de contacto entre el biomaterial y el cromo, la adsorción de este último ocupa la mayoría de los sitios activos. Después, en el intervalo de 10 a 30 minutos, la fracción restante de los iones de Cr (VI) son adsorbidos de manera paulatina, es como si la capacidad del biomaterial disminuyera. Esto es debido a que la "capacidad de adsorción" del biomaterial ha sido agotada en los primeros minutos de contacto entre el adsorbente (*Zea mays*) y el adsorbato (Cr). Estas deducciones tienen una relación directa con la cantidad de Cr (VI) disuelto en fase acuosa, ya que como se aprecian en estos resultados, en las tablas 1 y 2, los mayores porcentajes de remoción corresponden a concentraciones bajas del analito, respectivamente. Cabe señalar que estas concentraciones fueron corroboradas mediante la técnica de absorción atómica, ya que en un inicio, la cuantificación, vía formación

del complejo Cr (VI)-DFC, proporcionó lecturas que no eran detectadas por el equipo de espectrofotometría de ultravioleta.

*Porcentajes de remoción.* De estos datos se generaron las gráficas de porcentajes de remoción para determinar cómo se está presentando el fenómeno de adsorción. Estas gráficas se muestran en las figuras 2 y 3.

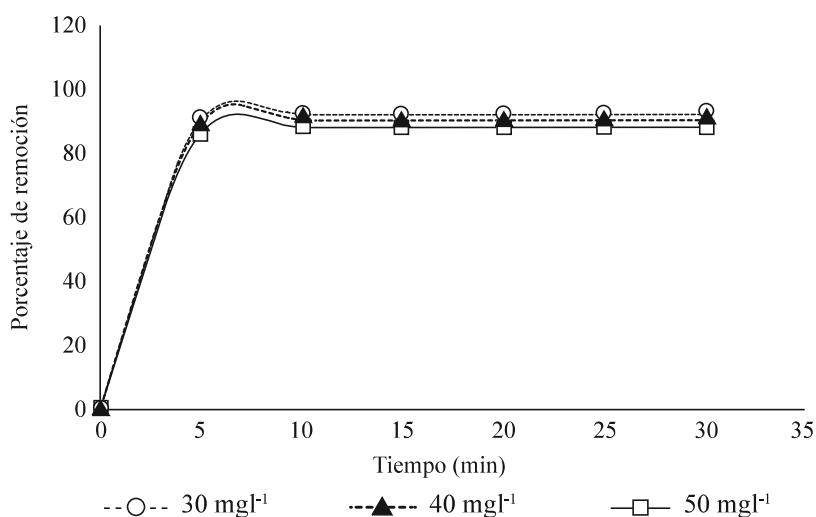


FUENTE: elaboración propia.

En la figura 2 se puede apreciar con claridad el fenómeno de adsorción ya citado; en los primeros cinco minutos se realiza la máxima adsorción del adsorbato sobre el adsorbente, es decir, en un tiempo relativamente corto la mayoría de los sitios activos de los que dispone el biomaterial son ocupados por el Cr (VI). Esto significa que en ese periodo de tiempo, 97% de la solución de Cr (VI) es retenido en la superficie del biomaterial y la fracción remanente queda disuelta en la fase acuosa. Posteriormente, en el periodo de 10 a 30 minutos los porcentajes de incremento de adsorción, es decir, de retención del analito, son relativamente pequeños. Esto debido a que en los primeros minutos ya estos sitios fueron ocupados. Este comportamiento es el mismo para las soluciones de 10 y 20 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>.

En la figura 3 se aprecia que al aumentar la concentración de las soluciones sintéticas del Cr (VI), los porcentajes de remoción disminuyeron gradualmente. Esto indica que los sitios activos del biomaterial son ocupados rápidamente por los iones de Cr (VI) en los primeros cinco minutos de contacto, de ahí que en este periodo de tiempo

FIGURA 3  
PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE LAS SOLUCIONES  
SINTÉTICAS DE CR (VI) DE 30, 40 Y 50 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>



FUENTE: elaboración propia.

se alcance el máximo porcentaje de remoción. En el intervalo de 10 a 30 minutos los pocos sitios que quedaron libres para efectuar la sorción están dispuestos para efectuar dicho proceso, visiblemente los incrementos de los porcentajes de remoción son casi nulos, permanecen constantes. Este mecanismo de biosorción a concentraciones bajas y altas del Cr (VI) se puede apreciar en las figuras 4a y 4b.

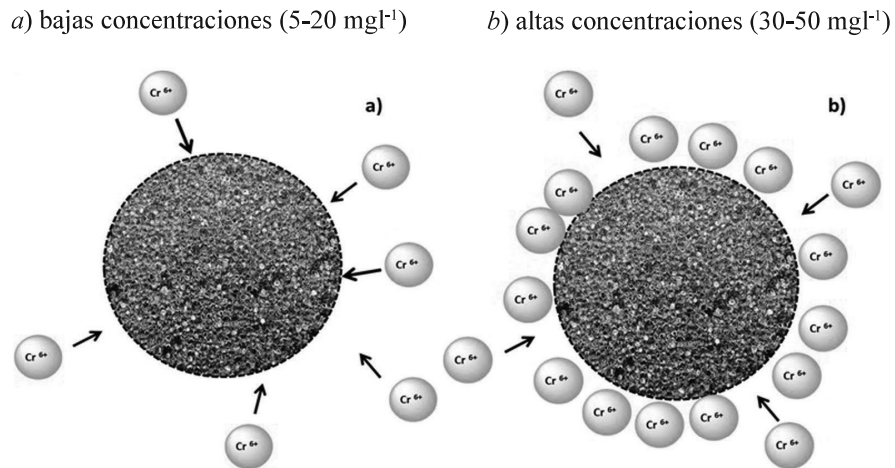
*Isotermas de Langmuir y Freundlich.* Con los resultados de los porcentajes de remoción del Cr (VI) se calcularon las variables de “ $C_e$ ”, que es la concentración del cromo retenido en el biomaterial, y “ $q_e$ ”, con los cuales se determinaron las gráficas de las correspondientes isotermas de dichos autores. Los valores de estas variables se presentan en las tablas 3 y 4.

De estos datos se trazaron las isotermas de Langmuir y Freundlich, estas gráficas se muestran en las figuras 5 y 6.

Como se puede apreciar, en la figura 5 se muestra esta isoterma y la tendencia linealizada de los puntos graficados de las variables antes citadas. Asimismo, se presentan la ecuación de la línea recta y el coeficiente de correlación, el cual alcanzó un valor de 0.9519. Este valor se contrastó con el mismo coeficiente de correlación de la isoterma de Freundlich.

En la figura 6 se muestra la isoterma de Freundlich, en la cual se puede apreciar la ecuación de la recta y el coeficiente de correlación que alcanzó un valor de 0.993. De

FIGURA 4  
MECANISMO DE BIOSORCIÓN DEL CR (VI)



FUENTE: elaboración propia

TABLA 3  
VALORES PARA LA ISOTERMA DE LANGMUIR

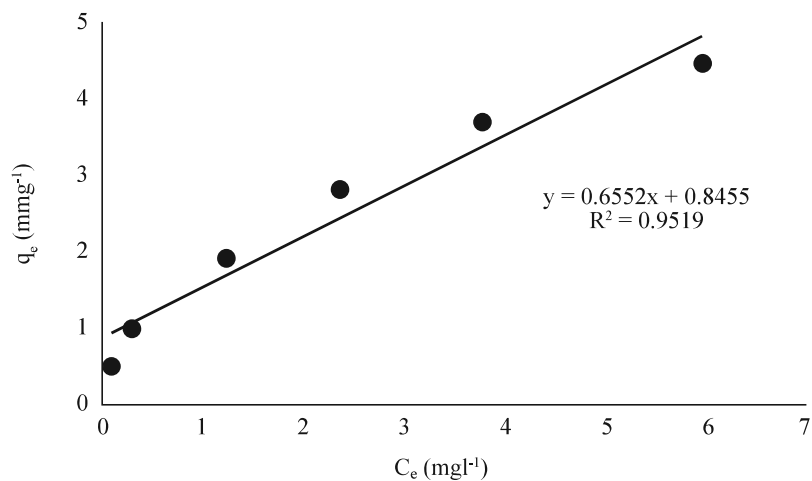
$C_e$ (mgg <sup>l</sup> )	$q_e$ (mg <sup>l</sup> <sup>-1</sup> )
0.1015	0.4898
0.305	0.9695
1.24	1.876
2.374	2.762
3.82	3.618
5.965	4.4035

FUENTE: elaboración propia.

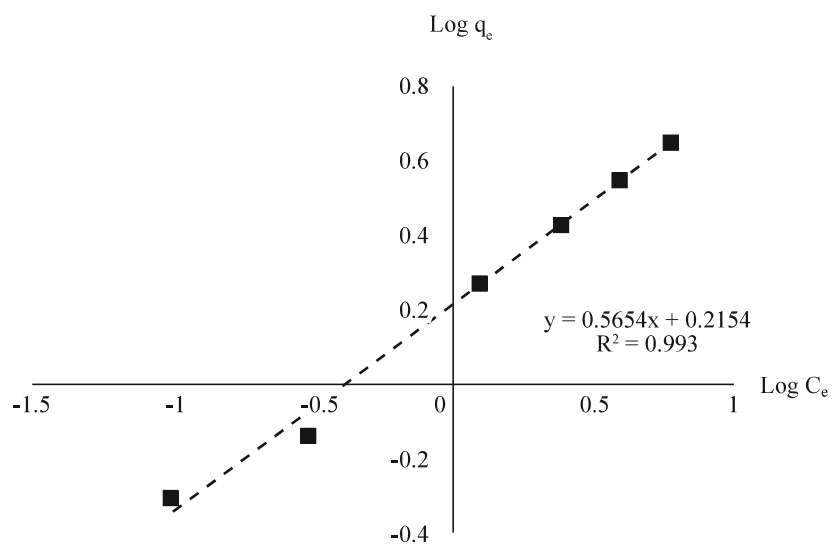
TABLA 4  
VALORES PARA LA ISOTERMA DE FREUNDLICH

$\text{Log } C_e$	$\text{Log } q_e$ (mg <sup>l</sup> <sup>-1</sup> )
-0.933	-0.399
-0.5157	-0.1345
0.0934	0.2732
0.3754	0.4412
0.582	0.5584
0.7756	0.6437

FUENTE: elaboración propia.

FIGURA 5  
ISOTERMA DE LANGMUIR

FUENTE: elaboración propia.

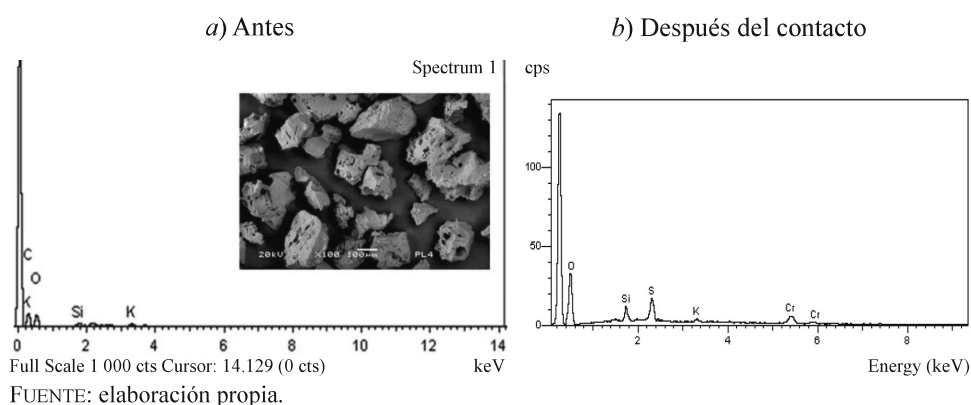
FIGURA 6  
ISOTERMA DE FREUNDLICH

FUENTE: elaboración propia.

los dos valores de los coeficiente de correlación, el correspondiente a Freundlich seleccionó para establecer que en este trabajo de investigación el proceso de biosorción del Cr (VI) se presenta formando una monocapa sobre una superficie heterogénea, basándonos en lo que fija el modelo teórico de la isoterma de Freundlich.

*Microscopia electrónica de barrido (MEB) de la biomasa antes y después del tratamiento.* Para corroborar la biosorción del cromo sobre el biomaterial, se realizó la determinación por MEB de los dos tipos de biomasa, la tratada químicamente y la que se utilizó en el fenómeno de biosorción. Los resultados correspondientes se muestran en la figura 7.

FIGURA 7  
MEB DE LA BIOMASA



En la figura 7 se muestran dos resultados de la MEB: *a)* corresponde a la imagen de la superficie del biomaterial y su correspondiente microanálisis. En este caso, se pueden apreciar que la muestra está constituida por los elementos de carbono (C), potasio (K), oxígeno (O) y silicio (Si). Se enfatiza que en esta técnica analítica, en especial la altura de los picos, son directamente proporcionales a la concentración de los mismos elementos. Esto significa que en ese punto, en especial la biomasa tratada químicamente, está constituida por carbono y la altura de los picos de los otros elementos son mínimas. Se recalca que el microanálisis realizado es puntual, es decir, por muestra solamente se analiza un solo punto de la muestra. Asimismo, se muestra la apariencia superficial de la biomasa en cual se puede apreciar que su morfología posee diferentes tipos de poros; esto corrobora lo señalado por la isoterma de Freundlich, que señaló que la superficie del biomaterial es totalmente heterogénea.

En lo que corresponde al inciso *b)*, se detectó la presencia del cromo (Cr) sobre el biomaterial, esto corroboró su biosorción sobre el biomaterial, los picos restantes mostrados corresponden a los antes ya mencionados, que son carbono, silicio y potasio. El pico que aparece también es el correspondiente al azufre (S). Este pico se la



atribuye al tratamiento que recibió la biomasa con ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ), el cual contiene en su composición azufre, constituyendo el anión sulfato ( $SO_4$ )<sup>-2</sup>.

Este trabajo de investigación pretende interesar al estudiante de ciencias ambientales en este escenario de biosorción empleando materiales orgánicos de desecho, con el fin de que entienda en qué consiste este tratamiento destinado a remover elementos tóxicos disueltos en fase acuosa. Asimismo, conocer en qué consiste la ciencia básica, planteando los problemas de contaminación, desarrollar propuestas de solución pero, sobre todo, acercarlo a la ciencia experimental que es vital para los estudiantes de licenciatura que aspiran a realizar posgrados en investigación y experimentación.

## CONCLUSIONES

Al término de este trabajo de investigación se pueden establecer las siguientes conclusiones:

- El proceso de biosorción del Cr (VI) empleando el *Zea mays* alcanzó excelentes porcentajes (95%) a concentraciones bajas de soluciones sintéticas de dicho elemento.
- El tratamiento químico del biomaterial fue responsable del ajuste del fenómeno en el modelo de Freundlich, ya que dicho tratamiento propició que la superficie del biomaterial fuera heterogénea.
- El mecanismo de sorción establece que en los primeros cinco minutos de tratamiento, la mayor fracción del Cr (VI) es adsorbido por el *Zea mays*, esto se corroboró al analizar que este comportamiento es el mismo para todas las soluciones sintéticas del Cr (VI).
- Después de los cinco minutos de contacto entre el biomaterial y el Cr (VI), los incrementos de porcentajes de remoción son mínimos, esto debido a que los sitios activos que posee la biomasa tratada ya han sido ocupados en su mayoría por los iones del cromo.
- El fenómeno de adsorción estudiado se ajusta al modelo teórico de Freundlich, donde se establece que el Cr (VI) se adsorbe formando una monocapa sobre una superficie heterogénea.

## BIBLIOGRAFÍA

Acosta, I.; V. López, E. Coronado, J.F. Cárdenas y V.M. Martínez (2010), “Remoción de Cromo (VI) en solución acuosa por la biomasa de la cáscara de tamarindo”, en *BioTecnología*, vol. 14, núm. 3, pp. 11-23.

- Acosta, I.; J.F. Cárdenas y V.M. Martínez (2012), “El uso de diferentes biomásas para la eliminación de metales pesados en sitios contaminados”, en *Ide@s CONCYTEG*, vol. 7, núm. 85, Guanajuato, Gobierno del Estado de Guanajuato, pp. 911-922.
- Aguayo-Villarreal, I.; A. Bonilla-Petriciolet, V. Hernández-Montoya *et al.* (2011), “Batch and Column Studies of Zn<sup>2+</sup> Removal from Aqueous Solution Using Chicken Feathers as Sorbents”, en *Chemical Engineering Journal*, vol. 167, num. 1, febrero, pp. 67-76.
- Ahluwalia, S. y D. Goyal (2007), “Microbial and Plant Derived Biomass for Removal of Heavy Metals from Wastewater”, en *Bioresource Technology*, vol. 98, núm. 12, septiembre, pp. 2243-2257.
- Ahmady-Asbchin, S.; Y. Andrès, C. Gérente *et al.* (2008), “Biosorption of Cu(II) from Aqueous Solution by *Fucus Serratus*: Surface Characterization and Sorption Mechanisms”, en *Bioresource Technology*, vol. 99, núm. 14, septiembre, pp. 6150-6155.
- Alkorta I.; J. Hernández-Allica, J.M. Becerril *et al.* (2004), “Recent Findings on the Phytoremediation of Soils Contaminated with Environmentally Toxic Heavy Metals and Metalloids Such as Zinc, Cadmium, Lead, and Arsenic”, en *Review Environmental Science and Biotechnology*, vol. 3, núm. 1, pp. 71-90.
- Busetti, F.; S. Badoer, M. Cuomo *et al.* (2005), “Occurrence and Removal of Potentially Toxic Metals and Heavy Metals in the Wastewater Treatment Plant of Fusina”, en *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol. 44, núm. 24, octubre, pp. 9264-9272.
- Cañizares-Villanueva, R. (2000), “Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana”, en *Revista Latinoamericana de Microbiología*, vol. 42, pp. 131-14.
- Chang, W.; G. Hsu, S. Chiang *et al.* (2006), “Heavy Metal Removal from Aqueous Solution by Wasted Biomass from a Combined AS-Biofilm Process”, en *Bioresource Technology*, vol. 97, núm. 13, pp. 1503- 1508.
- Chojnacka, K. (2010), “Biosorption and Bioaccumulation – the Prospects for Practical Applications”, en *Environment International*, vol. 36, núm. 3, pp. 299-307, disponible en <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.12.001>>.
- Chojnacka, K. y I. Michalak (2009), “Using Wood and Bone Ash to Remove Metal Ions from Solutions”, en *Global NEST Journal*, vol. 11, núm. 2, pp. 205-217.
- Choksi, P. y V. Joshi (2007), “Adsorption Kinetic Study for the Removal of Nickel (II) and Aluminum (III) from an Aqueous Solution by Natural Adsorbents”, en *Desalination*, vol. 208, núms. 1-3, abril, pp. 216-231.
- Duarte, E.; J. Olivero y B. Jaramillo (2009), “Remoción de cromo de aguas residuales de curtiembres usando quitosán obtenido de desechos de camarón”, en *Scientia et Technica*, vol. 15, núm. 42, agosto, Pereira, Universidad Tecnológica de Pereira, pp. 290-295.

- El-Naas, M.; F. Al-Rub, I. Ashour *et al.* (2007), "Effect of Competitive Interference on the Biosorption of Lead (II) by *Chorella Vulgaris*", en *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, vol. 46, núm. 12, diciembre, pp. 1391-1399.
- Farag, S. y S. Kareem (2009), "Different Natural Biomasses for Lead Cation Removal", en *Carbohydrate Polymers*, vol. 78, núm. 2, septiembre, pp. 263-267.
- Gundogdu, A.; D. Ozdes, C. Duran *et al.* (2009), "Biosorption of Pb (II) Ions from Aqueous Solution by Pine Bark (*Pinus Brutia Ten.*)", en *Chemical Engineering Journal*, vol. 153, núms. 1-3, noviembre, pp. 62-69.
- Harmita, H.; K. Karthikeyan y P. Xue Jun (2009), "Copper and Cadmium Sorption Onto Kraft and Organosolv Lignins", en *Bioresource Technology*, vol. 100, núm. 24, diciembre, pp. 6183-6191.
- Hammaini, A.; F. González, A. Ballester *et al.* (2003), "Simultaneous Uptake of Metals by Activated Sludge", en *Minerals Engineering*, vol. 16, núm. 8, agosto, pp. 723-772.
- Heyden, H. y M. New (2004), "Groundwater Pollution on the Zambian Copperbelt: Deciphering the Source and the Risk", en *Science of the Total Environment*, vol. 327, núms. 1-3, pp. 17-30.
- Hidalgo-Vázquez, A.; R. Alfaro-Cuevas-Villanueva y L. Marquez-Benavides (2011), "Cadmium and Lead Removal from Aqueous Solutions Using Pine Sawdust as Biosorbent", en *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*, vol. 6, núm. 4, pp. 447-462.
- Higuera, O.; J. Arroyave y L. Florez (2009), "Diseño de un biofiltro para reducir el índice de contaminación por cromo generado en las industrias del curtido de cueros", en *Dyna*, año 76, núm. 160, diciembre, Medellín, Universidad Nacional de Colombia, pp. 107-119.
- Jha, Himendra; K. Tatsuya, S. Masatoshi *et al.* (2010), "Aluminum Microstructures on Anodic Alumina for Aluminum Wiring Boards", en *Asahikawa National College of Technology*, vol. 2, núm. 3, pp. 774-777.
- King P.; K. Anuradha, S. Lahari *et al.* (2008), "Biosorption of Zinc from Aqueous Solution Using *Azadirachta Indicabark*: Equilibrium and Kinetic Studies", en *Journal of Hazardous Materials*, vol. 152, núm. 1, marzo, pp. 324-329.
- Lu, S.; S. Gibb y E. Cochrane (2007), "Effective Removal of Zinc Ions from Aqueous Solutions Using Crab Carapace Biosorbent", en *Journal of Hazardous Materials*, vol. 149, núm. 1, octubre, pp. 208-217.
- Martín, M.A. (2008), "Caracterización y aplicación de biomasa residual a la eliminación de metales pesados", tesis doctoral, Granada, Universidad de Granada, disponible en <<http://0-hera.ugr.es.adrastea.ugr.es/tesisugr/17514629.pdf>>.
- Martino, M.; A. Turner y G. Millward (2003), "Influence of Organic Complexation on the Adsorption Kinetics of Nickel in River Waters", en *Environmental Science and Technology*, vol. 37, núm. 11, pp. 2383-2388.

- Massara, H.; C. Mulligan y J. Hadjinicolaou (2008), "Hexavalent Chromium Removal by Viable, Granular Anaerobic Biomass", en *Bioresource Technology*, vol. 99, núm. 18, diciembre, pp. 8637-8642.
- Mendoza, J. (2010), "Biosorción de cromo, arsénico y plomo de soluciones acuosas por cultivos bacterianos en suspensión", en *Colegio de Ingeniería Ambiental*, vol. 1, núm. 2, pp. 67-73.
- Mendoza, S.; M. Van Nieuwkoop, R. Tripp y J. Velázquez (1993), *El sistema de labranza de conservación en maíz de temporal. Síntesis de los estudios de diagnóstico realizados de proyecto durante el ciclo PV-92*, México, Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo.
- Naja, G.; V. Murphy y B. Volesky (2010), "Biosorption, Metals", en M. Flickinger (ed.), *Wiley Encyclopedia of Industrial Biotechnology*.
- Özer, A. y H.B. Pirinççi (2006), "The Adsorption of Cd (II) Ions on Sulphuric Acid-Treated Wheat Bran", en *Journal of Hazardous Materials*, vol. 137, núm. 2, septiembre, pp. 849-855.
- Pagnanelli, F.; M. Trifoni, F. Beolchini *et al.* (2001), "Equilibrium Biosorption Studies in Single and Multi-Metal Systems", en *Process Biochemistry*, vol. 37, núm. 2, octubre, pp. 115-124.
- Pan, B., J. Wu, P. Pan, L. Lv, W. Zhang, L. Xiao, X. Wang, X. Tao y S. Zheng (2009), "Development of Polymer – Based Nanosized Hydrated Ferric Oxides (HFOS) for Enhanced Phosphate Removal from Wastewater", en *Water Research*, vol. 43, núm. 17, pp. 4421-4429, disponible en <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135409004424?via%3Dihub>>.
- Rae, I.; S. Gibb y L. Shuguang (2009), "Biosorption of Hg from Aqueous Solutions by Crab Carapace", en *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, núms. 2-3, pp. 1601-1604.
- Ramos, K.; A. Navarro, L. Chang *et al.* (2004), "Evaluación de nuevos biosorbentes para la remoción de cadmio (II): estructura vs capacidad de adsorción", en *Revista de la Sociedad Química del Perú*, vol. 70, núm. 3, Lima, pp. 136-146.
- Reyes E.; F. Cerino y M. Suárez (2006), "Remoción de metales pesados con carbón activado como soporte de biomasa", en *Ingenierías*, vol. 39, núm. 31, pp. 59-64.
- Robinson-Lora, M.A. y R.A. Brennan (2009), "Efficient Metal Removal and Neutralization of Acid Mine Drainage by Crab-Shell Chitin Under Batch and Continuous-Flow Conditions", en *Bioresource Technology*, vol. 100, núm. 21, pp. 5063-5071.
- Romera, E.; F. González, A. Ballester, M.L. Blázquez, J.A. Muñoz (2008), "Biosorption of Heavy Metals by *Fucus Spiralis*", en *Bioresource Technology*, vol. 99, núm. 11, pp. 4684-4693, <DOI: 10.1016/j.biortech.2007.09.081>.
- Singh, R.; R. Chadetrik, R. Kumar *et al.* (2010), "Biosorption Optimization of Lead (II), Cadmium (II) and Copper (II) Using Response Surface Methodology and

- Applicability in Isotherms and Thermodynamics Modeling”, en *Journal of Hazardous Materials*, vol. 174, núms. 3-4, pp. 623-634.
- Solisio, C.; A. Lodi, D. Soletto *et al.* (2008), “Cadmium Biosorption on Spirulina Platensis Biomass”, en *Bioresource Technology*, vol. 99, núm. 13, septiembre, pp. 5933-5937.
- Tamer, A. y S. Tunali (2006), “Biosorption Characteristics of Aspergillus Flavus Biomass for Removal of Pb (II) and Cu (II) Ions from an Aqueous Solution”, en *Bioresource Technology*, vol. 97, núm. 15, octubre, pp. 1780-1787.
- Turk, A.; J. Turk y J. Wittes (1972), *Ecología-contaminación-medioambiente*, México, Nueva Editorial Interamericana.
- Turk, A., J. Turk y J.T. Wittes (1973), *Ecología-contaminación-medioambiente*, México, Nueva Editorial Interamericana.
- Volesky, B. (2007), “Biosorption and me”, en *Water Research*, vol. 41, núm. 18, pp. 4017-4029.
- Wang, J. y C. Chen (2006), “Biosorption of Heavy Metals by Saccharomyces Cerevisiae: A review”, en *Biotechnology Advances*, vol. 24, núm. 5, septiembre-octubre, pp. 427-451.
- Wetterhahn, K.; M. Tsapakos y T. Hampton (1983), “Chromium (VI)-induced DNA Lesions and Chromium Distribution in Rat Kidney, Liver and Lung”, en *Cancer Research*, vol. 43, núm. 12, pp. 5662-5667.
- World Health Organization (WHO) (2011), “Guidelines for Drinking-Water”, Ginebra, WHO, disponible en <[http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf)>.
- Xiong J.B. y Q. Mahmood (2010), “Adsorptive Removal of Phosphate from Aqueous Media by Peat”, en *Desalination*, vol. 259, núms. 1-3, pp. 59-64.