

TECNOLÓGICO DE ESTUDIOS SUPERIORES DE TIANGUISTENCO

DIVISIÓN DE INGENIERÍA AMBIENTAL

OPCIÓN IX
TESIS

ESTUDIO DEL PROCESO EN CONTINUO DE LA REMOCIÓN DE Cr(VI)
CON CA_{TD}

Que para obtener el Título de
INGENIERO AMBIENTAL

PRESENTA

TERESA DE JESUS ARAMIL DE LEÓN

ASESOR:
DRA. MIRIAM JENIFFER JIMÉNEZ CEDILLO

MAYO 2022

ÍNDICE

RESUMEN.....	vi
ABSTRACT	vii
INTRODUCCIÓN.....	viii
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
JUSTIFICACIÓN	4
HIPÓTESIS	6
OBJETIVOS	6
OBJETIVO GENERAL.....	6
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	6
1. Generalidades	8
1.1 El agua	8
1.2 Contaminación del agua	9
1.2.1 Agua potable	10
1.2.2 Aguas residuales industriales	10
1.3 Metales pesados.....	11
1.3.1 Cromo (VI).....	11
1.3.2 Usos del Cromo (VI).....	12
1.3.3 El cromo en la naturaleza	12
1.3.4 Efectos del Cromo (VI).....	13
1.3.4.1 Efectos en el agua.....	13
1.3.4.2 Efectos en el ambiente	14
1.3.4.3 Efectos en la salud.....	14
1.4 Tratamientos de remoción de metales pesados.....	14
1.4.1 Filtración por membrana	15
1.4.2 Electrodialisis	15
1.4.3 Fotocatálisis.....	16
1.4.4 Osmosis inversa	16
1.4.5 Precipitación química	17
1.4.6 Adsorción	17
1.5 Proceso de sorción en continuo.....	19

1.5.1 Curva de ruptura	21
1.6 Modelos matemáticos para describir el proceso de adsorción en columna	21
1.6.1 Modelo Adams-Bohart	22
1.6.2 Modelo Thomas	22
1.6.3 Modelo Yoon-Nelson.....	23
1.7 Materiales adsorbentes	23
1.7.1 Carbones activados a partir de residuos agrícolas	24
1.7.1.1 Carbón activado a partir de <i>Typha domingensis</i>	25
2. Desarrollo experimental	28
3. Resultados y Discusión	35
Conclusiones.....	49
Recomendaciones.....	52
Referencias	54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Estructura molecular del agua.....	8
Figura 1.2 Ciclo del Cromo.....	12
Figura 1.3 Tratamiento de adsorción en agua.....	18
Figura 1.4 Perfil de concentración en un proceso de adsorción en continuo.....	20
Figura 1.5 Curva de ruptura	21
Figura 1.6 Planta <i>Typha Domingensis</i>	26
Figura 2.1 Diagrama general del desarrollo experimental.....	28
Figura 2.2 Representación del montaje de la columna de lecho fijo.....	30
Figura 3.1 Curvas de ruptura de la interacción CA_{TD} – Cr(VI) a diferentes flujos.....	35
Figura 3.2 Curvas de ruptura de la interacción CA_{TD} – Cr(VI) a diferentes concentraciones del contaminante.....	38
Figura 3.3 Curvas de ruptura de la interacción CA_{TD} – Cr(VI) a diferentes lechos fijos.....	40
Figura 3.4 Curva de ruptura de las mejores condiciones de cada parámetro evaluado.....	42
Figura 3.5 Curva de ruptura de remoción de Cr(VI) ajustadas al modelo de Adams-Bohart.....	43
Figura 3.6 Curva de ruptura de remoción de Cr(VI) ajustadas al modelo de Thomas.....	44
Figura 3.7 Curva de ruptura de remoción de Cr(VI) ajustadas al modelo de Yoon-Nelson.....	46

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Estado del arte.....	26
Tabla 3.1 Puntos de ruptura y de saturación a diferentes flujos.....	36
Tabla 3.2 Valores obtenidos en la remoción de Cr(VI) a diferentes flujos.....	37
Tabla 3.3 Puntos de ruptura y de saturación a diferentes concentraciones.....	38
Tabla 3.4 Valores obtenidos en la remoción de Cr(VI) a diferentes concentraciones.....	39
Tabla 3.5 Puntos de ruptura y de saturación a diferentes lechos fijos.....	41
Tabla 3.6 Valores obtenidos en la remoción de Cr(VI) a diferentes lechos fijos.....	41
Tabla 3.7 Parámetros del modelo de Adams-Bohart en la remoción de Cr(VI) a partir de CA_{TD} con las diferentes columnas.....	44
Tabla 3.8 Parámetros del modelo de Thomas en la remoción de Cr(VI) a partir de CA_{TD} con las mejores columnas.....	45
Tabla 3.9 Parámetros del modelo de Yoon-Nelson en la remoción de Cr(VI) a partir de CA_{TD} con las diferentes columnas.....	47

ACRÓNIMOS

Cr(VI): Cromo hexavalente

CA_{TD}: Carbón activado obtenido a partir de *Typha domingensis*

NOM: Norma Oficial Mexicana

SSA1: Comité Consultivo Nacional de Normalización de Control y Fomento Sanitario

SEMARNAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

MTZ: Zona de transferencia de masa

RESUMEN

La contaminación de los cuerpos de agua por metales pesados es uno de los mayores problemas ambientales ya que representa una amenaza para los seres humanos y las especies que habitan en ellos, surgiendo así la necesidad de eliminar o degradar estos contaminantes a niveles permitidos para su posterior vertido a los cuerpos de agua.

El objetivo principal de este trabajo fue determinar la cantidad de Cr(VI) en soluciones acuosas después del proceso de sorción en continuo con carbón activado obtenido de *Typha domingensis* (CA_{TD}). Se evaluó el comportamiento dinámico de la sorción de Cr(VI) variando 3 parámetros: el flujo de entrada de la solución, la concentración inicial del contaminante y la altura del lecho fijo del material adsorbente.

La determinación de la cantidad de Cr(VI) se llevó a cabo de acuerdo con la NMX-AA-044-SCFI-2014 mediante espectrofotometría UV-Vis a una longitud de onda de 540 nm empleando como reactivo 1,5 difenilcarbazida. Los datos obtenidos en la columna de adsorción se ajustaron a los modelos de Adams-Bohart, Thomas y Yoon-Nelson para analizar las curvas de ruptura.

El valor máximo de sorción de Cr(VI) obtenido fue de 3.9791 mg/g de acuerdo a los parámetros evaluados en el comportamiento de la columna a un flujo de 0.427 mL/min a una concentración inicial de Cr(VI) de 50 mg/L y una masa de 0.3 g de CA_{TD}.

ABSTRACT

Contamination of water bodies by heavy metals is one of the biggest environmental problems since it represents a threat to humans and the species that inhabit them, thus arising the need to eliminate or degrade these pollutants to permitted levels for their subsequent spilled into bodies of water.

The main objective of this work was to determine the amount of Cr(VI) in aqueous solutions after the continuous sorption process with activated carbon obtained from *Typha domingensis* (CA_{TD}). The behavior of Cr(VI) sorption was evaluated by varying 3 parameters: the inlet flow of the solution, the initial concentration of the contaminant and the height of the fixed bed of the adsorbent material.

The amount of Cr(VI) was determined in accordance with NMX-AA-044-SCFI-2014 by UV-Vis spectrophotometry at $\lambda=540$ nm using 1,5-diphenylcarbazide as a reagent. The modeling of the data obtained in the adsorption column was carried out using the Adams-Bohart, Thomas and Yoon-Nelson kinetic models to analyze the rupture curves.

The maximum Cr(VI) sorption value obtained was 3.9791 mg/g according to the parameters evaluated in the behavior of the column at a flow of 0.427 mL/min at a Cr(VI) initial concentration of 50 mg/L and a mass of 0.3 g of CA_{TD}.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de cuerpos de agua por metales pesados es muy grande debido a las actividades realizadas por industrias como la minera, la metalúrgica, entre otras. Los metales pesados no son biodegradables, son altamente reactivos, persistentes y tóxicos, incluso a bajas concentraciones, por lo que se les considera un gran peligro para la estabilidad del medio ambiente y la salud de los seres humanos.

Ante esta problemática se han evaluado diversas técnicas para remover metales pesados del agua, sin embargo, la mayoría de ellas requieren inversiones económicas elevadas, necesitan grandes infraestructuras o no presentan una adecuada remoción de los contaminantes.

Por esa razón surgen alternativas tales como la adsorción con carbón activado, que utiliza materiales que se encuentran en la naturaleza de manera abundante; entre sus ventajas se destaca ser un proceso muy rápido, eficaz y menos costo. Estudios realizados muestran que la adsorción por carbón activado presenta altos niveles de remoción de iones metálicos como el Plomo (Pb), Zinc (Zn), Cobre (Cu), Cromo (Cr) principalmente.

En este trabajo se evaluó la capacidad de sorción de Cr(VI) en soluciones acuosas en un proceso en continuo con carbón activado obtenido de *Typha domingensis* (CA_{TD}) variando el flujo de entrada a la columna, la concentración del contaminante y el tamaño del lecho fijo.

El presente trabajo de investigación está compuesto por tres capítulos,

En el Capítulo I. Generalidades, se encuentra la información teórica más importante referente al tema de estudio que es la adsorción de cromo (VI), se describe la contaminación del agua por metales pesados, propiedades del cromo (VI) así como su uso y efectos en el medio ambiente, agua y salud. Se mencionan algunas

técnicas de remoción de metales pesados, destacando la adsorción por carbón activado en un proceso en continuo, los modelos matemáticos que se utilizaron para describir el proceso de sorción en la columna, propiedades de los adsorbentes obtenidos a partir de residuos agrícolas, así como de la *Typha domingensis*.

En el Capítulo II. Desarrollo experimental, se describen los pasos realizados para evaluar el comportamiento del proceso de sorción y se divide en 3 fases de acuerdo con los parámetros evaluados: Variación del flujo de entrada a la columna, variación de la concentración de Cr(VI) a la entrada de la columna y variación del tamaño del lecho fijo en la columna. También se describe como se determinó la cantidad de Cr(VI), así como el tratamiento que se le dio a las muestras y el análisis de datos de la columna.

En el Capítulo III. Resultados y discusión, se muestran los resultados obtenidos en cada una de las fases del desarrollo experimental y la descripción del proceso por medio de modelos matemáticos.

Por último, en la parte de Conclusiones, se encuentran los datos y la información destacada que se encontró en el desarrollo del proyecto, mostrando la capacidad de remoción que presenta el CA_{TD} en un proceso de sorción en continuo.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El cromo entra en el aire, agua y suelo a través de procesos naturales y actividades humanas. En los ecosistemas acuáticos, el Cr(VI) se encuentra principalmente en forma soluble, que puede ser lo suficientemente estable como para ser transportado por el agua. Se ha comprobado que se acumulan en muchas especies acuáticas, especialmente en peces que se alimentan del fondo, como el bagre (*Ictalurus nebulosus*), en los bivalvos, como la ostra (*Crassostrea virginica*), el mejillón azul (*Mytilus edulis*) y la almeja de caparazón blando (Chávez Porras, 2010).

Los cultivos contienen sistemas para gestionar la toma de Cromo para que esta sea lo suficientemente baja como para no causar cáncer. Pero cuando la cantidad de cromo en el suelo aumenta, esto puede aumentar las concentraciones en los cultivos. La acidificación del suelo puede también influir en la captación de cromo por los cultivos (Roig, 2006).

La absorción de cromo en los seres humanos se hace fundamentalmente por tres vías: oral, respiratoria y dérmica. Al entrar en el organismo es distribuido a la médula ósea, pulmones, ganglios linfáticos, bazo, riñón e hígado (Molina et al., 2010).

La exposición al cromo provoca una disminución significativa de moléculas antioxidantes de tipo no enzimático como el glutatión, tioles no proteicos, vitamina C, así como de las actividades de las enzimas antioxidantes glutatión peroxidasa y superóxido dismutasa (Becerra-Torres et al., 2014).

Numerosos estudios demuestran que el cromo causa efectos nefrotóxicos desde el punto de vista bioquímico, estructural y funcional. El cromo es un xenobiótico de acción sistémica, mientras que el Cr(VI) es mil veces más tóxico que el Cr(III). El riñón es uno de los órganos blandos que sufre mayor daño en condiciones de exposición a este agente (Becerra-Torres et al., 2014).

Se ha observado que algunos complejos de Cr(VI) causan daño oxidativo al ADN en ausencia de agentes reductores y, en contraparte, la estabilización de este xenobiótico por medio de ligandos biológicos que incluyen carbohidratos, glicoproteínas y derivados del ácido siálico (Bartholomäus et al., 2013).

La exposición ocupacional al Cr(VI) es una causa bien establecida de efectos adversos para la salud de la piel. Los efectos son el resultado de dos procesos distintos: reacciones irritantes, tales como úlceras en la piel y dermatitis de contacto, y, en ocasiones, hipersensibilidad retardada. En algunas ocasiones se ha observado conjuntivitis (Domingo-Pueyo et al., 2014).

La exposición puntual a este compuesto causa irritación en mucosas, mientras que una exposición intermedia o crónica deriva en afecciones más severas como: epistaxis, rinorrea crónica, prurito, dolor nasal, perforaciones y ulceración del tabique nasal, bronquitis, neumoconiosis, disminución de la función pulmonar, asma y neumonía.

La exposición oral aguda en humanos produce efectos gastrointestinales adversos como: dolor abdominal, vómito, ulceración gastrointestinal, hemorragia, necrosis y diarrea con sangre. La exposición laboral a Cr(VI) se ha relacionado con un incremento en el desarrollo de cáncer del tracto respiratorio, principalmente de índole nasal y broncogénico (Ovalles Pérez & Uribe Nobrega, 2014).

Los elementos como el Cr(VI) deben ser regulados bajo normas tanto en el agua potable como residual a causa de los efectos que puede provocar en la salud de los humanos. Los parámetros que se deben tomar en cuenta son la concentración, la actividad de donde provienen y el tiempo de exposición; nombrando algunas de ellas a continuación.

La NOM-127-SSA1-1994, establece los límites permisibles de calidad en el agua potable para uso y consumo humano, que deben cumplir los sistemas de abastecimiento públicos y privados. El parámetro que establece para el Cromo es de 0.05 mg/L.

En la NOM-001-SEMARNAT-2021 se establecen los límites máximos permisibles de Cromo en el agua residual, siendo un promedio diario de 0.75 mg/L para embalses, lagos y lagunas.

La importancia de utilizar precursores lignocelulósicos es que estos han atraído mucho la atención para desarrollar carbones activados con capacidad de remover metales pesados de soluciones acuosas, debido a su fácil disponibilidad, bajo o nulo costo, para su uso en plantas de tratamiento de agua. Por lo anterior este trabajo utilizó un carbón activado obtenido de *Typha domingensis* (CA_{TD}), y se evaluó su eficiencia de adsorción en sistemas dinámicos con diferentes condiciones, para determinar parámetros óptimos para un escalamiento del proceso.

JUSTIFICACIÓN

La contaminación de los cuerpos de agua por metales pesados es uno de los mayores problemas ambientales en la actualidad (Albis Arrieta et al., 2017). Los metales pesados son altamente reactivos, persistentes y tóxicos, incluso a bajas concentraciones, por lo que se les considera un gran peligro para la estabilidad del medio ambiente y la salud pública (Netzahuatli-Muñoz et al., 2010). Proviene de infinidad de actividades industriales como de pinturas, la fabricación de baterías, recubrimientos, impresiones, fertilizantes, plaguicidas y textiles.

El Cromo (VI) es un metal tóxico, inodoro e insípido, es sumamente carcinogénico, debido a la rápida permeabilidad a través de las membranas biológicas y a su facilidad para interactuar con macromoléculas intracelulares. Altas concentraciones de este metal en las aguas superficiales, puede dañar a los peces que se encuentran cerca de donde se realiza el vertido del agua contaminada.

También afecta en la salud de los seres humanos, cuando existe contacto con la piel, puede causar reacciones alérgicas, como erupciones cutáneas. Otros problemas son: malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado, alteración del material genético, cáncer de pulmón y puede causar hasta la muerte (Molina et al., 2010).

Existen técnicas tradicionales para remover el Cromo (VI) de las aguas residuales como: precipitación química, intercambio iónico, membranas, reducción, extracción con solventes, ósmosis, entre otras. Sin embargo estas técnicas son muy costosas e ineficientes en la remoción de metales en concentraciones iniciales a 100 mg/L, además de generar lodos residuales altamente contaminantes (Tejada Tovar et al., 2015).

Por ello es importante generar métodos de tratamientos viables y fáciles en su manejo, uno de ellos es la adsorción siendo considerada favorable debido a su alta

eficiencia incluso a bajas concentraciones del metal, en donde se han obtenido múltiples adsorbentes como el carbón activado (Mohanty et al., 2014).

El carbón activado (CA) es un adsorbente de tipo carbonoso que se caracteriza por poseer una alta superficie específica, porosidad alta y presencia de grupos funcionales en su superficie; lo que le otorga una gran capacidad de adsorción de metales pesados en soluciones acuosas (Pellegrini et al., 2018).

En este proyecto se evaluará la adsorción del Cromo (VI) en un proceso en continuo, variando el flujo de entrada a la columna, anteriormente se ha evaluado el material a utilizado en un proceso en Batch y ha resultado ser muy eficiente para remover dicho contaminante, sin embargo, para poder obtener una aplicación se requiere evaluar el proceso de sorción en continuo.

HIPÓTESIS

El carbón activado obtenido a partir de *Typha domingensis* (CA_{TD}) removerá mayor cantidad de Cr(VI) de soluciones acuosas en un proceso de flujo continuo cuando se tiene un flujo mayor.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar la cantidad de Cr(VI) en soluciones acuosas después del proceso de sorción en continuo con carbón activado obtenido de *Typha domingensis* variando el flujo de entrada a la columna, la concentración del contaminante y el tamaño del lecho fijo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Evaluar el comportamiento de la sorción de Cr(VI) en una columna empacada con CA_{TD}, variando el flujo de entrada de solución acuosa.
- b) Obtener el comportamiento de la sorción de Cr(VI) en una columna empacada con CA_{TD}, variando la concentración inicial del contaminante.
- c) Evaluar el comportamiento de la sorción de Cr(VI) en una columna empacada con CA_{TD}, variando la altura del lecho fijo del material adsorbente.
- d) Aplicar modelos matemáticos con los datos obtenidos para determinar parámetros de operación en flujo continuo.

CAPITULO I.

GENERALIDADES

1. Generalidades

1.1 El agua

El agua es un compuesto que se forma a partir de la unión, mediante enlaces covalentes, de dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno; su fórmula molecular es H_2O y se trata de una molécula muy estable. El agua es una sustancia elemental que permite la vida en nuestro planeta, es un líquido incoloro, inodoro e insípido, que en grandes masas adquiere un color azul.

En la estructura de la molécula los dos átomos de hidrógeno y el de oxígeno están dispuestos en un ángulo de 105° , lo cual le confiere características relevantes. Es una molécula dipolar en la que el átomo de oxígeno central comparte un par de electrones con cada uno de los dos átomos de hidrógeno con un exceso de carga negativa junto al oxígeno, compensada por otra positiva repartida entre los dos átomos de hidrógeno (FONDO PARA LA COMUNICACIÓN Y LA EDUCACIÓN AMBIENTAL [FCEA], s.f.).

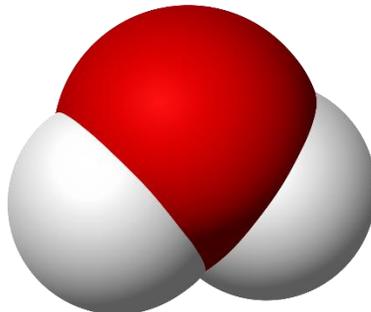


Figura 1.1 Estructura molecular del agua (Peón, 2007)

El agua cubre más del 70 % de la superficie del planeta; se la encuentra en océanos, lagos, ríos; en el aire, en el suelo. Es la fuente y el sustento de la vida, contribuye a regular el clima del mundo y con su fuerza formidable modela la Tierra. Posee propiedades únicas que la hacen esencial para la vida. Es un solvente extraordinario, un reactivo ideal en muchos procesos metabólicos; tiene una gran

capacidad calorífica y tiene la propiedad de expandirse cuando se congela (Fernandez, 2012).

En México, la disponibilidad de agua por habitante, en promedio, es baja en comparación con otros países, debido a la sobrepoblación. La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece que menos de 5 mil metros cúbicos de agua por habitante al año representa una baja disponibilidad (CONAGUA, 2012). Asimismo, destaca que una persona requiere al día entre 20 y 100 litros de agua para realizar todas sus actividades cotidianas, sin embargo, en México cada habitante ocupa a diario, en promedio, 200 litros (Luna & Carla, 2015).

1.2 Contaminación del agua

Cuando se habla de calidad del agua se alude a las propiedades o características que debe tener para usos específicos. Por ejemplo, el agua tratada que se utiliza para riego o en fuentes no es apta para consumo humano, o el agua que se empleó en el lavado de ropa no es apropiada para riego de plantas, pero sí para la limpieza del hogar.

Existen tres fuentes de contaminación del agua:

- I. Biológica. Producida por microorganismos, como bacterias, virus y protozoarios provenientes de materia orgánica, generalmente de tipo fecal o de residuos alimenticios.
- II. Física. Generada a partir de desechos sólidos (basura) arrojados en los cuerpos de agua.
- III. Química. Originada en general por los procesos industriales y las fábricas, por ejemplo al teñir pieles para calzado o vestido (Luna & Carla, 2015).

Se dice que el agua está contaminada cuando los agentes contaminantes repercuten negativamente en su calidad para el consumo humano, para usos posteriores o para el bienestar de los ecosistemas. Es la contaminación que ocurre en cualquier espacio que alberga agua: ríos, lagos, acuíferos o incluso el mar.

Al ser una molécula polar, el agua tiene gran capacidad de establecer enlaces de hidrógeno con otras moléculas. Debido a esto puede diluir un gran número de sustancias por lo que es considerada el “disolvente universal”. Esta característica hace que los contaminantes, principalmente los químicos que llegan a este recurso, por vertidos o arrastre, alteren en forma significativa su calidad.

1.2.1 Agua potable

La NOM-127-SSA1-1994, define al agua para consumo humano como aquella que no contiene contaminantes objetables, ya sean químicos o agentes infecciosos y que no causa efectos nocivos al ser humano.

Según la OMS (Organización Mundial de la Salud); el agua tiene que cumplir los siguientes requisitos para ser potable:

1. No debe tener contaminantes de ningún tipo, ya que pueden perjudicar el organismo.
2. Ha de tener una proporción adecuada de gases y sales disueltas.
3. Tiene que ser incolora, inodora y de sabor agradable.

Para que el agua sea apta para el consumo humano debe ser sometida a un proceso de potabilización en una planta potabilizadora (El agua es vida, 2013).

1.2.2 Aguas residuales industriales

Las aguas residuales se definen como aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, domésticos, así como la mezcla de ellas (Rodríguez & Duran, 2006).

Las aguas residuales industriales son las que proceden de cualquier giro industrial, en cuyo proceso de producción, transformación o manipulación donde se utilice agua, estas aguas presentan una gran cantidad de contaminantes que tienen una

acción compleja sobre el medio ambiente, afectando el desarrollo natural de los ecosistemas.

La clasificación de las aguas residuales puede hacerse de diferente forma. Se pueden catalogar según su cantidad y tipo de sustancias químicas, según sus características microbiológicas, según su porcentaje de materia en suspensión o, lo que es más común, según su procedencia.

1.3 Metales pesados

Son elementos químicos que tienen una densidad mayor a 5 g/cm^3 , no son biodegradables, se acumulan en el ambiente, son altamente reactivos, persistentes y tóxicos, incluso a bajas concentraciones, por lo que se les considera un gran peligro para la estabilidad del medio ambiente y la salud pública (Albis Arrieta et al., 2017).

1.3.1 Cromo (VI)

El Cromo es un metal tóxico inodoro e insípido, se encuentra principalmente en rocas, animales, plantas y el suelo. Puede existir en sus formas iónicas: trivalente Cr(III) y hexavalente Cr(VI), dependiendo del pH de la solución, siendo el Cr(VI) el más tóxico y el que tiene mayor movilidad en solución.

El Cromo (VI) es un oxidante altamente tóxico es sumamente carcinogénico, mutagénico y teratogénico, debido a la rápida permeabilidad a través de las membranas biológicas y a su facilidad para interactuar con macromoléculas intracelulares (Tejada Tovar et al., 2015).,En la Figura 1.2, se observa cómo actúan las diferentes especies del cromo en la naturaleza.

para procesos metabólicos de glucosa e insulina en seres humanos y generación de energía en plantas, animales, entre otros organismos, sin embargo, cuando es hexavalente (Cr(VI)) puede crear efectos adversos por su alta toxicidad (Horizons et al., 2018).

1.3.4 Efectos del Cromo (VI)

El cromo hexavalente Cr(VI) es la forma más tóxica de este metal, ya que es un potente oxidante de la materia orgánica, es sumamente carcinogénico, mutagénico y teratogénico. Se ha demostrado que es 100 veces más tóxico y 1000 veces más mutagénico que la forma trivalente. Actualmente el Cr(VI) se considera un contaminante prioritario en muchos países (Netzahuatl-Muñoz et al., 2010).

1.3.4.1 Efectos en el agua

El cromo hexavalente es considerado como uno de los contaminantes de mayor impacto. Es comúnmente liberado a cuerpos de agua naturales como descarga de una amplia variedad de aguas residuales procedentes de la actividad industrial (Fluence, 2020).

La procedencia de metales pesados presentes en aguas residuales se asocia a industrias que carecen de plantas de tratamiento. Ocurre por la descarga de desechos derivados de la manufactura de colorantes y pigmentos para el curtido de cueros; la mayor parte de las veces, el cromo se va al fondo y sólo una pequeña parte se diluye en el agua (Molina, et al. 2010).

El cromo hexavalente es un contaminante peligroso, ya que se propaga fácilmente a través de los sistemas acuáticos superficiales y en las aguas subterráneas. Altas concentraciones de este metal, en las aguas superficiales, pueden dañar a los peces que se encuentran cerca de donde se realiza el vertido del agua contaminada (Water Treatment, 2022).

1.3.4.2 Efectos en el ambiente

La concentración de cromo en el aire en forma de material particulado puede aumentar como resultado de la quema de carbón y petróleo, la producción de acero, soldadura de acero inoxidable, manufactura de productos químicos y uso de productos que contienen cromo. El suelo también puede contaminarse, debido al depósito de residuos de la industria y cenizas de carbón provenientes de plantas generadoras de electricidad.

Los cultivos contienen sistemas para gestionar la toma de cromo para que esta sea lo suficientemente baja como para no causar cáncer. Pero cuando la cantidad de cromo en el suelo aumenta, esto puede aumentar las concentraciones en los cultivos. La acidificación del suelo puede también influir en la captación de cromo por los cultivos.

1.3.4.3 Efectos en la salud

El Cromo (VI) es un peligro para la salud de los humanos, mayoritariamente para la gente que trabaja en la industria del acero y textil, causa varios efectos sobre la salud.

Cuando existe contacto con la piel, puede causar reacciones alérgicas, como erupciones cutáneas. Después de ser respirado el Cromo (VI) puede causar irritación de la nariz y sangrado de la nariz. Otros problemas de salud son: malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado, alteración del material genético, cáncer de pulmón y puede causar hasta la muerte (Becerra-Torres et al., 2014).

1.4 Tratamientos de remoción de metales pesados

Las técnicas de tratamiento de metales pesados en las aguas residuales dependen de diferentes factores, se emplean para la remoción de estos contaminantes metálicos en aguas residuales generalmente de origen industrial.

1.4.1 Filtración por membrana

La filtración por medio de membranas es un proceso donde ésta desempeña el papel de una barrera selectiva que restringe el pasaje de determinados compuestos tales como: iones, compuestos orgánicos, etc. (Ribeiro et al., 2007).

Esta tecnología presenta altas eficiencias, requiere poco espacio, no es selectiva y es de fácil operación, pero genera una gran cantidad de lodos que contienen metales. Se emplea en procesos para el tratamiento de agua potable, aguas residuales industriales y en menor medida aguas residuales domésticas (Caviedes Rubio et al., 2015).

La separación por membrana se emplea comúnmente para tratar y recuperar sales metálicas de residuos generados en procesos galvanoplásticos.

La filtración por membranas es una tecnología basada en la presión y el tamaño de las partículas a filtrar, por lo tanto el tamaño de los poros de las membranas varía al igual que el peso de los sólidos suspendidos en la mezcla agua aceite, este puede estar entre 100 y 5 μm (Calvo Brenes et al., 2010).

1.4.2 Electrodialisis

La electrodialisis es un proceso de separación electroquímico, en el que los iones pasan a través de una membrana de intercambio iónico por la acción de una corriente continua. Para controlar el movimiento de los iones en el recipiente que contiene la disolución y los electrodos, se colocan varias membranas que forman compartimentos independientes (Cegarra Luzón, 2014).

Es una técnica de descontaminación que puede remover componentes iónicos de soluciones acuosas empleando membranas permeables selectivas en un campo eléctrico constante (Caviedes Rubio et al., 2015). Los iones relativamente pequeños pasan rápidamente a través de las membranas, pero iones orgánicos grandes y las

partículas coloidales migran a las superficies de las membranas, ensuciándolas u obstruyéndolas y reducen su eficiencia.

1.4.3 Fotocatálisis

Técnicamente, la fotocatálisis heterogénea consiste en producir radicales libres, para obtener la eliminación de compuestos orgánicos y/o inorgánicos presentes en aguas, debido a los procesos de degradación, mineralización y reducción de metales que pueden generarse.

Se ha utilizado para la descontaminación de aguas residuales, que contienen colorantes e indicadores, debido a que este proceso de oxidación avanzada genera la degradación y mineralización de estos contaminantes en muchos efluentes líquidos. Es importante destacar que este proceso es viable, ya que posee un bajo costo al utilizar una fuente inagotable y gratuita como es la radiación solar (Benavides et al., 2011).

1.4.4 Osmosis inversa

La osmosis es el fenómeno por el cual un solvente pasa a través de una membrana semipermeable de una disolución diluida para lograr un equilibrio iónico entre ambos lados de la membrana. En la naturaleza, este fenómeno se manifiesta en las paredes celulares, que regulan la hidratación de la célula y el intercambio iónico entre la célula y el espacio intersticial.

La osmosis inversa es el proceso de transferir solvente a través de una membrana semipermeable desde una disolución concentrada a una diluida. La mayor parte de la energía en un sistema de osmosis inversa es usada para la bomba de agua que hace fluir el agua por las membranas y vence la presión osmótica necesaria para hacer fluir el agua a través de la membrana semipermeable (Vazquez, 2017).

Los factores más influyentes que pueden cambiar la operación de un equipo de osmosis inversa y por consecuencia su eficiencia son el pH, la viscosidad y la temperatura.

1.4.5 Precipitación química

A nivel industrial es la técnica más utilizada debido a su relativa facilidad para operarse, es una técnica económica y selectiva en cuanto a su proceso, sin embargo, a nivel de mantenimiento esta técnica si resulta costosa debido a la alta generación de lodos por parte de esta (Pabón et al., 2020)

Entre los tratamientos de precipitación química más usadas esta la precipitación por hidróxidos, la cual es una técnica de bajo costo, fácil control del pH y eliminación por floculación y sedimentación, aunque también se usa precipitación por sulfuros la cual presenta solubilidades bajas y precipitados no anfóteros (Pabón et al., 2020).

En algunos casos se han empleado agentes quelantes, aunque estos últimos presentan desventajas significativas, como la carencia de uniones necesarias, además de demasiados riesgos a nivel ambiental. Con el fin de formar un precipitado del metal, los agentes químicos adicionados a la solución alteran el pH con el fin de impedir que el precipitado se disuelva en la solución, luego por proceso de sedimentación, estos precipitados son aislados y la solución restante es usada para otros propósitos. La precipitación química es más efectiva en la eliminación de iones metálicos como Cu (II), Cd (II), Mn (II) y Zn (II) (Pabón et al., 2020).

1.4.6 Adsorción

La adsorción es un proceso de tratamiento simple que requiere menos inversión y no crea contaminación secundaria de lodos biológicos. Se considera como un método eficiente para eliminar metales pesados presentes en aguas residuales (Tejada Tovar et al., 2015).

La adsorción se produce por interacciones débiles de largo alcance, lo que permite que partículas, moléculas, o iones queden atrapados o retenidos sobre la superficie de un material. La sustancia que se adsorbe se llama adsorbato y el material que se emplea para la adsorción es el adsorbente.

La adsorción es un método mucho más simple y versátil en comparación a otros métodos de tratamiento debido al fácil manejo y aplicabilidad de numerosos adsorbentes. Es por ello que la amplia gama de materiales que incluyen nanomateriales, polímeros sintéticos, biopolímeros y residuos industriales y agrícolas se han utilizado como adsorbentes para la eliminación de Cr(VI) (Singh et al., 2017).

La adsorción es un fenómeno de transferencia de materia entre fases, el cual se utiliza ampliamente en los tratamientos para eliminar sustancias de las fases fluidas. Este se puede definir como: “el enriquecimiento de especies químicas de una fase fluida en la superficie de un sólido”. Este enriquecimiento crea una fase intermedia llamada interfase, donde tiene lugar la adsorción entre la fase líquida que tiene el componente que deseamos eliminar y el otro componente que es el adsorbente como se observa en la Figura 1.3.

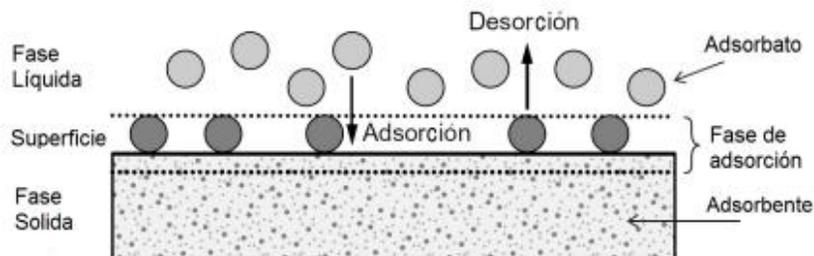


Figura 1.3. Tratamiento de adsorción en agua (Báez, 2015)

En la fase fluida debe estar el componente a adsorber disuelto en el líquido. En resumen, estos procesos de adsorción necesitan 2 fases: la fase sólida o adsorbente y la fase líquida que es donde se encuentra el adsorbato (Castelló Torre, 2017).

Según (Tejada-Tovar et al., 2015) las ventajas que presenta la adsorción utilizando técnicas y materiales no convencionales son:

- a. Alta eficiencia.
- b. Posibilidad de bajo consumo energético
- c. Posibilidad de no adición de productos químicos o adición en bajas cantidades de químicos
- d. Bajo costo
- e. Regeneración de adsorbentes
- f. Posibilidad de recuperación de metales
- g. Fácil diseño de operación

1.5 Proceso de sorción en continuo

En un proceso de sorción en continuo, la solución que contiene el adsorbato es bombeada por flujo ascendente o descendente dentro de la columna que contiene el lecho con el material adsorbente.

La solución pasa a través de la columna, con lo que se produce la acumulación del contaminante en la superficie de las partículas del lecho al paso del tiempo, hasta que este se satura y la concentración con la que el efluente entra es la misma con la que sale (Audiffred, 2013).

El equilibrio en este sistema tiene lugar en una zona relativamente amplia del lecho adsorbente, llamada zona de transferencia de masa (ZTM) o zona de adsorción. En la Figura 1.4 se muestra una curva representativa del perfil de concentración, cuando el fluido pasa a través del lecho, su concentración va disminuyendo con la distancia hasta valores muy cercanos a cero o cero en el mejor de los casos antes del final del lecho.

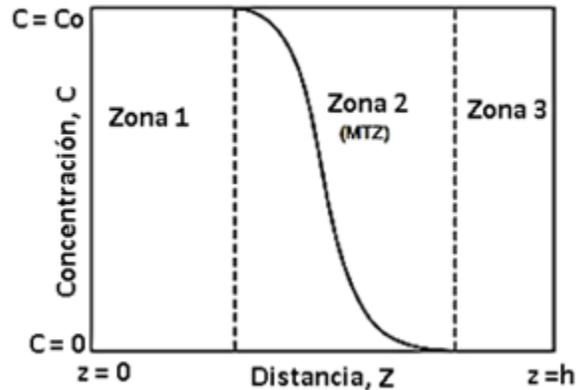


Figura 1.4 Perfil de concentración en un proceso de adsorción en continuo (Gutiérrez, 2019)

En la primera zona entre la entrada y la ZTM, el adsorbente ya está cargado en equilibrio con la concentración de entrada. La capacidad de adsorción disponible en esta zona se ha agotado, y no hay transferencia de masa de la fase líquida a las partículas adsorbentes. Por lo tanto, la concentración en la fase líquida es constante e igual a la concentración inicial.

En la segunda zona (ZTM), tiene lugar la transferencia de masa de la fase líquida a la fase sólida. Debido a esto, la concentración en esta zona disminuye desde la concentración inicial del adsorbato en el efluente, la forma y la longitud de la ZTM dependen de la tasa de adsorción y la forma de la curva de equilibrio. El adsorbente en la tercera zona está todavía libre de adsorbato, por lo tanto, la concentración del fluido de fase en esta zona es nula.

En el momento en que la concentración de metal en el efluente alcanza un determinado valor, generalmente relacionado con el límite de vertido permitido para ese metal, se llega al llamado **punto de ruptura** y se corresponde con un tiempo llamado tiempo de servicio o de ruptura (t_r), que permite determinar el volumen de efluente tratado (Rodríguez Castellanos, 2009).

1.5.1 Curva de ruptura

Una curva de ruptura representa la relación entre las concentraciones de contaminante a la salida y a la entrada de la columna frente al tiempo o al volumen circulado, En la figura 1.2 se muestra el comportamiento de la curva.

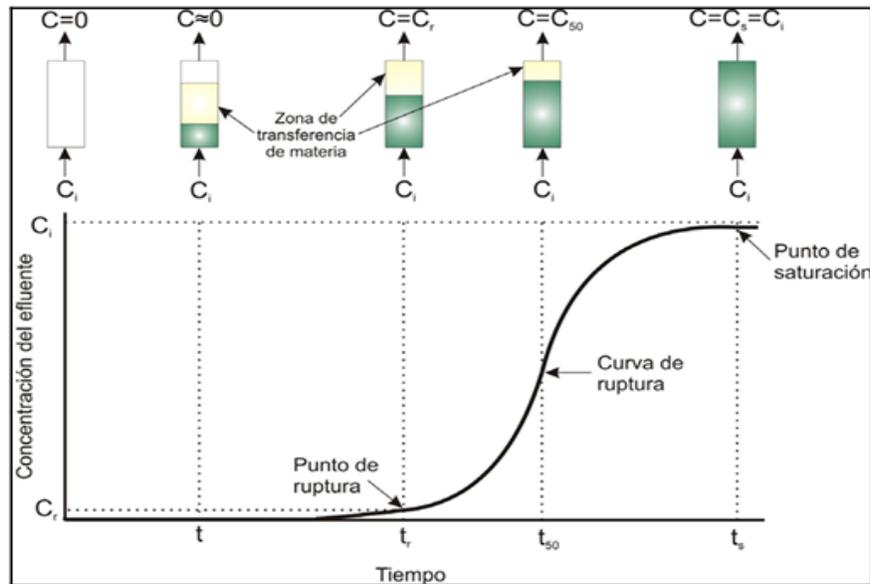


Figura 1.5 Curva de Ruptura (Rodríguez, 2009)

La representación muestra la evolución de la concentración durante el tiempo de funcionamiento de la columna, mostrando el movimiento de la zona de transferencia de masa. El tiempo al que ocurre la saturación (t_s), se establece cuando la concentración en el efluente es superior a un valor comprendido entre el 90% y el 95% de la concentración inicial.

1.6 Modelos matemáticos para describir el proceso de adsorción en columna

Se utilizan modelos matemáticos para evaluar el efecto cinético sobre el perfil concentración-tiempo y predecir la capacidad de adsorción del adsorbente (Singh et al., 2017).

1.6.1 Modelo Adams-Bohart

Este modelo asume que la velocidad de adsorción es proporcional a la capacidad de adsorción del adsorbente y a la concentración del adsorbato. Se utiliza para el análisis del rendimiento de la columna, y para la descripción de la parte inicial de la curva de ruptura (Rojas et al., 2012). La ecuación del modelo se da de la siguiente manera:

$$\frac{C_t}{C_0} = \exp\left(k_{AB}C_0t - k_{AB}N_0\frac{Z}{F}\right)$$

Donde:

C_t : Concentración de salida de Cr(VI) (mg/L)

C_0 : Concentración inicial de Cr(VI) (mg/L)

k_{AB} : Constante cinética (L/mg min)

t : Tiempo de la adsorción (min)

N_0 : Concentración de saturación del contaminante (mg/L)

Z : Altura de la columna de adsorción (cm)

F : Caudal volumétrico (mL/min)

1.6.2 Modelo Thomas

Se implementa comúnmente para definir la capacidad adsorbente en una columna de lecho fijo, asume que la adsorción sigue a la isoterma de adsorción-desorción de Langmuir y no se produce dispersión axial en la columna. Este modelo es aplicable para los procesos de adsorción donde la difusión externa e interna no podrían limitar la adsorción (Han et al., 2021). La forma no lineal del modelo de Thomas se da como:

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left(\frac{k_{Th}q_0m}{F} - k_{Th}C_0t\right)}$$

Donde:

k_{Th} : Constante de velocidad de Thomas (L/mg min)

q_0 : Capacidad de adsorción en el equilibrio de Cr(VI) (mg/g)

m : masa del adsorbente (g)

C_t : Concentración de salida de Cr(VI) (mg/L)

C_0 : Concentración inicial de Cr(VI) (mg/L)

F : Caudal volumétrico (mL/min)

t : Tiempo de la adsorción (min)

1.6.3 Modelo Yoon-Nelson

Este modelo asume que la velocidad con la que disminuye la probabilidad de adsorción esta influenciada por la probabilidad de adsorción del adsorbato y la probabilidad de penetración del adsorbato en el adsorbente (Han et al., 2021). La expresión del modelo de Yoon-Nelson es:

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp(-k_{YN}(t - \tau))}$$

Donde:

k_{YN} : Constante de velocidad (L/min)

τ : Tiempo requerido para que el efluente Cr(VI) alcance el 50% de la concentración inicial de entrada de Cr(VI) (min)

C_t : Concentración de salida de Cr(VI) (mg/L)

C_0 : Concentración inicial de Cr(VI) (mg/L)

t : Tiempo de la adsorción (min)

1.7 Materiales adsorbentes

Existe una gran variedad de materiales adsorbentes que han sido estudiados, algunos de origen sintético, otros de origen natural, así como otros provenientes de residuos de procesos. Tanto las características físicas del material como el volumen

y diámetro de los poros, así como el área específica y la textura del adsorbente influyen en gran medida, ya que el proceso de adsorción se da en la superficie de los materiales (Acuña-Piedra et al., 2016).

Las características fisicoquímicas que definen a un material adsorbente son su área superficial (relacionada con el área total que ocupa la superficie del material) y su capacidad adsorbente (relacionada con los sitios activos que pueden ser utilizados para retener especies químicas mediante interacciones fisicoquímicas) (Burciaga-Montemayor et al., 2020).

La utilización de carbones activados en el tratamiento de agua ha tomado mayor relevancia durante las últimas décadas debido al rol fundamental de este recurso natural para la subsistencia del planeta. Los adsorbentes de carbono pueden obtenerse empleando diferentes materias primas y, teóricamente, es factible sintetizar un adsorbente con propiedades específicas para una aplicación deseada. Las propiedades fisicoquímicas de estos materiales son altamente dependientes del precursor utilizado y las condiciones del proceso de síntesis (Conchi Ania, Sofia Calero, Joaquín Silvestr-Albero, 2016).

1.7.1 Carbones activados a partir de residuos agrícolas

Los carbones activados pueden obtenerse a partir de diversos precursores carbonosos, usualmente se utilizan maderas, carbón mineral o cáscaras de coco. La creciente demanda de estos adsorbentes ha incentivado la búsqueda de nuevas fuentes de materias primas, de disponibilidad segura y bajo costo, centrándose la atención especialmente en los materiales renovables (Prieto García et al., 2020).

Por la alta capacidad de adsorción de materia orgánica, el carbón activado es el material adsorbente mayormente utilizado, por lo que es considerado un adsorbente convencional; adicional a que son recursos renovables y poco costosos lo que puede representar alta eficiencia en su utilización.

Para la preparación de carbón activo se puede emplear como precursor los residuos agrícolas, debido al elevado contenido de carbono que presenta en su estructura. Los subproductos de la agricultura usualmente están compuestos de lignina y celulosa como mayores constituyentes.

En la lignina se encuentran grupos funcionales tales como: alcoholes, aldehídos, carboxílicos, fenólicos y grupos éter. Estos grupos tienen la capacidad en cierta medida de ligar los metales pesados por donación de un par de electrones de estos grupos para formar complejos con los iones metálicos en solución (Pagnanelli, 2013).

El proceso de activación del carbón activado tiene la finalidad de aumentar la superficie interna, el volumen de poro y de microporos de los carbones aumentando la capacidad de adsorción. Se lleva a cabo en lotes o en modo continuo, donde la superficie de los carbones activados caracterizada por un tamaño de poro definido, determina su capacidad de adsorción (Ramírez Franco et al., 2013).

1.7.1.1 Carbón activado a partir de *Typha domingensis*

Typha domingensis, o cola de gato del sur, es una planta común de humedal con espadas de hojas estrechas de hasta ocho pies de altura y una distintiva espiga de flor marrón borrosa. Aunque crece con mayor frecuencia en grandes rodales dentro de pantanos y en el borde poco profundo de los estanques, se encuentra principalmente en cuerpos de agua como estanques y canales de riego (Duncan, 1987).



Figura 1.6 Planta *Typha domingensis* (Conabio, 2009)

El proceso de activación se realiza químicamente, para la preparación de carbones activados el material es calcinado (carbonización) y luego sometido al proceso de activación, lo cual conduce a aumentar la porosidad y la capacidad de adsorción del material carbonizado mediante tratamientos de oxidación de los grupos funcionales de la superficie del sólido (Carriazo et al., 2010).

1.8 Adsorción de cromo hexavalente con carbones activados

En la Tabla 1.1 se muestra una comparación de varios autores que han estudiado la remoción de metales en agua como el Cr por medio de adsorción con carbones activados a partir de biosorbentes naturales.

Tabla 1.1 Capacidad de adsorción de Cr(VI) y otros metales pesados con carbón activado reportados en la literatura.

Adsorbente	Contaminante	Capacidad de adsorción	Referencia
<i>Raquis de Zea mays</i> (Olate de maíz)	Pb(II)	58.3 mg/g	(Gutiérrez, 2019)
Corteza de <i>Lagerstroemia speciosa</i>	Cr(VI)	23.88 mg/g	(Srivastava et al., 2020)
Semilla de mango	Cr(VI)	7.8 mg/g	(Rai et al., 2016)
Bagazo de palma Cascaras de ñame	Cr(VI)	41,57mg/g 25,01mg/g	(Tejada Tovar et al., 2015)
Corteza de neem	Cr(VI)	26.9 mg/g	(Maheshwari & Gupta, 2015)

CAPITULO II.

DESARROLLO EXPERIMENTAL

2. Desarrollo experimental

En la Figura 2.1 se muestra el diagrama general del desarrollo experimental del presente trabajo de investigación.

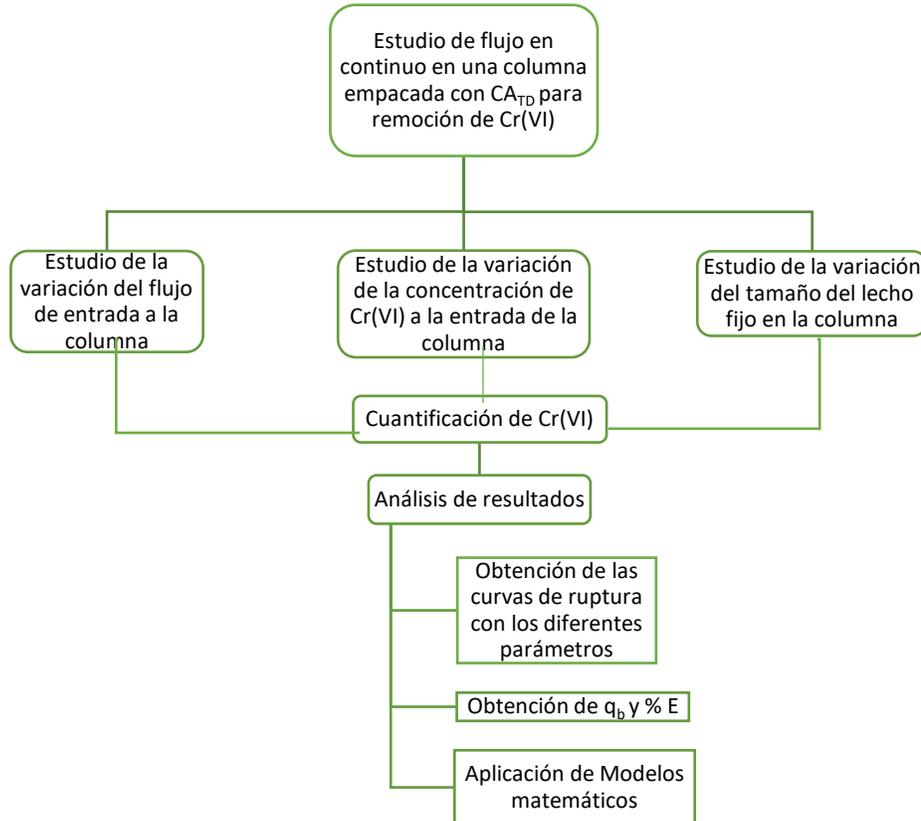


Figura 2.1 Diagrama general del desarrollo experimental

2.1 Carbón activado obtenido de *Typha domingensis*

El carbón activado que se utilizó en este trabajo fue preparado, activado y caracterizado con anterioridad por Jiménez en 2019.

La planta *Typha domingensis* se recolectó en el Municipio de Ocuilan, Estado de México, el material recolectado fue lavado varias veces para eliminar tierra o

sustancias que pudieran dañar el proceso y se cortaron las plantas a un menor tamaño para una mejor manipulación.

El material se secó a temperatura ambiente durante 8 horas, se colocó en una charola de aluminio para introducirlo en la estufa durante 48 horas a una temperatura de 70 °C para secarlo totalmente. Posterior a ello, se sometió a un proceso de molienda, una vez trituradas se tamizaron seleccionando el material con un tamaño de partícula entre 0.5-1 mm.

El material se activó con H_3PO_4 al 100% durante 24 horas con agitación constante a 350 rpm y a temperatura ambiente. Se lavó varias veces con agua destilada hasta alcanzar un pH neutro estable y al final se secó en la estufa a 60 °C por 24 horas

2.2 Montaje del sistema de adsorción en flujo continuo

La columna de vidrio de 21 cm de largo y 0.7 cm de diámetro, se empacó con el carbón activado obtenido de *Typha domingensis* (CA_{TD}), con 0.3 o 0.5 g dependiendo del parámetro estudiado, se conectó a un tanque de alimentación donde se encuentra la solución de Cr(VI), la cual se hizo pasar por medio de una bomba peristáltica con flujo ascendente pasando a través del lecho, y luego abandonándolo por la parte superior donde se recolectaron muestras a determinados tiempos, con pH y temperatura constante (Albis Arrieta et al., 2017). En la figura 2.2 se muestra el montaje descrito.

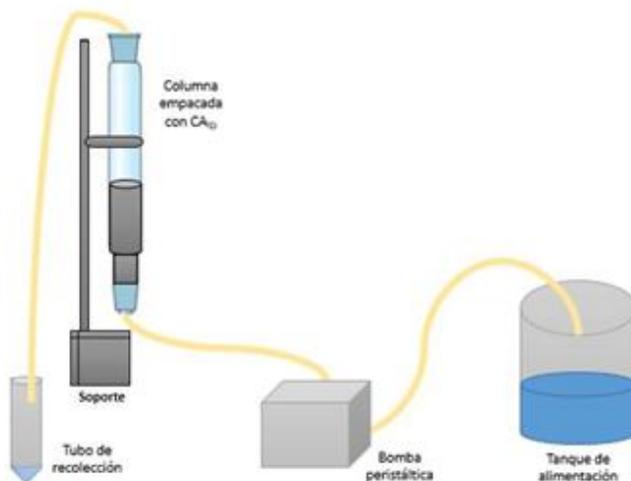


Figura 2.2. Representación del montaje de la columna de lecho fijo

Se colocó fibra de vidrio en la columna, funcionando como un soporte de inmovilización para el lecho, tanto en la parte inferior como superior.

2.3 Variación del flujo de entrada

De acuerdo con el montaje de la columna descrito en el apartado anterior, se probaron dos flujos diferentes de entrada de solución acuosa 0.475 y 0.427 mL/min, con una concentración inicial de 50 mg Cr(VI)/L, se pasaron por la columna 300 mL de dicha solución, tomando muestras cada 5 y 10 mL a la salida de la columna. A las muestras anteriores se les determinó Cr(VI) por medio de la técnica de UV-Vis.

2.4 Variación de la concentración de Cr(VI)

Se evaluaron dos concentraciones iniciales diferentes de entrada de solución acuosa de 20 y 50 mg Cr(VI)/L con pH inicial de 5 a temperatura ambiente, se pasaron por la columna 500 y 300 mL respectivamente, tomando muestras cada 5 y 10 mL a la salida de la columna. A las muestras anteriores se les determinó Cr(VI) por medio de la técnica de UV-Vis.

2.5 Variación del lecho fijo en la columna

Se evaluaron dos tamaños del lecho fijo empacado en la columna (0.3 y 0.5 g), haciendo pasar una concentración inicial de 50 mg Cr(VI)/L, se pasaron por la columna 500 mL de solución, tomando muestras cada 5 y 10 mL a la salida de la columna. A las muestras anteriores se les determinó Cr(VI) por medio de la técnica de UV-Vis.

2.6 Determinación del Cromo (VI)

Se determinó de acuerdo con la NMX-AA-044-SCFI-2014, mediante espectrofotometría UV-Vis a una longitud de onda (λ) de 540 nm, empleando como reactivo 1,5-Difenilcarbazida de color rojo violeta de composición desconocida, la intensidad de color es directamente proporcional a la concentración de cromo hexavalente.

Se preparó la solución madre de Cr (5 mg/L), diluyendo en un vaso de precipitado 2.8228 g de $K_2Cr_2O_7$ en agua y se aforo en un matraz de 100 mL. La solución de difenilcarbazida se preparó diluyendo 0.125 g de 1,5-Difenilcarbazida en acetona para posteriormente aforar en un matraz de 25 mL

Las disoluciones para la curva de calibración fueron preparadas a concentraciones de 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 y 1 mg/L. Antes de aforar, se agregó 0.5 mL de H_2SO_4 0.2 N, 0.5 mL de HNO_3 al 30% y 0.5 mL de la solución de difenilcarbazida y se aforaron con agua en matraces aforados de 25 mL. Posterior a ello, se realizaron las lecturas de absorbancia en el espectrofotómetro para poder realizar la curva de calibración.

2.6.1 Tratamiento de las muestras para determinar Cr(VI)

En tubos cónicos de 15 mL se colocaron 4.2 mL de agua, 0.2 mL de H_2SO_4 0.2 N, 0.2 mL de HNO_3 al 30%, se le agregó una alícuota de 0.2 mL de las muestras que salieron de cada columna y por último 0.2 mL de difenilcarbazida, se tomó una lectura de absorbancia previa a la adición del reactivo de difenilcarbazida, y se dejó

reposar unos minutos para desarrollar el color. Se ajustó el espectrofotómetro con el blanco y se midió la absorbancia de las muestras. Se determinó los mg de Cr(VI) presentes en la muestra directamente de la curva de calibración, como se muestra a continuación, obteniendo la concentración de la muestra en mg Cr(VI) a partir de la ecuación de la recta y multiplicando por el factor de dilución

:

$$Y = mx + b$$

Donde:

Y: es la absorbancia

m: es la pendiente

x: son los mg Cr(VI)

b: es la ordenada al origen

2.6.2 Análisis de los datos de la columna

Se determinó la cantidad de Cr(VI) adsorbido q_b (mg/g) a partir tiempo de ruptura (Cortés et al., 2009); con la siguiente ecuación:

$$q_b = \frac{Q_v t_{LMP} C_o}{m_c}$$

Donde:

Q_v : Caudal (L/min)

m_c : Masa de adsorbente (g)

t_{LMP} : Tiempo en el que el agua comienza a pasar con el límite máximo permisible (LMP) para Cr(VI) (min)

C_o : Concentración inicial de Cr(VI) (mg/L)

El porcentaje de iones de Cr(VI) eliminados (%Eliminación) durante los experimentos se calculó con la ecuación:

$$\% \text{Eliminación} = \frac{C}{C_0} * 100$$

Donde:

C : Concentración final de Cr(VI) (mg/L)

C_0 : Concentración inicial de Cr(VI) (mg/L)

CAPITULO III.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3. Resultados y Discusión

Los parámetros que se analizaron en la columna como la cantidad de cromo adsorbido en el punto de ruptura (q_b) y el porcentaje total de remoción de Cr(VI) (%E); se calcularon para cada ejecución experimental.

3.1 Variación del flujo de entrada

Los resultados de la sorción de Cr(VI) en columna de lecho fijo empacada con 0.3 g de carbón activado químicamente de *Typha domingensis*, con flujo ascendente a concentraciones de 50 mg/L de Cr(VI) y con una variación de flujo de 0.475 y 0.427 mL/min, se muestra en la Figura 3.1.

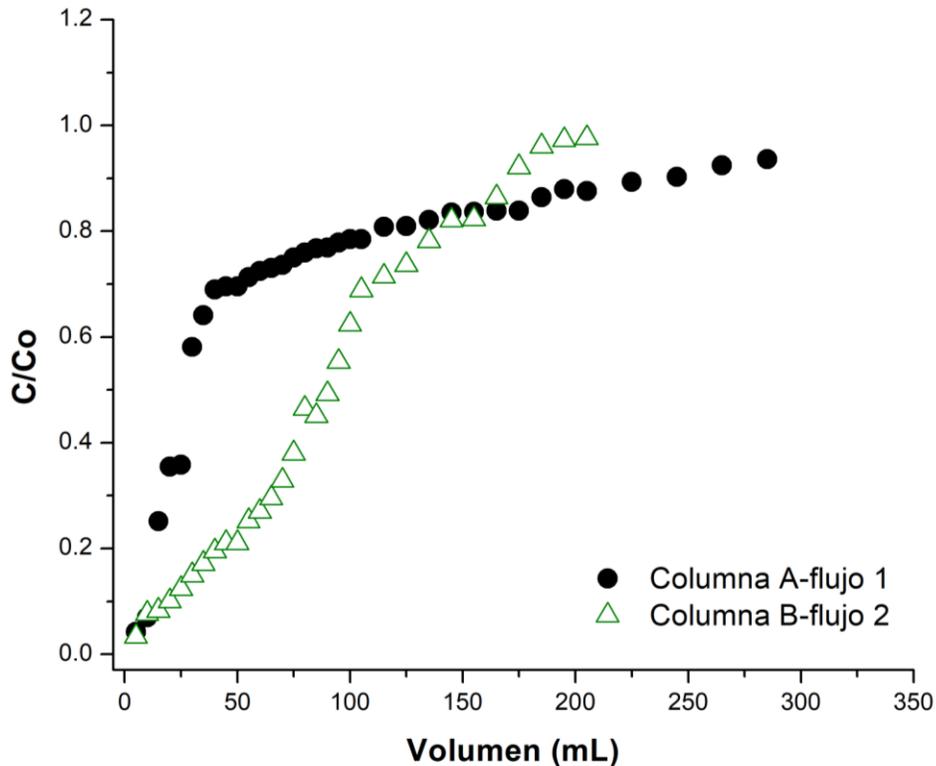


Figura 3.1 Curvas de ruptura de la interacción CA_{TD} – Cr(VI) a diferentes flujos.

De acuerdo con la curva de ruptura que se obtuvo al graficar C/C_0 , se observa que la columna con flujo de 0.427 mL/min (Columna A-flujo 1) muestra un comportamiento más parecido a la “S” característica de este tipo de curva, en comparación con la columna con flujo de 0.475 mL/min (Columna B-flujo 2), esto puede deberse a que no hay una interacción entre adsorbente y adsorbato donde se pueda dar la remoción del contaminante. El cambio del flujo de entrada tuvo un efecto en la forma de las curvas de ruptura, como se observa en la Figura 3.1.

El punto de ruptura para ambas columnas se consideró cuando el agua de salida de la columna tuviera el LMP de 0.05 mg/L que marca la NOM-127-SSA1-2000, en la Tabla 3.1 se muestran los datos del punto de ruptura, punto de saturación para cada columna.

Tabla 3.1 Puntos de ruptura y de saturación a diferentes flujos

Columna	Punto de ruptura (mL)	Punto de saturación (mL)	Flujo (mL/min)
A	5	285	0.427
B	5	205	0.475

El punto de saturación, o también conocido como el punto donde el quiebre de la columna intercepta la relación $C/C_0 = 1$, se pudo identificar que para las columnas con CA_{TD} a diferentes flujos la relación anterior aún no llega al valor de 1, dicha relación se encuentra en 0.98 y 0.94 para las columnas A y B respectivamente, lo que se indica que no se ha llegado a la saturación.

Maheshwari & Gupta, 2015, obtuvieron curvas de ruptura variando el flujo de entrada de 5 a 15 mL/min, para remover Cr(VI) en una columna empacada usando carbón activado a partir de corteza de neem, mostrando un comportamiento similar a los resultados que se obtuvieron en el presente trabajo. Hubo una disminución en el porcentaje de eliminación cuando se aumentó el caudal.

Srivastava (2020), realizó un estudio de remoción de Cr(VI) en una columna de lecho fijo empacada con *Lagerstroemia speciosa* donde evaluó el efecto del flujo de entrada de 5, 10 y 15 mL/min, concluyó que el flujo que presentó una mejor forma característica de la “S” fue el flujo menor. La eficiencia en el porcentaje de eliminación y en la capacidad de remoción se redujeron con el aumento del caudal.

Se analizaron los datos de las columnas para conocer el % de Eliminación de Cr(VI) en la variación del flujo, el tiempo en el que se llegó al límite máximo permisible en ambas columnas fue de 5 min, en la Tabla 3.2 se muestran los resultados.

Tabla 3.2 Valores obtenidos en la remoción de Cr(VI) a diferentes flujos

Columna	q_b (mg/g)	% Eliminación
A	0.2775	98
B	0.2731	94

Como se observa en la tabla anterior, entre menor es el flujo de entrada en la columna, la solución de Cr(VI) y el adsorbente tienen un mayor tiempo de contacto entre sí, por lo que hay un porcentaje mayor de remoción de Cr(VI) con CA_{TD} , este comportamiento similar lo observaron Maheshwari & Gupta (2015), utilizando como lecho fijo en la columna carbón activado a partir de corteza de neem.

Un aumento en el flujo de alimentación de la columna se asocia con una menor interacción entre el adsorbente y la solución de Cr(VI) y, como resultado, se obtuvo un volumen menor de agua tratada antes de que el lecho se saturara.

3.2 Variación de la concentración de Cr(VI) en la columna

Los resultados de la sorción de Cr(VI) en columna de lecho fijo empacada con 0.3 g de carbón activado químicamente de *Typha domingensis*, con una variación en la concentración de Cr(VI) de 20 y 50 mg/L, se muestra en la Figura 3.2.

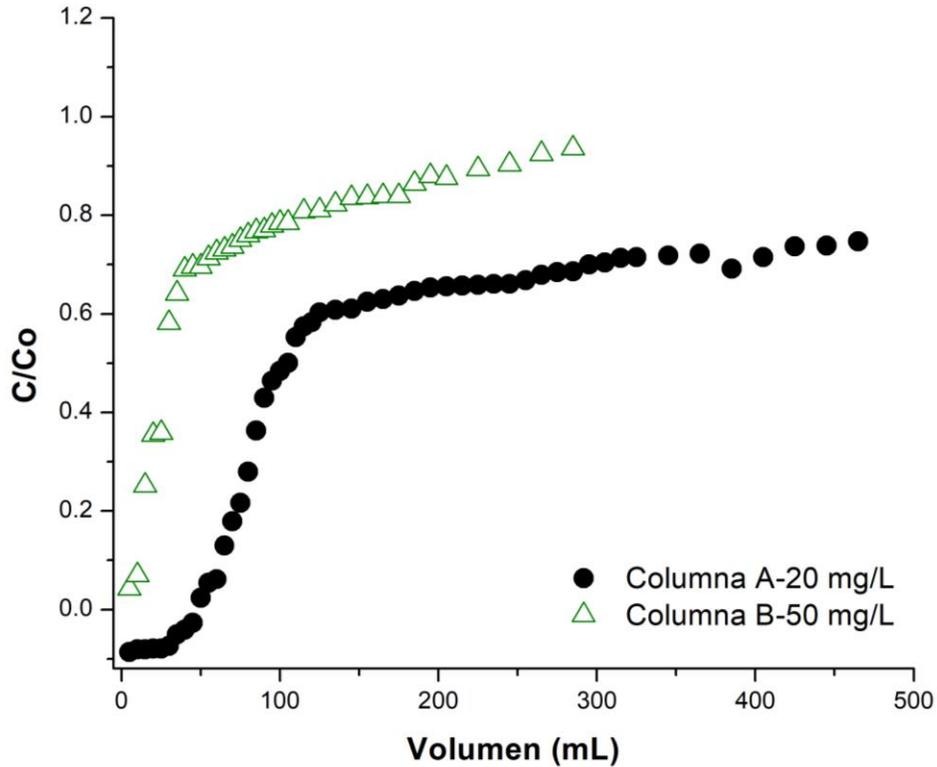


Figura 3.2 Curvas de ruptura de la interacción CA_{TD} – Cr(VI) a diferentes concentraciones del contaminante.

De acuerdo con los resultados obtenidos, la columna con una concentración inicial de Cr(VI) de 20 mg/L (Columna A) muestra una forma semejante de “S”. Para el punto de ruptura de ambas columnas se consideró el LMP de 0.05 mg/L que marca la NOM-127-SSA1-2000, en la Tabla 3.3 se muestran los datos obtenidos a partir de la curva de ruptura de ambas columnas.

Tabla 3.3 Puntos de ruptura y de saturación a diferentes concentraciones

Columna	Punto de ruptura (mL)	Punto de saturación (mL)	Concentración (mg/L)
A	50	465	20
B	5	285	50

Cuando la concentración inicial de Cr(VI) incrementa de 20 a 50 mg/L, el volumen en el punto de saturación decrece de 465 a 285 mL. En ambos experimentos no se llegó al punto de saturación de acuerdo con la relación $C/C_0=1$.

El comportamiento anterior también fue obtenido por Maheshwari & Gupta, 2015, donde evaluaron el efecto de la concentración inicial de Cr(VI), cuando la concentración inicial del contaminante incrementó de 50 a 100 mg/L, el tiempo en el punto de ruptura disminuyó de 24.78 a 13.87 horas. Además, la capacidad de remoción de Cr(VI) en la columna, incrementó cuando la concentración inicial de Cr(VI) era menor.

Singh et al., 2017, realizó un estudio de la remoción de Cr(VI) en una columna empacada con aerogel de óxido de grafeno donde evaluó el efecto de la concentración inicial de Cr(VI) (30,40 y 50 mg/L) todos a un flujo de 1.66 mL/min y una altura de lecho de 7 cm. Los resultados indicaron que la variación de la concentración fue similar en cuanto a las curvas de ruptura, mientras que la capacidad de remoción incrementa a medida que disminuye la concentración inicial de Cr(VI).

Los datos de las columnas se analizaron para conocer el % de Eliminación de Cr(VI) en la variación de la concentración, en la Tabla 3.4 se muestran los resultados.

Tabla 3.4 Valores obtenidos en la remoción de Cr(VI) a diferentes concentraciones

Columna	q_b (mg/g)	%Eliminación
A	3.9791	75
B	0.2775	94

Como se observa en la tabla anterior, a una menor concentración del contaminante, mayor es la capacidad de remoción de este en el lecho con CA_{TD} .

3.3 Variación del lecho fijo en la columna

El efecto de la masa del adsorbente durante el proceso de remoción sobre la curva de ruptura se evaluó a 0.5 g y 0.3 g de adsorbente, la concentración inicial de Cr(VI) fue de 50 mg/g en ambos experimentos. En la Figura 3.3 se muestran los resultados obtenidos.

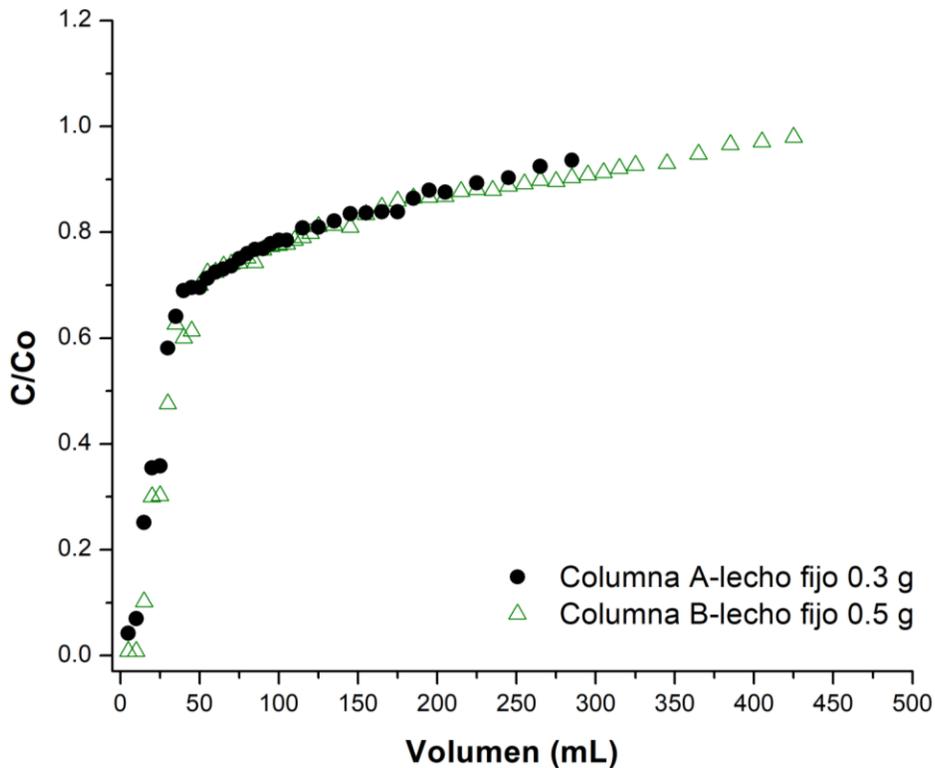


Figura 3.3 Curvas de la interacción CA_{TD} – Cr(VI) a diferentes lechos fijos

De acuerdo con las curvas de ruptura obtenidas en ambas concentraciones, se puede observar que no se vio la forma característica de “S” esto debido a que al inicio del proceso la adsorción se lleva a cabo rápidamente. Para el punto de ruptura de ambas columnas se consideró el LMP de 0.05 mg/L que marca la NOM-127-SSA1-2000, en la Tabla 3.5 se muestran los datos obtenidos a partir de la curva de ruptura de ambas columnas.

Liu, et al., 2020, estudió la remoción de Cr(VI) por carbón activado y soportado con nanopartículas de Fe⁰ en una columna de lecho fijo en continuo. Evaluó parámetros como la altura del lecho de 0.8, 1.2 y 1.6 cm, todos con un flujo de 2 mL/min y una concentración inicial de 100 mg/L. En los resultados que obtuvo menciona que el tiempo del punto de ruptura se prolongó con el incremento de la altura del lecho, esto podría ser atribuido al hecho de que los sitios activos incrementan con el aumento en la altura del lecho.

Maheshwari & Gupta, 2015, también evaluaron la masa de adsorbente en la columna (25, 50, 75, 100, 125, 150 y 175 g). En las curvas de ruptura que obtuvieron, muestran un comportamiento creciente en el tiempo para llegar al punto de ruptura a medida que la masa del adsorbente aumenta. Esto puede deberse al aumento en la disponibilidad del número de sitios activos para la remoción de Cr(VI).

Tabla 3.5 Puntos de ruptura y de saturación a diferentes lechos fijos

Columna	Punto de ruptura (mL)	Punto de saturación (mL)	Masa del lecho fijo (g)
A	5	285	0.3
B	5	425	0.5

Cuando la masa de adsorbente aumenta, el volumen en el punto de saturación incrementa de 285 a 425 mL, debido a que se necesita un mayor tiempo del proceso de remoción para poder llegar al punto de saturación. Los datos de las columnas se analizaron para conocer el % de Eliminación de Cr(VI) en la variación del lecho, en la Tabla 3.6 se muestran los resultados.

Tabla 3.6 Valores obtenidos en la remoción de Cr(VI) a diferentes lechos fijos

Columna	q _b (mg/g)	%Eliminación
A	0.2775	94
B	1.0702	98

Como se observa en los resultados de la tabla anterior, a una mayor masa de adsorbente, mayor es el porcentaje de remoción obtenido por el aumento en los sitios activos del CA_{TD} . Con base a lo que obtuvieron otros autores descrito anteriormente, los resultados que se obtuvieron en este trabajo siguen un comportamiento similar en las curvas de ruptura así como en los porcentajes de remoción de $Cr(VI)$.

3.4 Descripción del proceso por medio de modelos matemáticos

Se utilizaron los datos experimentales de las columnas con los mejores resultados de cada parámetro estudiado en el proceso de remoción en continuo con en una columna empacada con CA_{TD} (ver Figura 3.4), los cuales se ajustaron a los modelos de Adams-Bohart, Thomas y Yoon-Nelson, para comprender el mecanismo de adsorción de los iones metálicos de $Cr(VI)$ en el adsorbente.

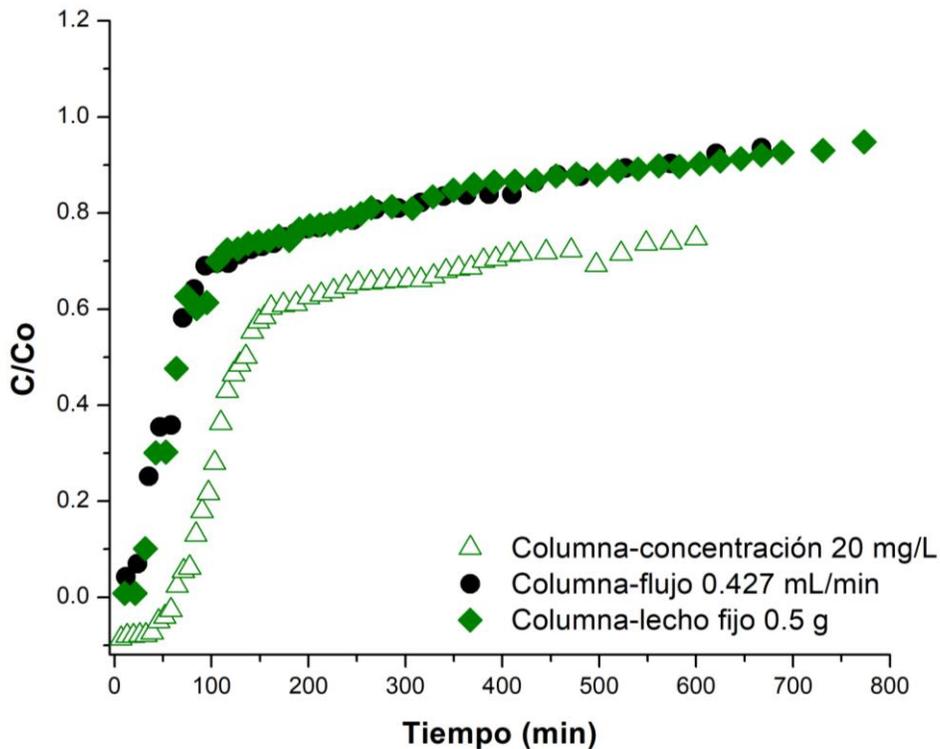


Figura 3.4 Curvas de ruptura de las mejores condiciones de cada parámetro evaluado

3.4.1 Modelo Adams-Bohart

La Figura 3.5, muestra el ajuste de los datos obtenidos al modelo de Adams-Bohart para las mejores condiciones de flujo, concentración de Cr(VI) y cantidad de lecho fijo.

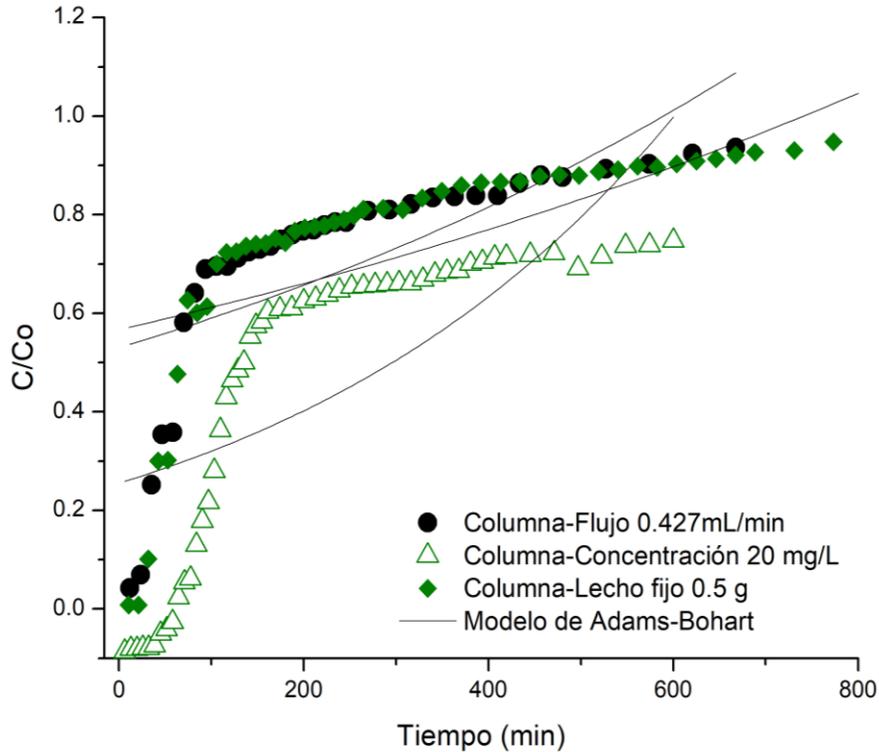


Figura 3.5 Curvas de ruptura de remoción de Cr(VI) ajustadas al modelo de Adams-Bohart

En la Tabla 3.7, se muestran los parámetros obtenidos del ajuste de los resultados de la forma no lineal del modelo de Adams-Bohart. El valor de k_{AB} , indica la constante cinética del proceso de remoción de Cr(VI) la cual es más rápida en la columna con un lecho fijo de 0.5 g con un valor de 1.43×10^{-5} . El parámetro N_0 indica la concentración de saturación del contaminante, los valores fueron de 4675, 4450 y 1677 mg/L para la columna con flujo 0.427 mL/min, la columna con concentración inicial del contaminante de 20 mg/L y 0.5 g de lecho fijo respectivamente, sin embargo, este modelo no tiene un ajuste adecuado con los resultados debido a que el valor de R^2 va de 0.4664 a 0.5084.

Tabla 3.7 Parámetros del modelo de Adams-Bohart en la remoción de Cr(VI) a partir de CA_{TD} con las diferentes columnas

Columna	Adams-Bohart			
	C ₀ (mg/L)	k _{AB} (L/mg min)	N ₀ (mg/L)	R ²
C-Flujo	50	6.47x10 ⁻⁵	1677	0.4733
C-Concentración	20	9.51x10 ⁻⁵	4450	0.5084
C-Lecho	50	1.43x10 ⁻⁵	4675	0.4664

3.4.2 Modelo Thomas

La Figura 3.6, muestra el ajuste de los datos obtenidos al modelo de Thomas para las mejores condiciones de flujo, concentración de Cr(VI) y cantidad de lecho fijo.

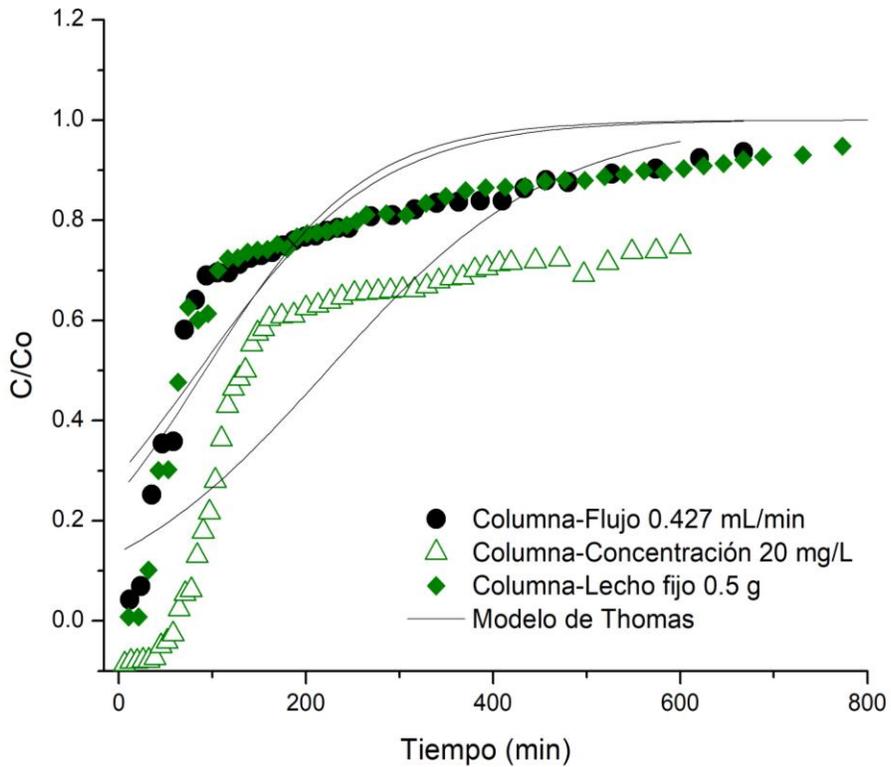


Figura 3.6 Curvas de ruptura de remoción de Cr(VI) ajustadas al modelo de Thomas

En la Tabla 3.8, se muestran los parámetros obtenidos del ajuste de los resultados de la forma no lineal del modelo de Thomas. El valor de K_{Th} , indica la constante de velocidad de Thomas la cual es más rápida en la columna con un lecho fijo de 0.5 g con un valor de 2.19×10^{-4} L/mg min. El parámetro q_0 indica la capacidad de adsorción, los valores fueron de 13750.68, 4653.09 y 2024.88 mg/g para la columna con concentración inicial del contaminante de 20 mg/L, la columna con flujo 0.427 mL/min y 0.5 g de lecho fijo respectivamente, este modelo tiene un mejor ajuste que el de Adams-Bohart, de acuerdo con los resultados del valor R^2 , pero aun así se considera que no hay un ajuste adecuado para los datos.

Tabla 3.8 Parámetros del modelo de Thomas en la remoción de Cr(VI) a partir de CA_{TD} con las diferentes columnas

Columna	Thomas			
	C_0 (mg/L)	K_{Th} (L/mg min)	q_0 (mg/g)	R^2
C-Flujo	50	6.62×10^{-4}	2024.88	0.7378
C-Concentración	20	3.46×10^{-4}	13750.68	0.6885
C-Lecho	50	2.19×10^{-4}	4653.09	0.7654

3.4.3 Modelo Yoon-Nelson

La Figura 3.7, muestra el ajuste de los datos obtenidos al modelo de Yoon-Nelson para las mejores condiciones de flujo, concentración de Cr(VI) y cantidad de lecho fijo.

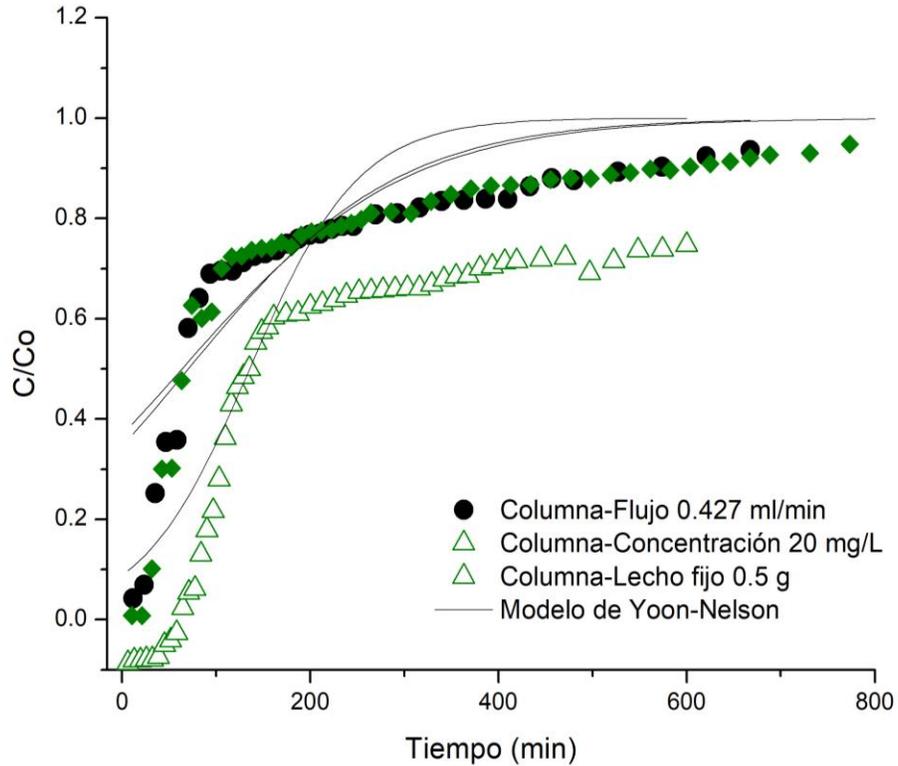


Figura 3.7 Curvas de ruptura de remoción de $Cr(VI)$ ajustadas al modelo de Yoon-Nelson

En la Tabla 3.9, se muestran los parámetros obtenidos del ajuste de los resultados de la forma no lineal del modelo de Yoon-Nelson. El valor de k_{YN} , indica la constante de velocidad para este modelo, la cual es más rápida en la columna con un lecho fijo de 0.5 g con un valor de 0.008 L/min. este modelo también presenta un mejor ajuste que el de Adams-Bohart, de acuerdo con los resultados del valor R^2 , pero aun así se considera que no hay un ajuste adecuado para los datos.

Tabla 3.9 Parámetros del modelo de Yoon-Nelson en la remoción de Cr(VI) a partir de CA_{TD} con las diferentes columnas

Columna	Yoon-Nelson		
	C_0 (mg/L)	k_{YN} (L/min)	R^2
C-Flujo	50	0.009	0.7348
C-Concentración	20	0.017	0.4954
C-Lecho	50	0.008	0.7395

CONCLUSIONES

Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos en el desarrollo de este trabajo, se llegó a las siguientes conclusiones:

- a. El proceso de sorción en continuo en una columna empacada con carbón activado obtenido de *Typha domingensis* resultó eficiente para la remoción de Cr(VI), de acuerdo al Modelo de Thomas los valores de capacidad de adsorción obtenidos fueron de 13750.68 mg/g utilizando una concentración inicial de 20 mg Cr(VI)/L, 4653.09 mg/g con la columna empacada con 0.5 g de CA_{TD} y 2024.88 mg/g con la columna con un flujo de la solución del contaminante a la entrada de 0.427 mL/min.
- b. La concentración inicial de Cr(VI) tuvo un efecto significativo en las curvas de ruptura, siendo que a una concentración de 20 mg/L se observa mejor la “S” característica de la curva, por lo que la capacidad de remoción (q) de Cr(VI) incrementa cuando la concentración de Cr(VI) es menor.
- c. A una mayor masa de adsorbente se logró un mayor porcentaje de remoción de Cr(VI) con una masa de 0.5 g, debido a que existe un aumento en el número de sitios activos que pueden ser utilizados para retener el Cr(VI) mediante interacciones fisicoquímicas.
- d. El modelo que resultó más eficiente en el ajuste de los datos experimentales fue el modelo de Thomas, siendo este modelo uno de los más utilizados en ensayos de remoción en continuo.
- e. El sistema en continuo propuesto con carbón activado de *Typha domingensis* para eliminar Cr(VI) de acuerdo a los parámetros evaluados tiene una eficiencia por arriba del 90 %, partiendo de soluciones iniciales de 20 y 50

mg/L, las cuales son mucho mayores a las que se pueden encontrar en cuerpos de aguas contaminados con este metal.

RECOMENDACIONES

Recomendaciones

- a. Estudiar la capacidad de adsorción del carbón activado a partir de *Typha domingensis* frente a otros iones metálicos que presentan efectos nocivos cuando su concentración exceda los límites máximos permisibles en agua.
- b. Se propone realizar experimentos variando la temperatura para determinar la influencia del aumento de temperatura en la capacidad de adsorción.
- c. Realizar los ensayos disminuyendo el tiempo de contacto para conocer si el tiempo tiene algún efecto en el porcentaje de remoción y en la concentración final de Cr(VI).
- d. Llevar a cabo los ensayos que se plantearon en este trabajo, pero en condiciones reales, es decir, con agua residual industrial que contenga Cr(VI), para conocer el comportamiento de la remoción de Cr(VI) con CA_{TD}, y poder hacer una comparación en los porcentajes de adsorción.

REFERENCIAS

Referencias

- Acuña-Piedra, A., Araya-Obando, A., & Romero-Esquivel, L. G. (2016). Selección teórica de adsorbentes potenciales naturales de bajo costo para la remoción de arsénico en el agua de consumo humano en Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*, 29(6), 23. <https://doi.org/10.18845/tm.v29i6.2899>
- Albis Arrieta, A. R., Ortiz Toro, J. D., & Martínez De la Rosa, J. E. (2017). Remoción de cromo hexavalente de soluciones acuosas usando cáscara de yuca (Manihot esculenta): Experimentos en columna. *Inge Cuc*, 13(1), 42–52. <https://doi.org/10.17981/ingecuc.13.1.2017.04>
- Báez, R. (2015). *Recuperación de fenol de efluentes industriales mediante un proceso automatizado de adsorción en continuo*. 104. <https://bit.ly/337EYYD>
- Bartholomäus, R., Irwin, J. A., Shi, L., Smith, S. M., Levina, A., & Lay, P. A. (2013). Isolation, characterization, and nuclease activity of biologically relevant chromium(V) complexes with monosaccharides and model diols. Likely intermediates in chromium-induced cancers. *Inorganic Chemistry*, 52(8), 4282–4292. <https://doi.org/10.1021/ic3022408>
- Becerra-Torres, S. L., Soria-Fregozo, C., Jaramillo-Juárez, F., & Moreno-Hernández-duque, J. L. (2014). Trastornos a la salud inducidos por cromo y el uso de antioxidantes en su prevención o tratamiento. *Journal of Pharmacy and Pharmacognosy Research*, 2(2), 19–30.
- Benavides, M., Alejandro, D., Benavides, M., Consuelo, A., Alejandro, D., Benavides, M., Consuelo, A., & Benavides, M. (2011). Tratamiento fotocatalítico de aguas residuales generadas en laboratorios con presencia del indicador verde de bromocresol *. *Lasallista de Investigación*, 8(1), 28–41.
- Burciaga-Montemayor, N. G., Claudio-Rizo, J. A., Cano-Salazar, L. F., Martínez-Luévanos, A., & Vega-Sánchez, P. (2020). Compósitos en estado hidrogel con aplicación en la adsorción de metales pesados presentes en aguas residuales. *TIP Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 23, 1–13. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2020.0.211>
-

- Calvo Brenes, G., Mora Molina, J., Quesada Kimsey, J., & Quesada Carvajal, H. (2010). Aplicación de la tecnología de membranas en el tratamiento de algunos residuos líquidos altamente peligrosos. *Tecnología En Marcha*, 23(1), 94–106.
- Carriazo, J. G., Saavedra, M. J., & Molina, M. F. (2010). Propiedades adsorptivas de un carbón activado y determinación de la ecuación de Langmuir empleando materiales de bajo costo. *Educación Química*, 21(3), 224–229. [https://doi.org/10.1016/s0187-893x\(18\)30087-9](https://doi.org/10.1016/s0187-893x(18)30087-9)
- Castelló Torre, L. (2017). Diseño de un sistema de adsorción para la eliminación de colorantes presentes en disolución acuosa. *Universidad Politecnica de Valencia*, 65.
- Caviedes Rubio, D. I., Muñoz Calderón, R. A., Perdomo Gualtero, A., Rodríguez Acosta, D., & Sandoval Rojas, I. J. (2015). Tratamientos para la Remoción de Metales Pesados Comúnmente Presentes en Aguas Residuales Industriales. Una Revisión. *Ingeniería y Región*, 13(1), 73–90. <https://doi.org/10.25054/22161325.710>
- Cegarra Luzón, S. (2014). *Electrodialisis reversible para la obtencion de agua regenerada a partir de efluentes Industriales Depurados*. 1–251.
- Chávez Porras, Á. (2010). Descripción de la nocividad del cromo proveniente de la industria curtiembre y de las posibles formas de removerlo. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 9(17), 41–49.
- Conchi Ania, Sofia Calero, Joaquín Silvestr-Albero, T. V.-S. (2016). Materiales en Adsorción y catalisis. *Revista Del Grupo Especializado de Adsorción de La RSEQ*, 8, 1–50.
- Cortés, R., Solache, M., Martínez, V., & Alfaro, R. (2009). *Removal of Cadmium By Natural and Surfactant-Modified Mexican Zeolitic Rocks in Fixed Bed Columns*. 199–210. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9769-x>
- Domingo-Pueyo, A., Sanz-Valero, J., & Wanden-Berghe, C. (2014). Effects of Occupational Exposure To Chromium and Its Compounds: a Systematic Review. *Archivos de Prevención de Riesgos Laborales*, 17(3), 142–153.
-

<https://doi.org/10.12961/aprl.2014.17.3.03>

Eggs, N. (2016). *Comparacion de tratamientos actuales para la eliminación de metales pesados en efluentes industriales en general.*

Fernandez, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva*, 11(3), 147–170.

Gutiérrez, D. (2019). *Estudio De Adsorción De Pb (II) En Solución Acuosa Utilizando Un Composito Raquis De Zea Mays-Alginato De Sodio En Sistemas En Continuo.*[Tesis de maestría]. Instituto Tecnológico de Toluca.

Han, X., Zhang, Y., Zheng, C., Yu, X., Li, S., & Wei, W. (2021). Enhanced Cr (VI) removal from water using a green synthesized nanocrystalline chlorapatite : Physicochemical interpretations and fixed-bed column mathematical model study. *Chemosphere*, 264, 128421. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128421>

Cano, D. (2018). Retención de cromo hexavalente contenido en muestras sintéticas de agua mediante adsorción utilizando biosorbentes naturales modificados. *Journal of Business Ethics*, 14(3), 37–45.

Luna, O., & Carla, G. (2015). El agua en México. *Cuadernos de Divulgación Ambiental.*

Maheshwari, U., & Gupta, S. (2015). *Removal of Cr (VI) from wastewater using activated neem bark in a fixed-bed column : interference of other ions and kinetic modelling studies.* Abril. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1030709>

Mohanty, S., Bal, B., & Das, A. (2014). Adsorption of Hexavalent Chromium Onto activated carbon. *Austin J Biotechnol Bioeng.*, 1(2), 1–5. www.austinpublishinggroup.com

Molina, N., Aguilar, P., & Cordovez, C. (2010). Plomo, cromo III y cromo VI y sus efectos sobre la salud humana. *Ciencia & Tecnología Para La Salud Visual y Ocular*, 8(1), 77–88. <https://doi.org/10.19052/sv.831>

Netzahuatl-Muñoz, A. R., Cristiani-Urbina, M. C., & Cristiani-Urbina, E. (2010).

Estudio Cinético De La Remoción De Cromo Hexavalente Y De Cromo Total Por La Corteza Del Árbol De Pirul. *Revista Cubana de Química*, XXII(3), 3–8. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=443543720001%0ACómo>

- Ovalles Pérez, M. A., & Uribe Nobrega, J. C. (2014). Estrés laboral, ansiedad y depresión en residentes de Medicina Interna y Cirugía General de un hospital público de aragua. *Revista Mexicana de Salud En El Trabajo*, 6(16), 69–76.
- Pabón, S., Benítez, R., Sarria-Villa, R., & Gallo, J. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9–18.
- Pellegrini, J., Celis, J. De, & Apesteguy, J. (2018). Remoción de cromo hexavalente empleando carbón activado como adsorbente. *CLICAP*, 1–8.
- Peón, J. (2007). *El agua, una sustancia tan común como sorprendente*. 17–25.
- Prieto García, J. O., Gehan Geulamussein, N., Pérez Leiva, A., Martínez Albelo, E., & Enríquez García, M. (2020). Adsorción de Cadmio desde soluciones acuosas en carbón activado de bagazo de caña de azúcar variedad Roxa. *Centro Azúcar*, 47(1), 90–99.
- Rai, M. K., Shahi, G., Meena, V., Meena, R., Chakraborty, S., Singh, R. S., & Rai, B. N. (2016). Removal of hexavalent chromium Cr (VI) using activated carbon prepared from mango kernel activated with H₃PO₄. *Resource-Efficient Technologies*, 2, S63–S70. <https://doi.org/10.1016/j.reffit.2016.11.011>
- Ramírez Franco, J. H., Martínez Ávila, Ó. M., & Fernández Ospina, L. M. (2013). Remoción de contaminantes en aguas residuales industriales empleando carbón activado de pino pátula. *Revista Avances Investigación En Ingeniería*, 10(1), 42–49. http://www.unilibre.edu.co/revistaavances//avances-10-1/Tema_05_carbon_activado_pino.pdf
- Ribeiro, R. M., Bergamasco, R., Gimenes, M. L., & Müller, C. M. O. (2007). Preparación de membranas para producción de agua potable. *Informacion Tecnologica*, 18(1), 15–22. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642007000100004>

- Rodríguez Castellanos, R. (2009). *Evaluación de la operación de adsorción en continuo, de Níquel (II) utilizando Bagazo de caña de azúcar natural. li.*
- Rodríguez, R. (2009). "Evaluación de la operación de adsorción en continuo, de Níquel (II) utilizando Bagazo de caña de azúcar natural." [Tesis de diploma]. Universidad central "Martha Abreu" de las Villas
- Roig, B. (2006). *Evaluación de las tecnologías de tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con Cromo.* 101.
- Rojas, H. A., Guerrero, D. C., & Vásquez, O. Y. (2012). Aplicación del Modelo de Bohart y Adams en la Remoción de Mercurio de Drenajes de Minería por Adsorción con Carbón Activado. *Información Tecnológica*, 23(3), 21–32. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642012000300004>
- Singh, D. K., Kumar, V., Mohan, S., Bano, D., & Hasan, S. H. (2017). Breakthrough curve modeling of graphene oxide aerogel packed fixed bed column for the removal of Cr(VI) from water. *Journal of Water Process Engineering*, 18(March), 150–158. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.06.011>
- Srivastava, S., Agrawal, S. B., & Mondal, M. K. (2020). A fixed bed column study of natural and chemically modified Lagerstroemia speciosa bark for removal of synthetic Cr(VI) ions from aqueous solution. *International Journal of Phytoremediation*, 22(12), 1233–1241. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1755824>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á., & Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, 18(34), 109. <https://doi.org/10.22430/22565337.209>
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, A., & Ruiz Paternina, E. (2015). Cinética de adsorción de Cr (VI) usando biomásas residuales modificadas químicamente en sistemas por lotes y continuo. *Revista ION*, 28(1), 29–41.
- Vázquez, M. (2017). *Sistema de tratamiento de aguas mediante osmosis inversa Mauro Solis Vázquez-Mellado.*
-

