

ESTUDIO DE LA ADSORCION DE CROMO HEXAVALENTE UTILIZANDO COMO BIOMATERIAL LA ECTODERMIS DE OPUNTIA

Eduardo Campos Medina*

Resumen

En este artículo se presenta el fenómeno de adsorción química como una opción viable en el tratamiento de aguas residuales que contiene disueltos iones metálicos, específicamente se aborda el estudio del Cromo Hexavalente, el cual se puso en contacto con el biomaterial de Ectodermis de Opuntia. Dicho biomaterial se puso en contacto con soluciones de dicho elemento solo y formando un complejo coloreado con la difenilcarbazida (DFC), esto con la finalidad de estudiar el comportamiento de la adsorción, para lo cual se realizaron las cinéticas respectivas y se calcularon las isothermas de adsorción de los modelos de Langmuir y Freundlich. Los resultados mostraron que el biomaterial sin un tratamiento químico de acidificación muestra una adsorción máxima del 50% del ión metálico y a su vez formando el complejo ya señalado el porcentaje de remoción máximo fue del 40%.

Palabras Clave: Adsorción, Isothermas, Cromo Hexavalente

Abstract

This article presents the phenomenon of adsorption as a viable option in the treatment of waste water containing dissolved metal ions, specifically the study of hexavalent chromium, which was in contact with the Ectodermis Biomaterial of Opuntia. This biomaterial was in contact with solutions of this element alone and forming a colored complex with diphenylcarbazide (DFC), this was with the purpose of studying the behavior of the adsorption, for which the respective kinetics were done the isotherms adsorption models of Langmuir and Freundlich were calculated. The results showed that the biomaterial without chemical treatment of acidification shows a maximum of 50% adsorption of metal ions and in turn forming the pointed out complex, the maximum removal percentage was 40%

Key Words: Adsorption, Isotherms, Chromium Hexavalent

* Profesor de la Facultad de Planeación Urbana y Regional. Licenciatura en Ciencias Ambientales
Universidad Autónoma del Estado de México
eduardoccmx@yahoo.com

Introducción

El incremento de uso de metales y sustancias químicas en los procesos industriales ha resultado en la generación de grandes cantidades de efluentes acuíferos que contienen altos niveles de contaminantes orgánicos e inorgánicos.

Se sabe que la presencia de metales pesados en el ambiente acuático causa 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 por consecuencia no pueden ser separadas por métodos ordinarios. (Hussein y otros, 2004: 1023-1027)

Métodos fisicoquímicos tales como precipitación química, oxidación química, tratamiento electroquímico, filtración, intercambio iónico y tecnología de membranas han sido usados ampliamente para remover estos metales pesados de las aguas residuales de las industrias. Estos procesos pueden ser inefectivos o caros, especialmente cuando los iones de estos metales están disueltos en soluciones acuosas en el orden de $1-100 \text{ mgL}^{-1}$. (Volesky, 1990a: 473-482., Volesky, 1990b:7-43)

Métodos biológicos tales como la biosorción/bioacumulación para la remoción de iones de metales pesados (Tsezos y Keller, 1983:201-215) pueden proveer una atractiva alternativa a los métodos fisicoquímicos (Ramakrishna and Viraraghavan, 1995: 189-196)

El proceso de adsorción es una técnica mucho más versátil en la remoción de iones metálicos, comparada con las técnicas anteriores ya que estas requieren de altas inversiones económicas y gasto horas en la capacitación de recursos humanos. (Aretxaga y otros. 2001: 664-66., Bousher y otros 1997: 2084-2092., Gupta y otros. 2001: 1470-1476)

Además de ser económico, se ha reconocido como efectivo en la separación de contaminantes de aguas residuales, un ejemplo de esto es el uso del carbón activado que debido a su composición (madera, residuos de carbón, lignina, etc.) es capaz de remover color, olor y otros constituyentes indeseables de las aguas residuales.(Wesley, 2000: 3949 – 3956)

La sorción de iones metálicos por medio de biosorbentes ha tomado gran auge, esto se aprecia en los estudios que se han realizado básicamente en iones metálicos (Volesky, 2000: 17–24) que tienen la característica de ser tóxicos, tal es el caso del cadmio y plomo (Chang y otros. 1997: 1651-1658) que se encontraron en aguas residuales en estado de oxidación valencia 2^{+} , la adsorción de estos iones se llevo a cabo utilizando biomasa de *Phanerochaete chrysosporium*, que es una variedad de hongo filamentoso. La biosorción fue investigada en términos de isothermas de equilibrio de Freundlich, los resultados muestran la preferencia de biosorción de Pb (II) sobre la de Cd (II) a condiciones de 27°C y un valor de pH de 4.5, la remoción se debió a la mayor afinidad por los iones Pb^{2+} ya que tienen un radio ionico de 121 pm, en lugar de Cd^{2+} que tiene un radio ionico de 97 pm.(Qingbiao Li y otros. 2004: 135-142)

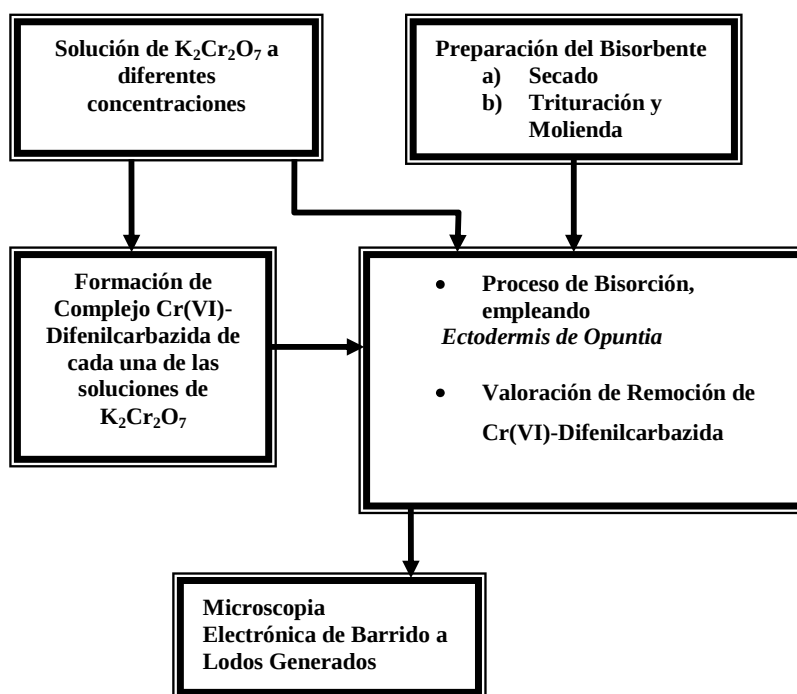
Otras investigaciones se han enfocado al ion Cr(VI) , ya que como se cito en capítulos anteriores tiene características tóxicas y cancerígenas, mediante varios biosorbentes como son lana, aserrín, agujas de pino, cáscara de almendra, hojas de cactus y carbón vegetal. La influencia del pH, tiempo de contacto, concentración del metal, naturaleza del sorbente fueron factores que se estudiaron a fin de determinar las condiciones optimas para la remoción del Cr(VI) . El estudio mostró que la mayor bisorción se presentó utilizando como bisorbente la lana de oveja alcanzado una eficiencia del 70 % a un pH de 2 y a 30 °C, esta conclusión fue obtenida mediante los cálculos de las isotermas de Langmuir y Freundlich. (Dakiky, 2002: 533-540)

En este trabajo de investigación se empleo la *Ectodemis de Opuntia*, también llamada cáscara de tuna, la cual posee diversas propiedades astringentes y antisépticas, sirve para producir miel vino, alcohol. Existen gran variedad de tunas que las mas conocidas son: tuna aguamielilla, amarilla, blanca, camuesa, cardona, cascarota, colorada, chaveta, duraznillo, hartona, pachona, verde.

En los últimos años ha aumentado su consumo como fuente nutritiva y de salud, tanto de manera fresca como deshidratada, de ahí su interés como alimento, pero dado su origen natural la cáscara de dicho producto se clasifica como biomasa, la cual en los últimos años ha tenido aplicaciones como sorbente en la remoción de contaminantes metálicos, casos específicos de este estudio son: a) la adsorción de Cr(VI) por medio de Agave lechuguilla (Romero y otros. 2005: 343-347), b) comparación de modelos de adsorción de Cu(II) y Zn(II) mediante residuos de zanahorias (Nasernejad *et. al.* 2005: 1319-1322). c) remoción de Cr(III) y Cr(VI) en soluciones acuosas por medio de *Ectodermis de Opuntia* (Barrera, 2005:35)

Metodología

Los pasos a seguir en la realización del trabajo de investigación se pueden apreciar en el siguiente diagrama:



Quivera 2008-1

Soluciones de $K_2Cr_2O_7$

Se prepararon soluciones de $K_2Cr_2O_7$ a concentraciones de 25, 50, 75, 100 y 150 mgL^{-1} , esto se realizó colocando el dicromato de potasio en una estufa elevando al temperatura a 150 °C durante una hora y media con la finalidad de secarlo y evitar que se hidrate, posteriormente se pesaron 0.07, 0.14, 0.21, 0.28, 0.42 g de dicromato de potasio respectivamente y se transfirieron a 1 L de agua deionizada, con esto se obtienen las soluciones a las concentraciones señaladas.

Preparación del complejo difenilcarbazida-Cr (VI)

Una vez que se tienen las soluciones de $K_2Cr_2O_7$ preparadas a las concentraciones señaladas anteriormente, se agregan 2 mL 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 difenilcarbazida (DFC) que son 10 mL cuya concentración es de 5 ppm (0.250 g en 50 mL de acetona), la formación del complejo se corrobora por la coloración violeta que adquiere la solución.

Tratamiento de bisorción

a) Secado

En este tratamiento se utilizó cáscara de *Ectodermis de Opuntia*, la cual se preparo secándola por 7 días a los rayos del sol, posteriormente se termino de deshidratar a 70 °C por 5 horas en una estufa del laboratorio.

b) Triturado y tamizado

Una vez seca la biomasa se trituró con la ayuda de un molino Wiley G.E. No. 4352, hasta que se obtuvieron partículas que pasaron por una malla de 40 mesh. Una vez molida la *Ectodermis de Opuntia* se almacenó en recipientes de polietileno, en un lugar fresco y al abrigo de la luz.

c) Tiempo de contacto

La *Ectodermis de Opuntia* no tuvo ningun tratamiento previo, es decir se utilizó de forma natural. Se pesaron 100 mg de la biomasa para cada una de las soluciones, tanto de $K_2Cr_2O_7$ a las concentraciones señaladas. De cada una de las soluciones se tomaron 10 mL de muestra las cuales tienen un valor de pH de 2 y se pusieron en contacto con la biomasa mediante agitación mecánica por medio de un rotor mecánico, los tiempos de contacto fueron de 5, 10, 15, 30 minutos, este proceso se realizó por duplicado y los resultados mostrados serán la media de dichas repeticiones

Quivera 2008-1

Cabe señalar que el pH se mantuvo fijo, es decir no se modificó su valor ácido (pH de 2) en las soluciones de $K_2Cr_2O_7$. Una vez terminado el tiempo de equilibrio, se separaron las fases, por medio de centrifugación a 3000 rpm, durante 3 minutos.

d) Calculo de Isotermas

Con estos datos se calcularon las respectivas cinéticas e isotermas de Langmuir, Freundlich, para los iones generados después del tratamiento electroquímico.

Las formulas de cada uno de los modelos son las siguientes:

a) Modelo de la isoterma de Langmuir

$$q_e = QbCe/1+bCe$$

Donde q_e = Cantidad de soluto adsorbido por peso unitario de adsorbente (mgg^{-1})
 Q_0 = Cantidad de moles soluto adsorbido que forma una monocapa por peso unitario de adsorbente (mgg^{-1})
 b = Constate empirica ($L\ mg^{-1}$)
 C_e = Concentración en equilibrio (mgL^{-1})

b) 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 (mgg^{-1})
 K_f = Constante de Freundlich (mgg^{-1})
 $1/n$ = Coeficiente de Freundlich
 C_e = Concentración en equilibrio (mgL^{-1})

Valoración de remoción de Cr (VI), Cr(VI)- difenilcarbazida

Para llevar a cabo dicha valoración se realizo una curva patrón de Cr(VI), la determinación se realizó por medio de absorción atómica utilizando un equipo spectrAA-10 plus, cuyas condiciones fueron: aire oxido nitroso-acetileno, longitud de onda 357.9 nm, una corriente de lámpara de 7 mA, un potencial de 365.9 mV para el fotomultiplicador de la lámpara, midiendo la concentración de Cr (VI) antes y después de la biosorción.

Microscopia electrónica de barrido y microanálisis

Los lodos generados por la biosorción de las muestras tratadas se secarán con la finalidad de evaporar el agua que contengan, posteriormente se colocarán en un soporte de grafito el cual se introducirá en un Microscopio Electrónico Philips XL-30 a bajo vacío, esto con la finalidad de obtener las imágenes de los lodos así como el microanálisis correspondiente señalándonos los elementos que constituyen a dichos lodos.

Resultados

Tratamiento de bisorción y valoración de remoción de Cr (VI), Cr(VI)-DFC

Las cuantificaciones de Cr(VI) específicamente a las concentraciones iniciales como finales que se muestran en las siguientes Tablas, estas se realizaron como se menciono utilizando la técnica de absorción atómica; estas determinaciones corresponden respectivamente al antes y después del contacto de las soluciones de Cr(VI), Cr(VI)-DFC con el biomaterial.

De los tiempos de contacto se obtuvieron datos de la sorción de Cr(VI), Cr(VI)-DFC , esto observa en las Tablas 1 y 2.

Tabla 1. Datos de sorción de Cr (VI)

Concentración inicial de Cr(VI) (mgL ⁻¹)	Tiempo de contacto (min)	Concentración final (mgL ⁻¹)	mgL ⁻¹ removidas	% de remoción
25	5	13	12	48
25	10	12.5	12.5	50
25	15	12	13	52
25	30	12	13	52
50	5	30	20	40
50	10	27.5	22.5	45
50	15	27	23	46
50	30	27	23	46
75	5	45	30	40
75	10	42.75	32.25	43
75	15	41.25	33.75	45
75	30	41.25	33.75	45

Quivera 2008-1

Continuación de la Tabla 1 Datos de Sorción de Cr (VI)

Concentración inicial de Cr(VI) (mgL ⁻¹)	Tiempo de contacto (min)	Concentración final (mgL ⁻¹)	mgL ⁻¹ removidas	% de remoción
100	5	60	40	40
100	10	58	42	42
100	15	57	43	43
100	30	57	43	43
150	5	99	51	34
150	10	94.5	55.5	37
150	15	91.5	58.5	39
150	30	91.5	58.5	39

Como puede constatarse el porcentaje de remoción para el Cr(VI) es bajo, ya que solo se alcanza un 52 %, esto se debe a que se trabajo con un pH de dos, lo que indica que la solución contiene un alta cantidad de protones y estos compiten por los sitios de adsorción con los iones metálicos del cromo provocando un menor captación del metal.

Esto se corrobora con la investigación que realizaron Schiewer y Volesky en 1995, donde establecen dicha teoría de la competencia por sitios activos de los iones y protones a valores de pH altos. (Schiewer yVolesky, 1995: 3049-58)

Tabla 2. Tabla de Datos de sorción de Cr(VI)-DFC

Concentración inicial de Cr(VI) (mgL ⁻¹)	Tiempo de contacto (min)	Concentración final (mgL ⁻¹)	mgL ⁻¹ removidas	% de Remoción
25	5	15	10	40
25	10	14.75	10.25	41
25	15	14.25	10.75	43
25	30	14.25	10.75	43
50	5	32.5	17.5	35
50	10	31	19	38
50	15	30.5	19.5	39
50	30	30.5	19.5	39

Quivera 2008-1

Continuación de la Tabla 2. Tabla de Datos de sorción de Cr(VI)-DFC

Concentración inicial de Cr(VI) (mgL ⁻¹)	Tiempo de contacto (min)	Concentración final (mgL ⁻¹)	mgL ⁻¹ removidas	% de Remoción
75	5	52.5	22.5	30
75	10	48.75	26.25	35
75	15	47.25	27.75	37
75	30	47.25	27.75	37
100	5	75	25	25
100	10	71	29	29
100	15	70	30	30
100	30	70	30	30
150	5	115.5	34.5	23
150	10	114	36	24
150	15	111	39	26
150	30	111	39	26

Varias razones pueden explicar el fenómeno de sorción, la mayoría de los biosorbentes en sus paredes celulares contiene grupos carboxilos, lo cuales son responsables de la captura de iones metálicos, dicha sorción depende de la protonación o desprotonación de esos grupos carboxilos, a valores de pH muy ácidos las paredes celulares pueden estar asociadas a iones hidronio (H_3O^+), aunado a lo anterior la presencia de otro compuesto orgánico como lo es la difenilcarbazida puede presentarse una interacción entre dichos grupos funcionales y los grupos que conforman a la difenilcarbazida, la interacción puede presentar una atracción dipolo-dipolo entre los carbonilos presentes en ambas estructuras.

De las tablas anteriores se realizaron las cinéticas de remoción correspondientes para cada uno de los casos, el comportamiento fue similar en todos los casos, por lo cual se muestran las cinéticas solamente de las concentraciones de 50 y 150 mgL⁻¹ de Cr(VI), esto se aprecia en la Figuras 2 y 3.

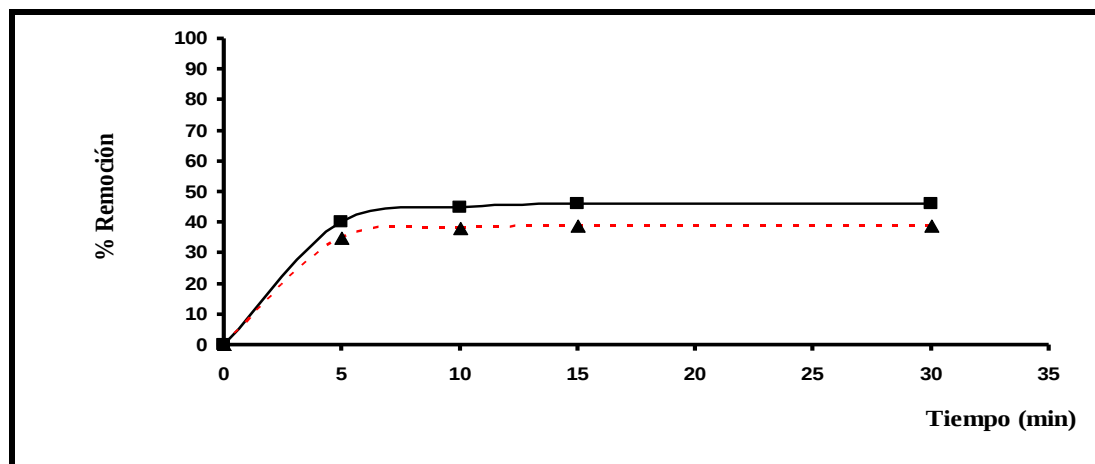


Figura 2 Cinética de remoción de Cr(VI) y Cr(VI)-DFC a 50 mgL^{-1} (—■— Cr(VI), -▲- Cr(VI)-DFC)

En esta Figura se muestra la concentración de Cr(VI) a 50 mgL^{-1} , el comportamiento de sorción que se observa es que en el rango de 0 a 5 minutos de contacto de la solución con el biosorbente se lleva a cabo la mayor cantidad de sorción de iones metálicos de Cr(VI), en el intervalo de 5 a 15 minutos se da un ajuste donde se ocupan todos los sitios activos del biosorbente por parte de los iones metálicos, y de 15 minutos en adelante ya no se lleva a cabo ninguna sorción. Este comportamiento es análogo en los dos tipos de soluciones que contenían al Cr(VI).

El mejor resultado de remoción es del 46 % en la solución que contiene solo Cr(VI) sin difenilcarbazida, para la solución de Cr(VI)-DFC el porcentaje fue de 39%, esto debido a la presencia de la difenilcarbazida.

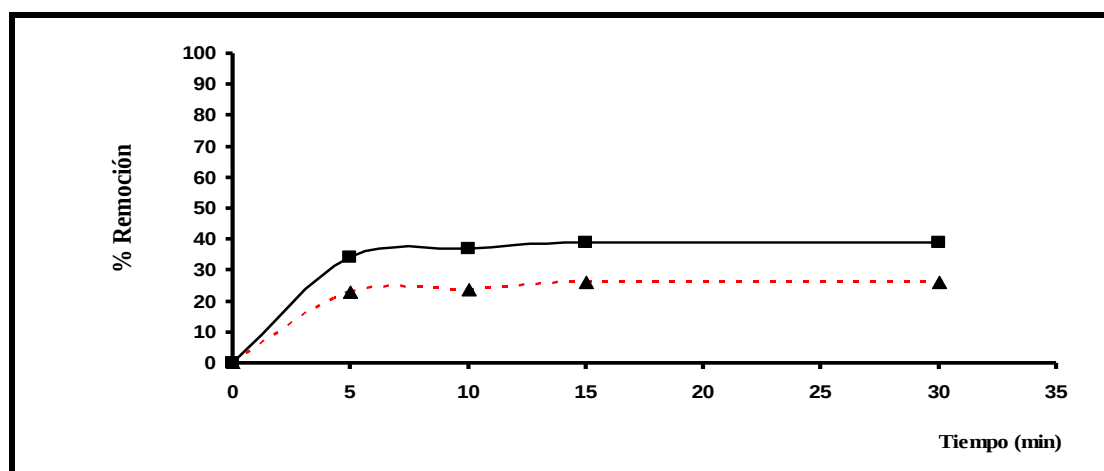


Figura 2. Cinética de remoción de Cr(VI) y Cr(VI)-DFC a 150 mgL^{-1} (—■— Cr(VI), -▲- Cr(VI)-DFC)

Como puede constarse el tiempo de equilibrio para las soluciones de Cr(VI) y Cr(VI)-DFC a concentraciones de 150 mgL^{-1} , fue el mismo a 15 minutos.

Cálculo de isothermas de adsorción

a) Isotherma de Langmuir

Con estos datos se procede a calcular los modelos de isothermas de adsorción de Langmuir y Freundlich, el primer paso es el cálculo del tiempo de equilibrio y con ello la concentración en el equilibrio de los iones presentes en solución. Los resultados esperados para isoterma de Langmuir se muestran en las Tablas 3 y 4.

Tabla 3 Valores de la isoterma de Langmuir para Cr(VI)

Isotherma de Langmuir		
Concentración Inicial de Cr(VI)	Ce (mgL ⁻¹)	qe (mgg ⁻¹)
0	0	0
25	12	1.30
50	27	2.30
75	41.25	3.37
100	57	4.30
150	91.5	5.85

Con estos valores se realizó la correspondiente isoterma que se aprecia en la Figura 3.

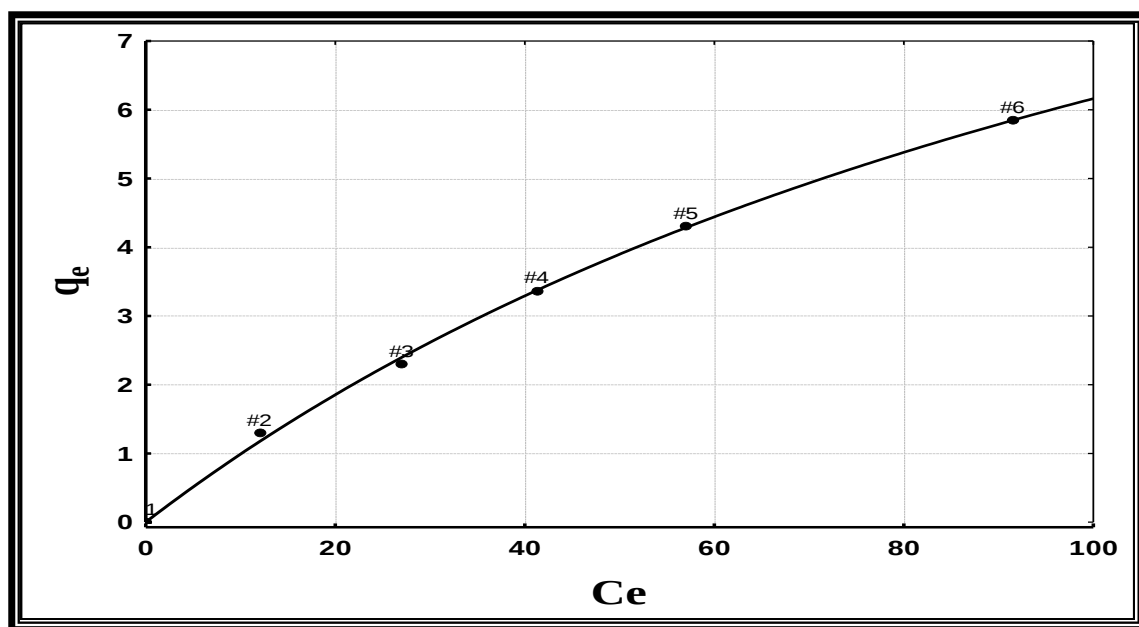


Figura 3. Isotherma de Langmuir para la adsorción para el Cr(VI)

En este caso se aprecia la forma clásica de la isoterma de Langmuir, que mediante la ecuación:

$$q_e = \frac{Q_0 b C_e}{1 + b C_e} \quad [1]$$

Quivera 2008-1

Mediante la cual se obtuvieron los resultados de las variables “Q” y “b” introduciendo los valores de “ q_e ” y “ C_e ” en un programa estadístico de computadora nombre statistica y cuyo resultado fue:

$$q_e = (14.715)(0.00725)C_e / 1 + (0.00725)C_e$$

Los valores de “Q” = 14.715 y “b” = 0.00725 muestran que la adsorción de Cr(VI) no es muy fuerte, ya que conforme aumenta el valor de la variable “b”, la fuerza de adsorción se incrementa de manera proporcional. Asimismo el valor de “Q” es alto lo que indica el número de moles de soluto para formar una monocapa en la superficie del adsorbente.

Tabla 4 Valores de la isoterma de Langmuir para Cr(VI)-DFC

Isoterma de Langmuir		
Concentración Inicial de Cr(VI)-DFC	C_e (mgL ⁻¹)	q_e (mgg ⁻¹)
0	0	0
25	14.25	1.07
50	30.5	1.95
75	47.25	2.77
100	70	3.0
150	111	3.9

Con estos valores se realizo la correspondiente isoterma que se aprecia en la Figura 4.

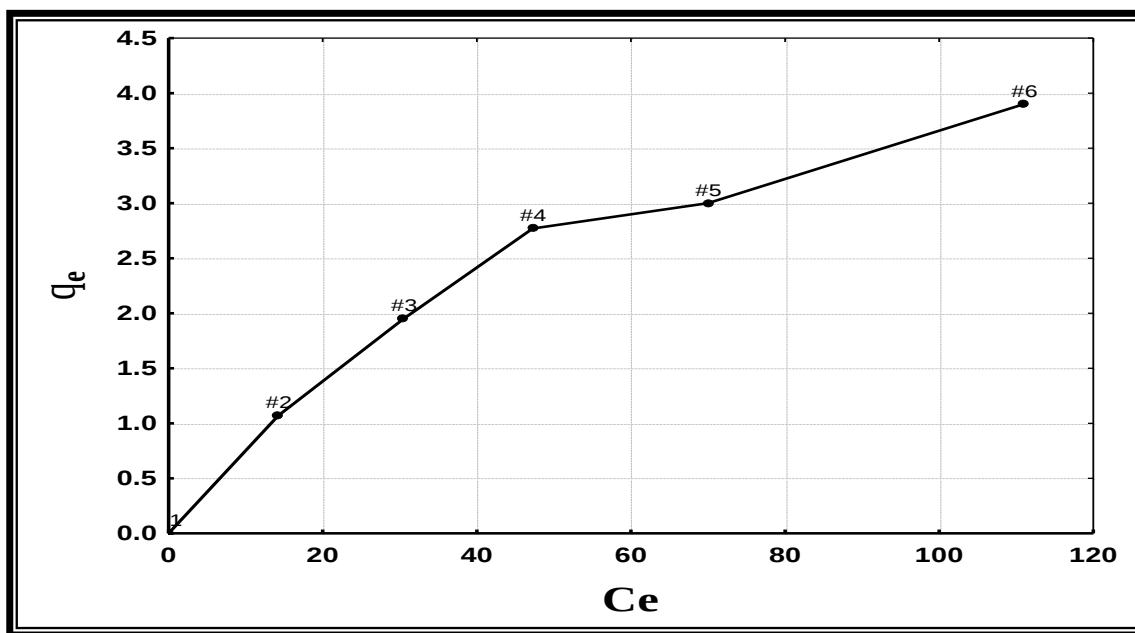


Figura 4. Isoterma de Langmuir para la adsorción para el Cr(VI)-DFC

En la Figura 4 se aprecia que la isoterma no se asemeja a la isoterma de Langmuir, para evaluarla se procedió a introducir los valores respectivos de “ q_e ” y “ C_e ” en el mismo programa estadístico ya mencionado, se evaluaron los valores de las variables “ Q ” y “ b ”, obteniéndose los siguientes resultados:

$$q_e = (2.538)(0.557)C_e / 1 + (0.557)C_e$$

El valor de “ b ” es 0.557 y el de “ Q ” es de 2.538 estos valores indican que la cantidad de soluto para formar una monocapa es bajo.

b) Isoterma de Freundlich

En cuanto a la isoterma de Freundlich, se realizaron los cálculos correspondientes para el Cr(VI) y Cr(VI)-DFC, se obtuvieron los resultados que se presentan en las Tablas 5 y 6 respectivamente.

Tabla 5. Valores de la isoterma de Freundlich para Cr(VI)

Isoterma de Freundlich	
<i>Log C_e</i>	<i>Log q_e</i>
1.07918	0.113943
1.431346	0.361727
1.615423	0.5282273
1.755874	0.633468
1.961421	0.767155

Tabla 6. Valores de la isoterma de Freundlich para Cr(VI) –DFC

Isoterma de Freundlich	
<i>Log C_e</i>	<i>Log q_e</i>
1.1538	0.031408
1.4842	0.290034
1.6744	0.443262
1.8450	0.477121
2.045	0.591064

Mediante la ecuación: $q_e = K_f C_e^{(1/n)}$

A esta ecuación se le aplica logaritmo natural a ambos de la igualdad y se obtiene la ecuación [2]

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

Los datos de las variables “ q_e ” y “ C_e ” se introducen en el programa estadístico, y se calcularon los valores de “ $1/n$ ” y “ K_f ”, los resultados se muestran en la continuación, en forma de ecuación:

$$\text{Log } q_e = \text{Log } (2.54009) + (0.7744) \text{ Log } C_e$$

De esta ecuación se obtienen los valores “ K_f ” = 2.54009. “ $1/n$ ” = 0.7744, de aquí se establece que el valor de “ K_f ” indica la fuerza de adsorción del sorbente por el sorbato, el valor de “ $1/n$ ” indica el valor de la pendiente de la recta obtenida, que en este caso es cercano a la unidad lo cual se considera favorable para la adsorción del sorbato, el valor de “ $\text{Log } K_f$ ” se detecta a simple vista por la intersección de la recta con la ordenada, el valor es muy pequeño por lo cual la fuerza de adsorción es pequeña también.

Microscopia electrónica de barrido y microanálisis

En la Figura 5 se muestra el microanálisis de la *Ectodermis de Opuntia* antes del contacto con las soluciones de Cr (VI) y C(VI)-DFC.

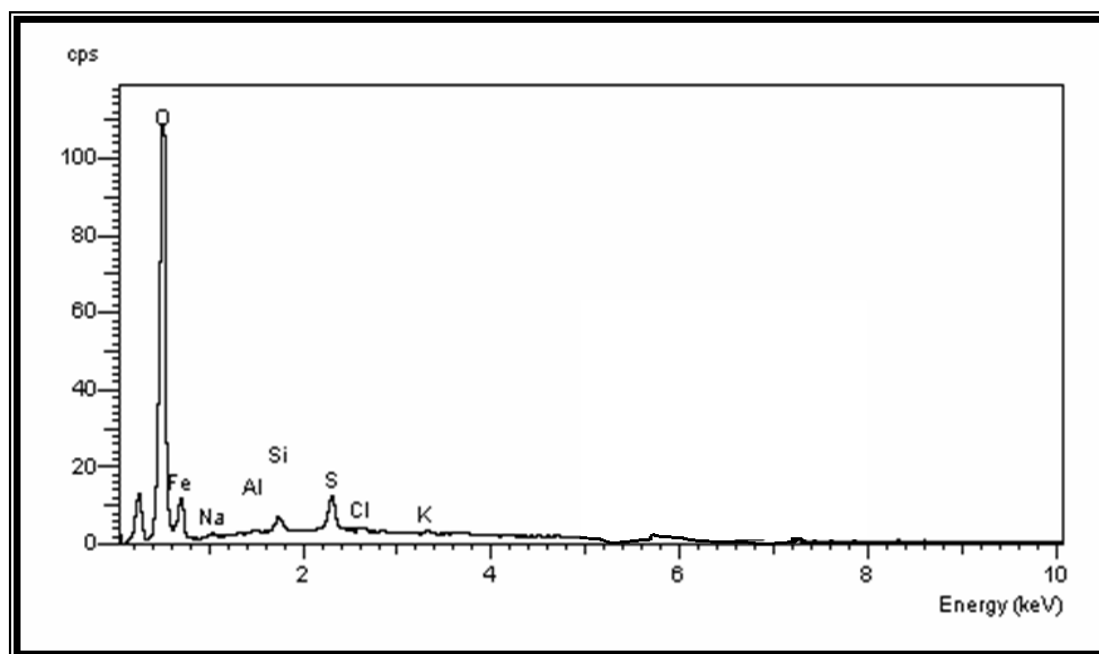


Figura 5. Microanálisis de la *Ectodermis de Opuntia*

En dicha figura se aprecia la composición de los elementos que constituyen a dicho biomaterial, como se aprecia no se la presencia de Cromo en dicho microanálisis

El proceso de adsorción entre el biomaterial y las soluciones de Cr(VI) se puede apreciar en los microanálisis de la cáscara seca de tuna, que muestran que efectivamente las cantidades sorbidas de Cr son muy pequeñas, corroborando los

cálculos obtenidos de las respectivas isothermas que se mostraron anteriormente, esto se puede apreciar en la Figura 6.

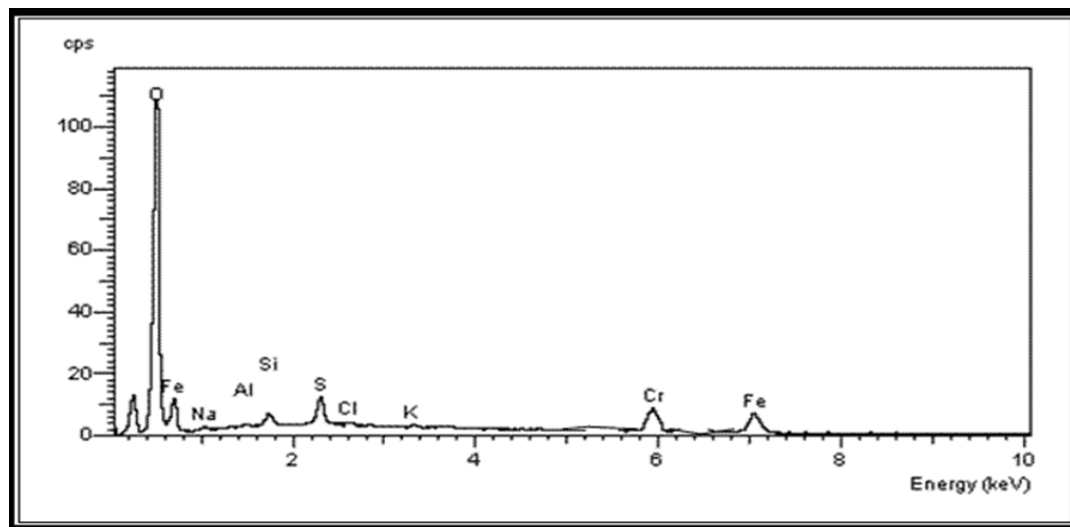


Figura 6. Microanálisis de la Ectodermis de Opuntia, después del tiempo de contacto con la soluciones de Cr(VI)

En las cantidades de cromo detectadas en dicho microanálisis hay que señalar que el tipo de cromo es el trivalente, esto debido a reacciones de reducción que se presentan en la superficie del biomaterial, por lo cual el cromo hexavalente sufrió un cambio de valencia. Este mecanismo fue señalado por Park y otros investigadores, en el cual el cromo hexavalente acepta electrones de grupos orgánicos que pertenecen al biomaterial, provocando con ello el cambio de estado de oxidación. (Park y otros, 2006)

Para el proceso de adsorción de Cr(VI)-DFC, los resultados del microanálisis se pueden apreciar en la Figura 7

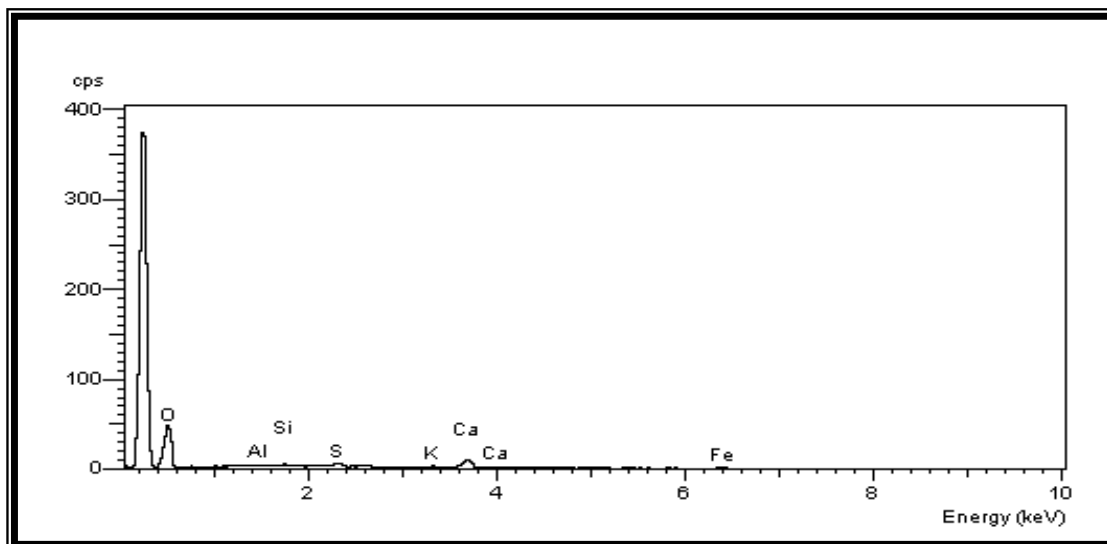


Figura 7. Microanálisis de la Ectodermis de Opuntia, después del tiempo de contacto con soluciones de Cr(VI)-DFC

Como se puede apreciar la cantidad de cromo adsorbido es nulo esto debido a la presencia de la difenilcarbazida, la cual por ser un compuesto de naturaleza orgánica y a su vez tiene grupos funcionales orgánicos, lo cuales generan atracciones del tipo dipolo-dipolo, compiten con los sitios activos del biomaterial por los iones de cromo.

De ahí la razón que el cromo no se encuentre adsorbido en el biomaterial, por lo cual se recomienda un tratamiento previo a la soluciones de Cr(VI)-DFC, con la finalidad de romper la estructura orgánica de la difenilcarbazida y evitar la competencia ya citada.

Conclusiones

Las conclusiones a las que se llegaron después de la investigación son:

- El tratamiento de sorción muestra que la sorción del Cr(VI) sigue un mecanismo propuesto por Langmuir formando una monocapa en el adsorbente.
- La superficie del sorbente donde se lleva a cabo la sorción es heterogénea de acuerdo al modelo de Freundlich.
- La sorción de los iones hierro cromo se ve afectada por la presencia de la difenilcarbazida, esto se debe a la formación del complejo entre el cromo y la difenilcarbazida, impidiendo la adsorción de este ión metálico.

Bibliografía

- Aretxaga Aitor, Sýlvia Romero, Montserrat Sarra and Teresa Vicent (2001) Adsorption Step in the Biological Degradation of a Textile Dye. en: *Biotechnol. Prog.* 17, 664-668
- Barrera-González Héctor (2005) Remoción de Cr(VI) y Cr(III) en Soluciones Acuosas por *Ectodemis de Opuntia*. Tesis de Maestría. Facultad de Química. UAEM. pp.35
- Bousher, Andrew, Xiaodong Shen and Robert G. Edyvean (1997) Removal of Coloured Organic Matter by Adsorption onto low-cost Waste Materials. en *Water Research*. 31, 2084-2092.
- Chang J., Law R. and C. Chang (1997) Biosorption of lead, copper and cadmium by biomass of *Pseudomonas aeruginosa* PU21. en *Water Research*. 31(78) 1651-1658
- Dakiky M., Khamis M., Manassra A. and M. Merbe (2002) Selective adsorption of chromium (VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents. en *Advances in Environmental Research*. 6, 533-540

Quivera 2008-1

- Gupta V. K. and J. D. Faulkner (2001) Selective guest-host association on self-assembled monolayers of calix[4]resorcinarene. en *Langmuir* 17:1470-1476.
- Hussein H., S. F. Ibrahim, K. Kandeel and H. Moawad (2004) Biosorption of heavy metals from waste water using *Pseudomonas* sp. en *Environmental Biotechnology*. (7), 1, 1023-1027.
- Nasernejad B., Esslam Z. T., Bonakdar P.B., Esmaail B. M. and A. Zamani (2005) Comparison for biosorption modeling of heavy metals (Cr(III), Cu(II), Zn(II)) adsorption from wastewater by carrot residues. en *Process Biochemistry*. 40, 1319-1322.
- Qingbiao Li, Songtao Wu, Gang Liu, Xinkai Liao, Xu Deng, Daohua Sun, Yuelin Hu and Yili Huang (2004) Simultaneous biosorption of cadmium (II) and lead (II) ions by pretreated biomass of *Phanerochaete chrysosporium*. en *Separation and Purification Technology*, 34 pp. 135-142
- Ramakrishna K. R. and T. Viraraghavan (1995) Dye removal using low cost adsorbents. en *Wat. Sc. Tech.* 36, 189-196
- Romero-Gonzales J., Peralta-Videa J. R., Rodríguez E., Ramírez S. L. and J. L. Gardea-Torresdey (2005) Determination of Thermodynamic parameters of Cr(VI) adsorption from aqueous solution onto *Agave lechugilla* biomass. en *J. Chem. Thermodynamics*. 37, 343-347
- Schiewer, S. and B., Volesky (1995) Modeling of proton. en *Environ. Sci. Technol.* 30:49-58
- Tsezos M. and M. Keller (1983) Adsorption of Ra226 by biological origin adsorbents. en *Biotechnology and Bioengineering*. 25, 201-215
- VOLESKY, B (a). (1999) Biosorption of Cd and Cu by different types of *Sargassum* biomass. In: AMILS, R. and BALLESTER, A. eds. *Biohydrometallurgy and the Environment towards the mining of 21st century (part B): International Biohydrometallurgy Symposium-Proceedings*. Amsterdam, Elsevier. pp. 473-482.
- VOLESKY, B (b). Removal and recovery of heavy metals by biosorption. In: *Biosorption of heavy metals*. Boston, USA, CRC press, 1990b. , p. 7-43.
- Wesley M. Jarrell. and Timothy D. Mayer (2000). Phosphorus sorption during iron (II) oxidation in the presence of dissolved silica. en *Water. Research*. 34:3949 – 3956.