

**Adsorción de cromo (VI) utilizando cáscara de yuca (*Manihot esculenta*) como biosorbente: Estudio cinético**

Adsorption of chromium (VI) using cassava peel (*Manihot esculenta*) as biosorbent: A kinetic study

Henry Alexander Acosta Arguello\*  
Camilo Andrés Barraza Yance\*\*  
Alberto Ricardo Albis Arrieta\*\*\*  
*Universidad del Atlántico (Colombia)*

\* Ingeniero Químico, Universidad del Atlántico, Facultad de Ingeniería, Ingeniero Químico, hacosta@uniatlantico.edu.co.  
\*\* Ingeniero Químico, Universidad del Atlántico, Facultad de Ingeniería, Ingeniero Químico, cabarraza@uniatlantico.edu.co.  
\*\*\* Ingeniero Químico, Doctor en Ciencias, Universidad del Atlántico, Facultad de Ingeniería, Ingeniero Químico, Doctor en Ciencias, albertoalbis@uniatlantico.edu.co.

**Correspondencia:** Alberto Ricardo Albis Arrieta, Universidad del Atlántico, Facultad de Ingeniería, Bloque H, 4° Piso. Km. 7, antigua vía a Puerto Colombia. Tel: 3008055015.

Origen de subvenciones o apoyos recibidos: Este trabajo fue financiado por Colciencias bajo contrato n° 0622-2013.

## Resumen

En esta investigación se utilizó cáscara de yuca (*Manihot esculenta*) para remover cromo (VI) de disoluciones acuosas simulando efluentes industriales. Se utilizó un esquema de operación por lotes y se realizaron pruebas variando la concentración inicial de cromo (30, 40 y 50 ppm) y la temperatura (25, 30 y 35 °C), manteniendo fija la concentración del adsorbente (3,33 g/l), el tiempo de contacto 40 minutos y el pH 2, el cual se ajustó con ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Los datos obtenidos fueron ajustados a cuatro modelos cinéticos: primer orden reversible, pseudosegundo orden, Elovich y difusión intrapartícula. Los datos se ajustaron mejor al modelo de pseudosegundo orden. También se realizaron pruebas usando una concentración inicial de 50 ppm y tiempo de contacto de 120 minutos, variando la concentración del adsorbente (2, 4, 20 y 25 g/l). Se determinó que a mayor concentración de bioadsorbente se presenta mayor porcentaje de remoción.

**Palabras clave:** adsorción, bioadsorción, cinética, cromo, remoción.

## Abstract

In this research, cassava peel (*Manihot esculenta*) was used to remove chromium (VI) from aqueous solution simulating industrial effluents. Batch adsorption operation was used and tests were performed by varying the initial concentration of chromium solution (30, 40 and 50 ppm) and temperature (25, 30 and 35 °C), keeping fixed the adsorbent dosage (3.33 g/l), the contact time 40 minutos and pH 2, which was adjusted with sulfuric acid (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Data were fitted to four kinetic models: reversible first-order, pseudo second-order, Elovich and intraparticle diffusion models. Pseudo second-order model fits best to most experimental data. Tests were also performed using an initial concentration of 50 ppm and contact time of 120 minutos, varying the adsorbent dosage (2, 4, 20 and 25 g/l). The higher adsorbent dosage is, the higher percent removal of Cr(VI) is observed.

**Keywords:** adsorption, biosorption, chrome, kinetics, removal.

Fecha de recepción: 13 de septiembre de 2015  
Fecha de aceptación: 29 de agosto de 2016

## INTRODUCCIÓN

El cromo es uno de los metales pesados que por su toxicidad y baja biodegradabilidad natural provoca la contaminación de las aguas residuales, debido a lo cual constituye un problema ambiental muy grave [1], [2]. Este metal se encuentra presente en el agua y suelo principalmente en dos estados de oxidación: trivalente (Cr(III)) y hexavalente (Cr(VI)). El cromo (VI) está presente principalmente en forma de ion cromato ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ) e ion dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ), y posee niveles más altos de toxicidad que en sus otros estados de valencia. El Cr(VI) es tóxico y cancerígeno, y puede causar irritaciones en la piel y daños en los riñones, el hígado y el estómago [3],[4]. Por lo tanto, la remoción de Cr (VI) del agua y aguas residuales es importante para la protección del medio ambiente y la salud humana [5].

Históricamente el cromo ha sido uno de los metales más ampliamente utilizados para el revestimiento de piezas metálicas, debido a su resistencia a la corrosión. Además, forma parte de curtientes, pigmentos y conservantes textiles, aleaciones, pinturas, antiincrustantes, catalizadores, agentes anti-corrosivos, lodos de perforación, baterías de alta temperatura, fungicidas, conservantes de madera, recubrimientos metálicos y electrogalvanizados [6].

Para el tratamiento de los efluentes líquidos que contienen metales pesados existen diferentes métodos fisicoquímicos; los más empleados son los siguientes: intercambio iónico, precipitación, ósmosis inversa y adsorción [7]. Los elevados costos asociados al consumo de energía y productos químicos representan una desventaja de los métodos mencionados al ser aplicados a efluentes industriales con concentraciones bajas de metales. Adicionalmente, la disposición de los lodos resultantes resulta compleja debido a que estos, por su composición, representan un gran peligro para el medio ambiente [8].

Para ser atractivas, para las pequeñas y medianas empresas, las tecnologías emergentes de remoción de metales deben ser de bajo costo y fácil implementación, debido a los recursos económicos restringidos que las Pymes pueden asignar a un sistema de protección ambiental adecuado que trate sus efluentes y cumpla la normativa vigente [8].

En este trabajo se utilizó cáscara de yuca (*Manihot esculenta*) para adsorber cromo (VI) de disoluciones acuosas. Se estudió la influencia de la concentración y de la temperatura en la cinética de adsorción y se realizaron pruebas para determinar la influencia de la concentración del adsorbente en la capacidad de remoción.

## METODOLOGÍA

### Materiales y reactivos

Se utilizó dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) (Merck) (grado analítico) para preparar las disoluciones, ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) para ajustar el pH y agua previamente destilada y desionizada. La cáscara de yuca se obtuvo en el municipio de Tubará (departamento del Atlántico, Colombia). La biomasa fue lavada, secada (al sol), molida y tamizada. Se seleccionó el tamaño de partícula  $<130 \mu m$ . Se realizaron pruebas para determinar el porcentaje de lignina en la biomasa. Además se hizo un análisis infrarrojo a la cáscara de yuca antes y después de la adsorción. Para la determinación del porcentaje de lignina se siguió el procedimiento descrito por Marion Carrier *et al.* [9].

### Instrumentos

Para el análisis de la concentración de cromo en las muestras se utilizó un espectrómetro de fluorescencia de rayos X por reflexión total (TXRF) ("S2 PICOFOX") de BRUKER [10]. Para las pruebas de infrarrojo se utilizó un espectrofotómetro IRAffinity-1S de SHIMADZU. Con ayuda del "software" *Statgraphics Centurion XVII*, en su opción de ajuste de datos (regresión no lineal) se relacionaron los datos de cada prueba a cada uno de los modelos cinéticos.

### Métodos

La disolución stock de Cr(VI) se preparó disolviendo 2 g de dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) en 2000 ml de agua destilada y desionizada. Las disoluciones estándar se obtuvieron por dilución hasta obtener las concentraciones de 30, 40 y 50 mg/l. El proceso de adsorción se realizó en un montaje por lotes. Se tomaron 300 ml de las soluciones estándar en un Erlenmeyer y este se introducía en un baño de agua con control de temperatura a tres temperaturas diferentes: 25, 30 y 35 °C. La masa de material adsorbente ( $D_p < 130 \mu m$ ) fue de 1 g por prueba. El pH de las disoluciones se ajustó antes

de agregar la biomasa hasta el valor de 2, agregando la cantidad necesaria de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ). El sistema se mantuvo en constante agitación con ayuda de un agitador magnético. Se tomaron 9 alícuotas (de 3 ml) a intervalos regulares de tiempo durante 40 minutos luego de agregado el adsorbente. Las alícuotas fueron centrifugadas a 5000 rpm durante 2 minutos para separar el adsorbente.

La tabla 1 muestra las condiciones de temperatura y concentración inicial de cada una de las pruebas realizadas. Cada prueba se realizó por duplicado.

La cantidad de cromo adsorbida por la biomasa (mmol/g) se calculó haciendo uso de la siguiente expresión matemática:

$$qt = \left( \frac{\text{mmol}}{\text{g}} \right) = \frac{C_0 V_o - C_f V_f}{m} \quad (1)$$

Donde

$C_0$  = concentración inicial de cromo en la disolución (mmol/l).

$C_f$  = concentración final de cromo en la disolución (mmol/l).

$V_o$  = volumen inicial de disolución (l).

$V_f$  = volumen final de disolución (l).

$m$  = masa de bioadsorbente utilizada en los ensayos (g).

El porcentaje de remoción se halló de la siguiente manera:

$$(\%Re) = \frac{C_0 - C_f}{C_0} * 100 \quad (2)$$

Los datos obtenidos en cada prueba se trataron y se filtraron. Posteriormente se ajustaron a los modelos cinéticos que se mencionan más adelante.

**Tabla 1.** Condiciones de temperatura y concentración inicial de cada prueba

Prueba	Temperatura (°C)	Concentración Inicial ( $C_0$ ) (mg/L)
1	35	40
2	35	50
3	35	30
4	30	30
5	30	40
6	30	50
7	25	50
8	25	40
9	25	30

Con ayuda de *Statgraphics Centurion XVII* se realizó un análisis de varianza (ANOVA multifactorial) tomando como variable dependiente la capacidad de adsorción en el equilibrio ( $Q_e$ ) y como variables independientes (factores) la concentración inicial de las disoluciones ( $C_0$ ) y la temperatura (T); lo anterior con el propósito de determinar cuál es el efecto que tienen las variables independientes sobre la variable dependiente.

Por último, se realizaron pruebas variando la relación biomasa/solución en 2, 4, 20 y 25 g/l; la concentración inicial de las disoluciones fue de 100 mg/l y la temperatura 30 °C. El tiempo de contacto fue de 120 minutos. Cada prueba se realizó por duplicado.

- *Porcentaje de lignina (%LG)*

Se tomó 1 g de biomasa pre-tratada en un *Soxhlet* con acetona. Esta fue tratada con 15 cm<sup>3</sup> de una disolución de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) al 72% durante dos horas a temperatura ambiente. La disolución anterior se diluyó con 560 cm<sup>3</sup> de agua para reducir la concentración del ácido hasta el 3% y luego se puso a hervir durante 4 horas. El residuo (lignina) fue filtrado, lavado con agua caliente y secado.

- *Modelo de primer orden reversible*

Se basa en la suposición de que a cada ion metálico se le asigna un sitio de adsorción del material adsorbente. La ecuación algebraica que describe dicho modelo es

$$q_t = q_e * (1 - e^{-k_1 * t}) \quad (3)$$

Donde  $q_t$  es la cantidad adsorbida en un tiempo  $t$ ,  $q_e$  es la cantidad adsorbida en el equilibrio y  $k_1$  es la constante cinética de primer orden [11].

- *Modelo de Pseudosegundo Orden*

En este modelo se supone que el adsorbato se adsorbe en dos sitios activos de la biomasa y la ecuación algebraica que describe este modelo es

$$q_t = \frac{t}{\frac{1}{k_2 * q_e^2} + \frac{t}{q_e}} \quad (4)$$

Donde,  $q_e$  es la capacidad de adsorción en el equilibrio y  $k_2$  es la constante cinética de Pseudosegundo orden [11].

- *Modelo de Elovich*

Este modelo supone la heterogeneidad de los sitios activos y, por ende, energías de activación diferente para cada uno de ellos. El modelo asume que la quimisorción en los sitios activos es un proceso heterogéneo modelado con una reacción de segundo, lo cual conlleva a una expresión para la adsorción del tipo

$$q_t = \frac{1}{\beta} * \ln(\alpha * \beta) + \frac{1}{\beta} * \ln(t) \quad (5)$$

Donde  $\alpha$  es la velocidad inicial de adsorción y  $\beta$  está relacionado con la superficie cubierta y la energía de activación por quimisorción [11].

- *Modelo de Difusión Intrapartícula*

Para obtener la ecuación que describe la difusión intraparticular se modela el adsorbente con una estructura porosa homogénea y se asume que la velocidad de adsorción está limitada por la velocidad de difusión del adsorbato en los poros del adsorbente.

Bajo estas circunstancias, Weber y Morris [12] encontraron que la ecuación que define la difusión intraparticular viene dada por

$$q_t = k * \sqrt{t} \quad (6)$$

Donde  $k$  es la constante de velocidad de difusión intraparticular [11].

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Cinética de adsorción

Dependiendo del pH, el cromo (VI) puede existir en forma de sales de ácido crómico ( $H_2CrO_4$ ), ion cromato de hidrógeno ( $HCrO_4^-$ ) y el ion cromato ( $CrO_4^{2-}$ ) [13]. Al pH de trabajo, el cromo está en forma de ion cromato de hidrógeno ( $HCrO_4^-$ ).

Pájaro *et al.* [14] estudiaron el desempeño de la cáscara de yuca como adsorbente de cromo (VI) en medio acuoso; determinaron que el proceso presenta mayor remoción a pH ácidos y que existe una gran posibilidad que la adsorción sea del tipo química. Como es típico, el poder oxidante del Cr(VI) está en función del pH y a medida que este se hace más bajo, el Cr(VI) tiende a ser más oxidante (mayor reactividad) y es menos reactivo a pH más alto [13].

Dakiky *et al.* [15] emplearon siete tipos de adsorbentes para remover Cr(VI) de aguas residuales industriales, alcanzando los máximos porcentajes de remoción a pH aproximadamente 2.

Bhattacharya *et al.* [16] obtuvieron los mayores porcentajes de remoción de Cr(VI) de soluciones acuosas en el rango de pH de 2 a 3, utilizando distintos adsorbentes de bajo de costo.

Bhatt *et al.* [4] removieron cromo de soluciones acuosas utilizando reticulado de quitosano-ácido dietilentriaminopentaacético y cuyo pH óptimo fue 3.

En la tabla 2 se reportan los parámetros de ajuste a cada modelo y su coeficiente de determinación  $R^2$ . Se observa que los modelos de primer orden y pseudosegundo orden son los que mejor describen la cinética de adsorción (mayores valores de  $R^2$ ).

El propósito de estos dos modelos es determinar la capacidad de adsorción máxima en el equilibrio ( $Q_e$ ) y las constantes de velocidad cinética de adsorción ( $K_1$  o  $K_2$ ). La importancia de las constantes de velocidad reside en la rápida eliminación del metal de la solución. Una constante cinética más alta significa una eliminación más rápida del ion metálico de la solución y una mejor adsorción; además, una rápida adsorción es atractiva para las industrias, ya que minimiza los costos de operación, número de empleados y la energía consumida. La capacidad de adsorción máxima en el equilibrio se asemeja a la cantidad de ion metálico que se puede remover potencialmente por un adsorbente dado. Para este parámetro, una alta capacidad de adsorción se asocia también con la eficiencia del adsorbente [17].

El modelo de pseudosegundo orden es generalmente más apropiado que el modelo de primer orden para representar la cinética de biosorción de metales pesados, tal como se ha reportado previamente [18],[19].

Arris *et al.* [20] informaron sobre la sorción de cromo (VI) usando carbón preparado por la calcinación de subproductos de cereales y concluyeron que el proceso se ajusta con un mayor índice de correlación al modelo de pseudosegundo orden que a los modelos de primer orden o difusión intrapartícula.

Cantu *et al.* [21] utilizaron nanomateriales de óxido de manganeso  $Mn_3O_4$  para remover Cr(III) y Cr(VI) de soluciones acuosas y determinaron que la cinética de sorción sigue un mecanismo de quimisorción de pseudosegundo orden.

V. Marjanović *et al.* [22] concluyeron que el modelo de segundo orden es el mejor para ajustar el proceso de adsorción cromo(VI) de soluciones acuosas utilizando sepiolitas (naturales y con activación ácida).

**Tabla 2.** Parámetros de ajuste a cada modelo. (B: base, R: replica)

		MODELO DE PRIMER ORDEN			MODELO DE PSEUDO SEGUNDO ORDEN			MODELO DE ELOVICH			MODELO DE DIFUSIÓN INTRAPARTÍCULA		
		$K_1$ ( $\text{min}^{-1}$ )	$Q_e$ ( $\text{mmol/g}$ )	$R^2$	$K_2$ (g/ mmol. minutos)	$Q_e$ ( $\text{mmol/g}$ )	$R^2$	$\alpha$ ( $\text{mmol.g}^{-1}.$ $\text{min}^{-1}$ )	$\beta$ ( $\text{mmol.g}^{-1}$ )	$R^2$	$K$ ( $\text{mmol.g}^{-1}.$ $\text{min}^{-1/2}$ )	$R^2$	
PRUEBA	1	B	0,1513	0,05419	85,6	3,8306	0,06051	86,9	0,07252	103,8159	76,2	0,0101	77,8
		R	0,7819	0,06983	90,5	12,2437	0,07469	95,0	0,47521	98,1691	94,3	0,0143	68,9
	2	B	0,0970	0,06942	94,4	1,1645	0,08626	92,1	0,02504	60,3129	91,6	0,0119	93,8
		R	0,4166	0,03367	91,7	14,5645	0,03710	90,7	0,06376	158,7365	69,7	0,0070	58,8
	3	B	0,3318	0,04603	94,3	10,3784	0,05020	96,4	0,10249	122,5055	87,6	0,0096	66,9
		R	1,0187	0,03589	98,5	43,4527	0,03735	99,1	3,09648	270,7562	83,4	0,0077	41,1
	4	B	0,0699	0,02984	93,3	1,5936	0,03962	93,6	0,01009	155,8557	82,7	0,0047	95,3
		R	0,2507	0,03660	84,0	11,5702	0,03951	85,8	0,38468	211,5408	29,3	0,0071	62,1
	5	B	1,9437	0,05391	92,4	108,353	0,05455	92,2	13064145	471,8784	16,4	0,0119	0
		R	0,1661	0,02924	80,5	7,8692	0,03267	84,9	0,04053	185,8816	74,1	0,0060	79,9
	6	B	0,3619	0,05513	94,9	9,4811	0,05982	96,6	0,70827	139,9102	72,1	0,0113	76,3
		R	0,5058	0,06354	95,3	9,6207	0,06847	97,9	0,19642	95,2608	95,3	0,0127	8,9
	7	B	1,1641	0,05869	85,0	31,5956	0,06052	86,5	3,8296	162,4117	50,0	0,0114	60,7
		R	1,0683	0,07415	89,5	16,0310	0,07951	93,6	1,1774	100,2869	87,9	0,0173	55,5
	8	B	0,2590	0,05140	91,8	8,4877	0,05553	95,8	0,1136	112,5264	93,1	0,0103	72,5
		R	1,7824	0,04983	93,5	91,2466	0,05044	93,5	11698,114	366,7450	31,9	0,0107	29,6
	9	B	0,1743	0,03488	92,7	6,9345	0,03884	95,5	0,0369	146,4125	93,9	0,0068	85,0
		R	0,1583	0,03785	88,4	5,1748	0,04314	91,4	0,0376	134,0475	86,1	0,0072	85,2

En el modelo cinético de pseudosegundo orden, la etapa limitante en la velocidad del mecanismo es la adsorción superficial, la cual implica quimisorción, en la que la remoción del metal es debido a interacciones fisicoquímicas entre dos fases [23]. Los valores de la constante cinética  $K_2$  son relativamente elevados en comparación con otros procesos de sorción de Cr(VI) reportados en la literatura. En la tabla 3 se muestra un cuadro comparativo de los valores de la constante cinética de segundo orden para procesos de adsorción de Cr(VI) utilizando distintos adsorbentes. Estos valores altos de la constante cinética permiten suponer que el equilibrio de adsorción se alcanza con mayor rapidez. En esta investigación se determinó que el tiempo en el cual se alcanza el equilibrio está entre 10 y 25 minutos

aproximadamente, tiempo que es bajo en comparación con otros adsorbentes utilizados para remover Cr(VI) reportados en la literatura.

**Tabla 3.** Comparación de las constantes cinéticas de pseudosegundo orden para remoción de Cr(VI) con distintos adsorbentes ( $K_2$ : g/mmol. minutos), (T: temperatura en °C), ( $C_0$ : concentración inicial en mg/l).

Adsorbente	T	$K_2$	$C_0$	Referencia
APT-SEP	25	0,1016	150	[22]
APT-ASEP	25	0,2999	150	[22]
Lodos clarificados	30±2	2,7766	50	[16]
Ceniza de cáscara de arroz	30±2	2,6206	50	[16]
Alúmina activada	30±2	4,0920	50	[16]
Tierra de batán	30±2	6,4735	50	[16]
Cenizas volátiles	30±2	6,7647	50	[16]
Aserrín	30±2	4,5237	50	[16]
Corteza de neem	30±2	11,314	50	[16]
Cáscara de yuca	30	9,5509	50	Este trabajo (Prueba 6)
Cáscara de yuca	25	6,0547	30	Este trabajo (Prueba 9)

Lo anterior nos permite inferir que los sitios activos del adsorbente no presentan impedimentos estéricos que impidan un rápido ataque de los iones metálicos a los mismos o que el tamaño de los poros del biomaterial es adecuado para la adsorción de Cr(VI).

Bhattacharya *et al.* [16] utilizaron siete tipos de materiales para adsorber cromo (VI) y determinaron que el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio, para el caso de dos de los adsorbentes que utilizaron, era de 2 horas y de 3 horas para los otros cinco (ver tabla 4). Por lo anterior, la cáscara de yuca ofrece una ventaja competitiva como material adsorbente, ya que se disminuye el tiempo de contacto necesario para lograr el equilibrio.

**Tabla 4.** Tiempo necesario para alcanzar el equilibrio para diferentes adsorbentes. ( $C_0=50$  mg/l; Relación de 10 g/l) [16]

Adsorbente	Tiempo para alcanzar el equilibrio (minutos)
Lodos clarificados	120
Ceniza de cáscara de arroz	120
Alúmina activada	180
Tierra de batán	180
Cenizas volátiles	180
Aserrín	180
Corteza de neem	180
Cáscara de yuca (este trabajo)	10 a 25

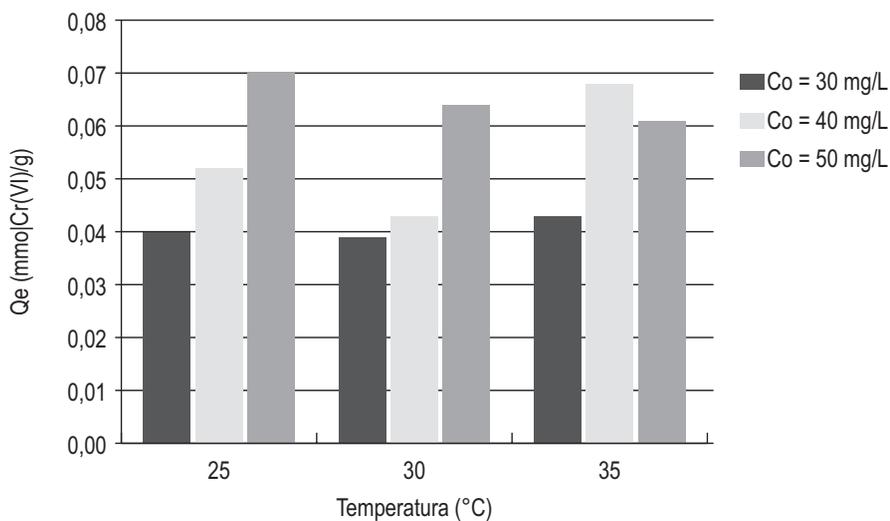
En la tabla 5 se puede notar que la capacidad de adsorción de la cáscara de yuca es comparable e incluso superior en algunos casos con la de otros adsorbentes.

**Tabla 5.** Capacidad de adsorción de Cr(VI) de algunos adsorbentes [24]

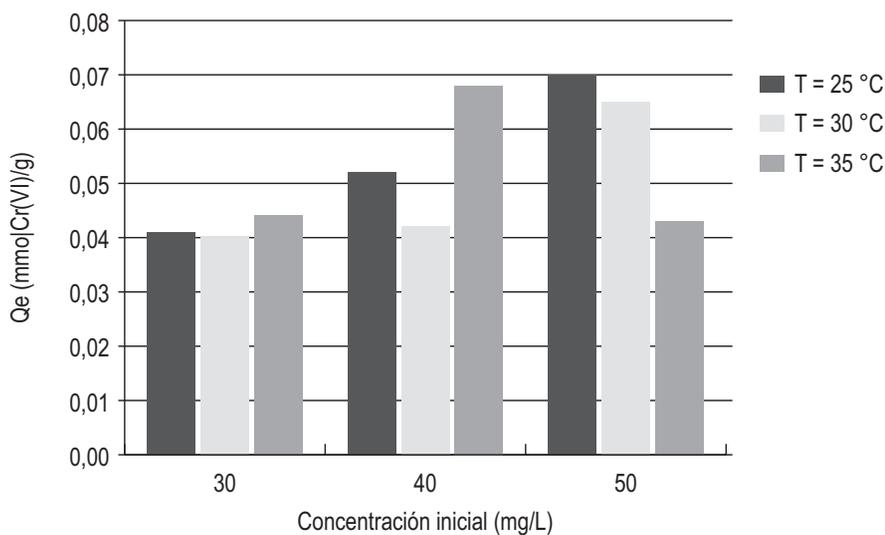
Adsorbente	Capacidad de adsorción máxima (mg/g)	$C_0$ (mg/l)
Barro rojo	1.60	30
Suspensión residual de Biogás	5.87	40
Aserrín	3.3	50
"GNH"	7.0	50
"SIGNH"	11.34	50
Cáscara de yuca (Este trabajo Prueba 6)	3,34	50
Cáscara de yuca (Este trabajo, Prueba 9)	2,13	30

### Efecto de la concentración inicial y la temperatura sobre la capacidad de adsorción máxima en el equilibrio ( $Q_e$ )

Las figuras 1 y 2 fueron construidas con base en los valores de la capacidad de adsorción  $Q_e$  obtenidos con el ajuste de los datos al modelo de pseudo-segundo orden (tabla 2). Los valores de cada prueba fueron promediados.



**Figura 1.** Efecto de la concentración inicial sobre la capacidad de adsorción en el equilibrio



**Figura 2.** Efecto de la temperatura sobre la capacidad de adsorción en el equilibrio

Se puede notar la relación de proporcionalidad entre la capacidad de adsorción y la concentración inicial de la disolución: a mayor concentración mayor es la capacidad de remoción. Por otro lado, se observa que la temperatura es una variable que no se relaciona proporcionalmente con la capacidad de remoción y no se observa una clara tendencia en el comportamiento de estas variables.

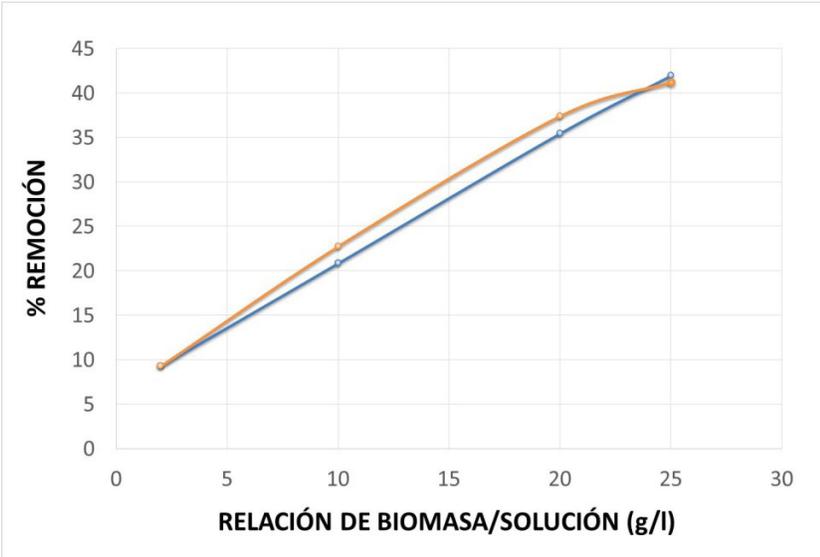
Por otra parte, el análisis de varianza (tabla 6) muestra que la temperatura no tiene un efecto significativo sobre la capacidad de adsorción en el equilibrio ( $Q_e$ ) ( $Valor-p > 0,05$ ), caso contrario a lo que ocurre con la concentración inicial, ( $Valor-p < 0,05$ ), lo cual indica que esta sí afecta de manera significativa a la variable dependiente.

**Tabla 6.** Análisis de varianza (ANOVA). Efecto de la concentración inicial y de la temperatura sobre la capacidad de adsorción en el equilibrio ( $Q_e$ ). (GL=grados de libertad)

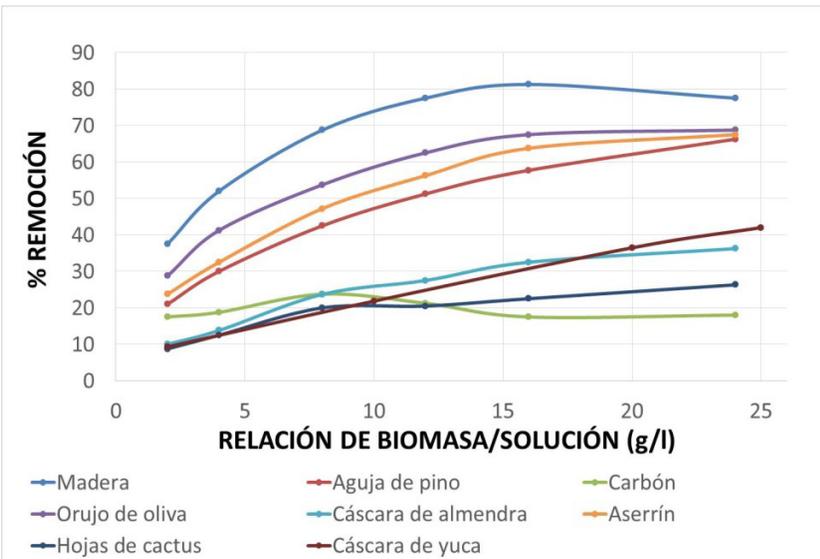
Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Razón - F	Valor - p
<b>EFFECTOS PRINCIPALES</b>				
A:Temperatura (°C)	0,00022719	2	0,64	0,5448
B:Concentración inicial (Co)	0,00171207	2	4,80	0,0275
RESIDUOS	0,0023199	13		
TOTAL (CORREGIDO)	0,00425916	17		

### Efecto de la concentración del adsorbente sobre el porcentaje de remoción

En la figura 3 se observa que el porcentaje de remoción aumenta proporcionalmente con la relación de biomasa, siendo que hasta el valor de 25 g/l la curva aún mantiene una tendencia lineal, por lo que se espera que en valores superiores a este, el porcentaje de remoción siga aumentando y alcance valores superiores al 40 %. El tiempo de contacto para estas pruebas fue de 120 minutos, y se alcanzó el equilibrio antes de 40 minutos.



**Figura 3.** Efecto de la concentración del biosorbente en el porcentaje de remoción



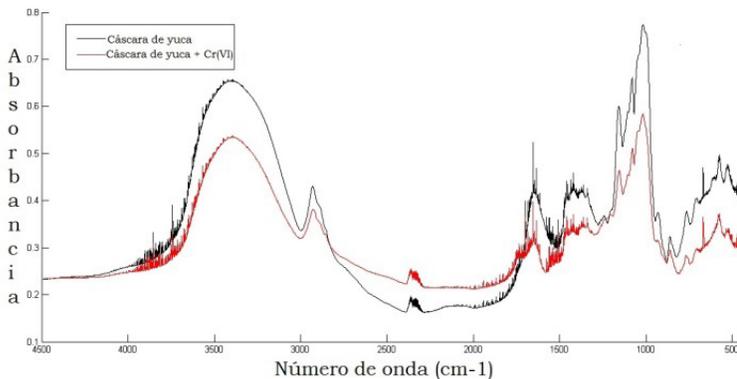
**Figura 4.** Efecto de la concentración del adsorbente en el porcentaje de remoción de Cr(VI) por distintos adsorbentes: pH=2; [Cr(VI)]=100 mg/l; tiempo de contacto 2 horas; y temperatura 30 °C [15]

Dakiki *et al.* [15] estudiaron el desempeño de seis materiales para remover Cr(VI) de aguas residuales industriales (madera, carbón, cáscara de almendra, hojas de cactus, aguja de pino, orujo de oliva, aserrín). En la figura 4 se presenta un gráfico en el cual se muestra cómo varía el porcentaje de remoción del metal al variar la concentración de los adsorbentes utilizados en su investigación, comparado con el desempeño que ofrece la cáscara de yuca (este trabajo).

En la figura 4 se nota que a la relación de 24 g/l, el porcentaje de remoción de la cáscara de yuca es aproximadamente 40%; valor que es superior al reportado para los otros materiales adsorbentes como el carbón, cáscara de almendra, hojas de cactus, pero a su vez inferior al de los otros cuatro adsorbentes utilizados. Por lo anterior se puede decir que la cáscara de yuca ofrece porcentajes de remoción de Cr(VI) medios, en las condiciones de trabajo, y que ofrece la ventaja de poder aumentar la concentración del biosorbente, haciéndola aun más prometedora para la descontaminación de aguas residuales. Futuras investigaciones deberán estar encaminadas a tratar de mejorar la capacidad de adsorción de la cáscara de yuca mediante tratamientos físicos o químicos, y aprovechar la ventaja competitiva que ofrece la cáscara de yuca en cuanto a la rapidez de adsorción.

### Caracterización del material biosorbente

El porcentaje de lignina del material adsorbente utilizado en esta investigación fue de 18.7 %. En la figura 5 se muestran los espectros del análisis IR realizado a la cáscara de yuca antes y después del proceso de adsorción.



**Figura 5.** Espectro de infrarrojo de la cáscara de yuca antes y después de la adsorción

Analizando los espectros se evidencia que la cáscara de yuca exhibe una superficie heterogénea y compleja, y la comparación de los espectros del adsorbente sin cromo y el adsorbente con cromo adsorbido muestra la alteración de algunos grupos funcionales después de la adsorción. El pico observado en  $3404\text{ cm}^{-1}$ , que corresponde al O-H del grupo hidroxilo en la estructura lignocelulósica [25, 26], presenta una disminución de su intensidad después de la adsorción, además el pico correspondiente al grupo carboxílico ( $1653\text{ cm}^{-1}$ ) para adsorbido de igual forma muestran una disminución de la intensidad del pico luego del proceso. Aparece un hombro en  $1734\text{ cm}^{-1}$  en el espectro de la cáscara de yuca con cromo adsorbido y desaparición de un pico alrededor de  $931\text{ cm}^{-1}$  [25, 26].

En general, el cambio en los grupos funcionales de la superficie del adsorbente se observa principalmente en los grupos hidroxilo y carboxilo; lo cual nos permite inferir que en estos se da la adsorción de Cr(VI) y se pueden denotar como los sitios activos del adsorbente.

## CONCLUSIONES

La cáscara de yuca es un material de bajo costo, cuya capacidad de remoción de Cr(VI) (en medio acuoso) es relativamente buena para realizar tratamientos primarios de efluentes industriales contaminados con este ion metálico. Se encontró una relación directa entre la concentración de la disolución y la capacidad de remoción de la cáscara de yuca. El modelo que mejor ajusta el proceso de adsorción de Cr(VI) es el de Pseudosegundo Orden y los sitios activos de adsorción se dan principalmente en los grupos funcionales hidroxilo y carboxilo en la superficie del adsorbente, lo cual evidencia que el proceso puede ser considerado como adsorción química. Por otra parte, el equilibrio de adsorción, a las condiciones estudiadas, se alcanza en tiempos relativamente cortos, entre 10 y 25 minutos, en comparación con otros materiales. Finalmente, se observó que la temperatura, dentro del rango estudiado, no presenta una influencia significativa sobre la capacidad de adsorción máxima de equilibrio, mientras que la dosis de adsorbente aumenta proporcionalmente el porcentaje de remoción.

## REFERENCIAS

- [1] M. Horsfall, A. Arbia, and A. Spiff, "Removal of Cu (II) and Zn (II) ions from wastewater by cassava (*Manihot esculenta* Cranz) waste biomass", *African J. Biotechnol.*, vol. 2, n.º.10, pp. 360-364, 2003.

- [2] N. Muthulakshmi and G. Gohulavani, "Sorption kinetics and equilibrium studies on the removal of toxic Cr(VI) ions employing modified Indian almond nut shells", *J. Energy Technol. Policy*, vol. 3, n°11, pp. 153-164, 2013.
- [3] U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service Agency for toxic substances and Diseases Registry. *Toxicological Profile for Chromium*. Atlanta, Georgia, 2012.
- [4] R. Bhatt, B. Sreedhar and P. Padmaja, "Adsorption of chromium from aqueous solutions using crosslinked chitosan-diethylenetriaminepentaacetic acid", *Int. J. Biol. Macromol.*, vol. 74, pp. 458-466, 2015. Doi: [10.1016/j.ijbiomac.2014.12.041]
- [5] K. Selvi, S. Pattabhi and K. Kadirvelu, "Removal of Cr (VI) from aqueous solution by adsorption onto activated carbon", *Bioresource Technol.*, vol. 80, n° 1, pp. 87-89, 2001. Doi: [10.1016/S0960-8524(01)00068-2]
- [6] Y. Pájaro and F. Díaz, "Remoción de cromo hexavalente de aguas contaminadas usando quitosano obtenido de exoesqueleto de camarón", *Revista Colombiana de Química*, vol. 41, n° 2, pp. 283-297, 2012.
- [7] D. Peña y A. López, "Evaluación de la remoción de cromo proveniente de las aguas residuales de las curtiembres por el proceso de adsorción a partir del zuro de maíz como material adsorbente". Bogotá D.C.: Fundación Universidad América, pp. 45-70.
- [8] E. Reyes, F. Cerin° and M. Suárez, "Remoción de metales pesados con carbón activado como soporte de biomasa", *Ingenierías*, vol. IX, n° 31, pp. 59-64, 2006.
- [9] M. Carrier, A. LoppinetSerani, D. Denux, and J. Lasnier, "Thermogravimetric analysis as a new method to determine the lign°cellulosic composition of biomass", *Biomass Bioenergy*, vol. 35, n° 1, pp. 298-307, 2011. Doi: [10.1016/j.biombioe.2010.08.067]
- [10] Bruker Corporation. Espectrómetro S2 PICOFOX: El primer espectrómetro TXRF del mundo para análisis de oligoelementos, 2015. [Online]. Recuperado de: <http://www.bruker.com/es/products/x-ray-diffraction-and-elemental-analysis/micro-xrf-and-txrf/s2-picofox/overview.html>
- [11] M. Pinzón and L. Vera, "Modelamiento de la cinética de bioadsorción de Cr(III) usando cáscara de naranja", *Dyna*, vol. 76, n° 160, pp. 95-106, 2009.
- [12] W. J. Weber and J. C. Morris, "Kinetics of Adsorption on Carbon from Solution", *J. Sanitary Eng. Div. Am. Soc. Civil Eng.*, vol. 89, n° 2, pp. 31-60, 1963.
- [13] Dionex Corporation. Determination of Cr(VI) in Water, Waste Water, and Solid Waste Extracts, 1998. [Online]. Recuperado de: [http://www.dionex.com/en-us/webdocs/4428-TN26\\_LPN034398-02.pdf](http://www.dionex.com/en-us/webdocs/4428-TN26_LPN034398-02.pdf)

- [14] M. Pájaro y O. Romero, "Remoción de cromo (VI) en un medio acuoso mediante el uso de la cáscara de la yuca (*Manihot esculenta*)". Tesis de pregrado, Facultad de Ingeniería, Universidad del Atlántico, Barranquilla, pp.14-16, 2012.
- [15] M. Dakiky, M. Khamis, A. Manassra, and M. Mereb, "Selective adsorption of chromium (VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents", *Adv. Environment. Res.*, vol. 6, n°. 4, pp. 533-540, 2002. Doi: [10.1016/S1093-0191(01)00079-X]
- [16] A. K. Bhattacharya, T. K. Naiya, and S. N. Mandal, "Adsorption, kinetics and equilibrium studies on removal of Cr(VI) from aqueous solutions using different low-cost adsorbents", *Chemi. Eng. J.*, vol. 137, pp. 529-541, 2008. Doi: [10.1016/j.cej.2007.05.021]
- [17] A. E. Navarro, H. Musaev, and K. Serran°, "Adsorption Kinetics of Cobalt (II) Ions onto Alginate Beads from Aqueous Solutions", *J. Earth Sci. Clim. Change*, vol. 5, n°. 223, pp. 2, 2014. Doi: [10.4172/2157-7617.1000223]
- [18] B. Rehm, "Alginate Production: Precursor Biosynthesis, Polymerization and Secretion", in *Alginates: Biology and Applications*, Berlin, Deutschland: Springer, vol. 13, pp 55-71, 2009.
- [19] P. Kotrba, *Microbial Biosorption of Metals*. New York: Springer, 2011.
- [20] S. Arris, M. B. Lehocine and A.H. Meniai, "Sorption study of chromium sorption from wastewater using cereal by-products", *Int. J. Hydrogen Energy*, to be published. Doi: [10.1016/j.ijhydene.2014.09.147]
- [21] Y. Cantu, A. Remes, A. Reyna and D. Martinez, "Thermodynamics, kinetics, and activation energy studies of the sorption of chromium(III) and chromium(VI) to a  $Mn_3O_4$  nan°material", *Chem. Eng. J.*, vol. 254, pp. 374-383, 2014. Doi: [10.1016/j.cej.2014.05.110]
- [22] V. Marjan°vić, S. Lazarevi, and I. Jankoviasvan, "Adsorption of chromium (VI) from aqueous solutions onto amine-functionalized natural and acid-activated sepiolites", *Appl. Clay Sci.*, vol. 80, pp. 202-210, 2013. Doi: [10.1016/j.clay.2013.04.008]
- [23] H. Wang, A. Zhou, F. Peng, H. Yu, and J. Yang, "Mechanism study on adsorption of acidified multi-walled carbon nan°tubes to Pb(II)", *J. Coll. Interface Sci.*, vol. 316, n°. 2, pp. 277-283. 2007. Doi: [10.1016/j.jcis.2007.07.075]
- [24] S. P. Dubey and K. Gopal, "Adsorption of chromium(VI) on low cost adsorbents derived from agricultural waste material: A comparative study", *J. Hazard. Mater.*, vol. 145, n°. 3, pp. 465- 470, 2007. Doi: [10.1016/j.jhazmat.2006.11.041]