

DOI: 10.20983/culcyt.2020.1.2.1

Preparación de carbón activado a partir de residuos de *Zea mays* para eliminar tartrazina

Preparation of activated carbon from Zea mays waste for tartrazine removal

J. Torres-Pérez¹, P. N. López-Téllez-Girón¹, A. Y. Corral-Avitia¹,
K. A. Carrasco-Urrutia¹, M. Delgado-Ríos¹

¹ Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

RESUMEN

Actualmente, algunas investigaciones pretenden usar materiales obtenidos de residuos agrícolas para fabricar carbón activado que remueva los colorantes orgánicos en el tratamiento de agua. Son pocos los trabajos que han empleado el olote del maíz como precursor para dicho fin. El objetivo de la presente investigación fue realizar un proceso de carbonización y activación de olote de maíz crudo y procesado (cocido) por separado para obtener cuatro diferentes materiales adsorbentes. Se realizaron pruebas cinéticas de sorción para evaluar la capacidad de remoción del colorante tartrazina de medio acuoso. Los resultados experimentales obtenidos demostraron que los materiales preparados a partir de olote de maíz son capaces de remover el colorante tartrazina de medio acuoso, presentando una superficie alcalina y heterogénea. El material obtenido tiene una capacidad de sorción importante, comparada con los resultados de investigaciones realizadas con otros residuos agrícolas que han sido activados químicamente, y además su costo económico y ambiental es mucho menor.

PALABRAS CLAVE: Material adsorbente; olote de maíz; sorción; colorante azóico.

ABSTRACT

Currently some research aims to use materials obtained from agricultural waste to manufacture activated carbon for water treatment by removing organic dyes. Few investigations have used corn cob as a precursor for that purpose. The objective of the present investigation was to carry out a process of carbonization and activation of raw and processed (cooked) corn cob separately to obtain four different adsorbent materials. Kinetic sorption tests were performed to assess the ability to remove tartrazine dye from aqueous medium. The experimental results obtained showed that the materials prepared from corn cob are capable to remove tartrazine dye from aqueous media, presenting an alkaline and heterogeneous surface. The material obtained has a significant sorptive capacity, compared to research carried out with other agricultural residues that have been chemically activated, and also its economic and environmental cost is much lower.

KEYWORDS: Adsorbent material; corn cob; sorption; azo dye.

Correspondencia:

DESTINATARIO: Jonatan Torres-Pérez
INSTITUCIÓN: Universidad Autónoma de Ciudad Juárez,
Instituto de Ciencias Biomédicas (ICB)
DIRECCIÓN: Av. Benjamín Franklin no. 4650 Zona Pronaf,
Ciudad Juárez, Chihuahua, México, C. P. 32310.
CORREO ELECTRÓNICO: jonatan.torres@uacj.mx

Fecha de recepción: 6 de febrero de 2020

Fecha de aceptación: 1 de abril de 2020



I. INTRODUCCIÓN

El creciente desarrollo económico y tecnológico, así como la industrialización, han provocado una gran degradación ambiental, incluyendo la contaminación del agua [1]. Hoy en día es muy usual encontrar distintos tipos de impurezas en el agua a causa de las descargas de aguas residuales de origen industrial, agrícola, urbano y productos para el bienestar humano que contienen sustancias difícilmente degradables [2]. Respecto a la calidad del agua, los estudios realizados versan sobre los nutrientes, los contaminantes microbianos, metales pesados y contaminantes prioritarios, sin embargo, investigaciones recientes han descubierto la presencia de contaminantes orgánicos emergentes que la afectan en gran medida [3].

Entre los contaminantes emergentes que causan más problemas al ambiente se encuentran los colorantes, que son ampliamente utilizados en todo el mundo y que por ello son producidos a gran escala. Los más empleados en la industria son aquellos que por sus características químicas no se deslavan fácilmente, no se descomponen con la luz y son más resistentes a la degradación, garantizando a sus productos un color vistoso por mucho más tiempo.

El aumento en el empleo de estos compuestos ha generado un gran problema ambiental, pues ha traído como consecuencia que grandes cantidades de colorantes sean vertidas en las descargas de agua residual por la industria, mismos que son de difícil remoción [4]. Las industrias utilizan aproximadamente 10 000 colorantes y pigmentos diferentes y se producen anualmente más de 7×10^5 toneladas de estos en todo el mundo [5].

Los efluentes que contienen colorantes azoicos aun en pequeñas concentraciones causan una fuerte opacidad en el agua y provocan con ello que la luz no atraviese esta contaminación, induciendo la eutrofización del medio. Esto causa un gran impacto, pues las especies animales y vegetales presentes en estos cuerpos de agua mueren en la mayoría de los casos [6].

La tartrazina, nombre IUPAC trisodium-5-hydroxy-1-(4-sulfonatofenil)-4-(4-sulfonatofenilazo)-H-pirazol-3-carboxilato, consiste en un grupo azo ($-N=N-$) que es muy dañino para los seres vivos. La tartrazina es ampliamente utilizada en materiales alimenticios, confitería, medicamentos, cosméticos, textiles, galva-

noplastia y productos farmacéuticos [7], [8]. Su amplio uso se debe al bajo costo, en comparación con el beta-caroteno [9]. La tartrazina es muy soluble en agua, por lo tanto, se encuentra comúnmente en aguas residuales [8].

La tartrazina también es altamente tóxica y puede actuar como catalizador en la hiperactividad y otros problemas de comportamiento. Se ha informado que la exposición a la tartrazina puede causar asma, migrañas, eccema, cáncer de tiroides y lupus [8]. Durante las últimas dos décadas, se ha descubierto que las técnicas de adsorción son superiores para la eliminación de tartrazina en comparación con otras técnicas, en términos de costo, diseño, facilidad de operación e insensibilidad a sustancias tóxicas [10], [11].

El tratamiento de aguas residuales las convierte en adecuadas para su uso subsecuente. Existen muchos reportes de métodos para eliminar contaminantes de estas aguas, los cuales se dividen en tres tipos: biológicos, químicos y físicos. Con el propósito de lograr una mejor remoción, se ha optado por combinar los diferentes métodos individuales en una variedad de sistemas, que se clasifican como tratamiento primario, secundario y terciario [12].

La adsorción de diversos contaminantes presentes en el agua es un tratamiento terciario o avanzado que tiene un papel muy importante como tecnología idónea para mejorar su calidad, debido a que es un método de separación y purificación con una importante capacidad de remoción. La adsorción tiene ventajas significativas, como su gran eficiencia, simplicidad del proceso, gran selectividad, bajo costo de operación, fácil regeneración del adsorbente y minimización del uso de químicos o lodos biológicos [13].

En el presente estudio se promovió la reutilización del olote de maíz como precursor para la fabricación de carbón activado, debido a que es un residuo de origen agrícola y de alta disponibilidad en México, ofreciendo simultáneamente una propuesta para su disposición en la remoción de colorantes azoicos de medio acuoso.

Existen numerosos estudios sobre el olote de maíz como agente adsorbente [14], [15], sin embargo, en este trabajo se evaluó el aprovechamiento de este recurso teniendo adicionalmente un proceso de carbonización y activación sustentable y completamente inocuo para el

ambiente, pues no se utilizaron reactivos químicos adicionales y por ende no se obtuvieron residuos que requirieran una disposición especial al final del proceso.

II. METODOLOGÍA

Los residuos de maíz (olotes), obtenidos de un comercio en la central de abastos de Ciudad Juárez, Chihuahua, México, fueron lavados con agua destilada y secados en una estufa (ShellLab®, A45) por 24 h a 105 ± 5 °C. Posteriormente se cortaron en trozos pequeños (aproximadamente 2×2 cm) y se almacenaron a dicha temperatura para evitar la presencia de humedad en los materiales.

El procedimiento se repitió con residuos que sufrieron una cocción previa llevada a cabo en una estufa convencional, con agua potable durante 40 min a fuego lento para simular una cocción habitual. Posterior a dichos tratamientos, se obtuvieron cuatro materiales distintos para el estudio: 1) material que no sufrió algún proceso de cocción previa RC (*Raw Corn*); 2) carbón activado producido del RC, el cual fue denominado como RCAC (*Raw Corn Activated Carbon*); 3) material que sufrió un proceso de cocción previa a la carbonización CC (*Cooked Corn*) y 4) carbón activado producto de este último, el cual fue nombrado como CCAC (*Cooked Corn Activated Carbon*).

A. Preparación de los materiales adsorbentes

Los olotes se introdujeron en un horno rotatorio (Carbolite®, HTR 11/75) y fueron sometidos a un proceso de carbonización mediante el aumento gradual de la temperatura (10 °C/min) hasta llegar a un máximo de 850 °C. El proceso se llevó a cabo bajo un flujo de nitrógeno (0.5 L/min), permaneciendo a dicha temperatura durante 80 min. En el transcurso de este tiempo se agregó agua (0.5 mL/min) para promover la activación física del material precursor [4]. Transcurrida esta, el material permaneció en el horno con el flujo de nitrógeno constante para su lento enfriamiento.

El material obtenido fue triturado y tamizado para obtener un tamaño de partícula entre 1.0 y 0.425 mm y se lavó con 200 mL de agua destilada en agitación constante, a 180 rpm en un agitador orbital (Barnstead®, 2000), haciendo cambios de la solución de lavado cada 24 h hasta que alcanzó un pH constante. El pH fue medido con un potenciómetro (Hanna Instruments®, H18915).

Finalmente, el material fue secado a 105 ± 5 °C durante 24 h.

B. Caracterización de los materiales

A continuación, se describen las técnicas de caracterización para los materiales carbonosos obtenidos.

pH de equilibrio

El pH de equilibrio es aquel en el que, después de varios lavados, se conserva estable o su variación es mínima. Este análisis se llevó a cabo antes de las pruebas de sorción, durante el proceso de lavado, como se explicó previamente, agregando 200 mL de agua destilada a los cuatro materiales por separado y midiendo el valor del pH cada 24 h hasta que este se mantuvo constante (10 días).

Determinación de cenizas totales

La determinación de cenizas permite conocer el porcentaje de materia orgánica presente en las muestras. Se llevaron a peso constante tres crisoles por material a 650 °C durante 3 h. Se agregaron 0.25 g de material por crisol y se introdujeron en una mufla (Thermoscientific®, 3216) durante 2 h a la misma temperatura. A continuación, fueron colocados en un desecador para permitir el enfriamiento. Posteriormente se calculó la diferencia de pesos obtenidos y el porcentaje de cenizas formadas con respecto al material introducido.

pH de carga nula (pH_{PZC})

El pH_{PZC} es el pH en el cual la carga superficial neta del material es igual a cero, es decir, el número de cargas positivas superficiales es igual al número de cargas negativas. Permite conocer si el carácter de la superficie del material analizado es ácido o alcalino. Para llevar a cabo este análisis, se preparó una solución de NaCl 0.1 M ($\geq 99\%$, Sigma-Aldrich®) y se llevó a pH de 2, 4, 8, 10, y 12 con HCl (0.1 M) (37%, Sigma-Aldrich®) o NaOH (0.1 M) (ACS, Sigma-Aldrich®). Se agregaron 0.15 g de material carbonoso por 50 mL de cada solución, por triplicado, y permanecieron en agitación constante durante 10 días para medir su pH final [16].

C. Cinéticas de sorción de colorante orgánico (tartrazina)

Las pruebas de sorción se llevaron a cabo con 250 mL de soluciones de tartrazina (Amarillo No. 5), a una

concentración inicial de 50 mg/L, añadiendo 0.25 g del material a evaluar, mismo que fue pesado en una balanza analítica (Adventurer®, AR2140). Se registró la concentración del colorante en el medio acuoso medida a 425 nm en un espectrofotómetro UV-Visible (Jenway®, 7315) a diferentes tiempos de contacto (0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 24, 48, 72, 96, 112 y 168 h). Todas las pruebas fueron realizadas por triplicado.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Preparación de los materiales adsorbentes

Los materiales obtenidos fueron nombrados de acuerdo a su procedencia. El surgido directamente del olote crudo y el proveniente del olote cocido mostraron ser buenos precursores para la preparación de carbones activados, ya que cuentan con un contenido bajo de cenizas y eso los hace adecuados para dicho fin [15].

Para el material RCAC se obtuvo un rendimiento promedio de 11.81% después de la carbonización, mientras que del material denominado CCAC se obtuvo un rendimiento promedio de 14.45%. Otras investigaciones han obtenido rendimientos mayores, como en el caso de carbón realizado con cascarilla de arroz, donde el rendimiento total de carbón fue de 31% [17], considerando que esta diferencia radica principalmente en la naturaleza del material precursor.

B. Caracterización de los materiales

A continuación, se describen los resultados obtenidos del procedimiento empleado, para caracterizar los materiales carbonosos obtenidos en este trabajo.

pH de equilibrio

En la Figura 1 se muestra la variación del valor de pH que resultó de medir a distintos tiempos después de haber obtenido el material carbonoso RCAC. El equilibrio fue alcanzado a partir del día 3 (51 h) a un valor de pH de 7.0 ± 0.2 . El pH de equilibrio para el material CCAC fue alcanzado a partir de los 4 días (76 h) con un pH de $6 + 0.2$.

Determinación de cenizas

La cantidad de cenizas obtenidas fue calculada aplicando la fórmula que marca la metodología ASTM [18].

Para el material RCAC se obtuvo un porcentaje de cenizas de 5.07%, con una desviación estándar de 2.43, mientras que para el material CCAC el porcentaje de cenizas alcanzó el 6.69%, con una desviación estándar de 0.15. Esto indica una menor cantidad de cenizas en el material RCAC y, por lo tanto, una mayor porción de carbón en comparación con el material CCAC. La desviación estándar indica que hubo una mayor variación en los datos obtenidos para el material RCAC con respecto a CCAC.

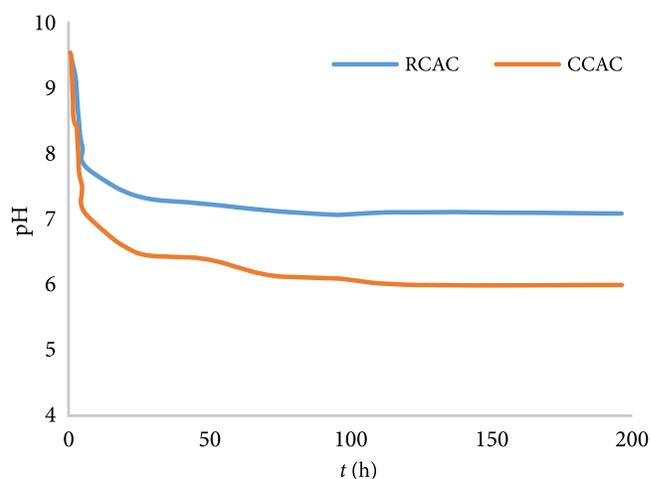


Figura 1. pH de equilibrio del material RCAC.

pH de carga nula (pH_{PZC})

La superficie de los materiales adsorbentes se ve influenciada por el pH del medio, con lo cual puede encontrarse con una carga positiva, negativa e incluso nula, influyendo considerablemente en la capacidad de adsorción de dicho material. La determinación del pH de carga nula es de gran importancia para conocer el valor de pH óptimo, en el cual la superficie del material adsorbente se encontrará positiva o negativa, según se requiera, y así ser capaz de adsorber las moléculas de interés [19].

El pH de carga nula (pH_{PZC}) es el punto donde la curva intercepta el pH inicial y el pH final, teniendo estos el mismo valor. En la Figura 2 se observa, indicado con una flecha, el punto donde se encuentra el pH_{PZC} para el material RCAC, mismo que señala un valor de 10, por lo tanto, su superficie se considera básica. El material CCAC presentó un valor de pH_{PZC} de 8.

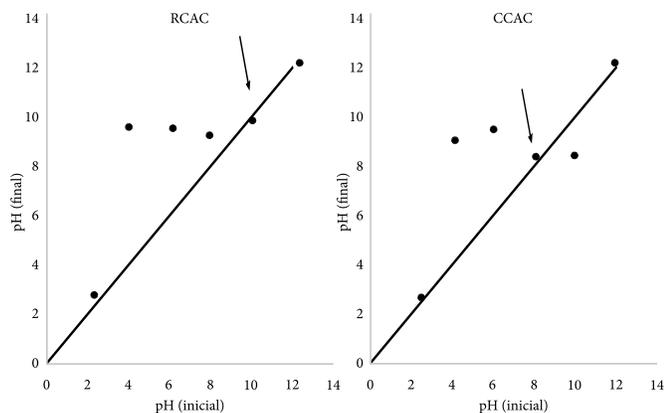


Figura 2. pH_{PZC} de los materiales RCAC y CCAC.

Otras investigaciones han descrito el papel que juega el pH_{PZC} y el comportamiento de las superficies adsorbentes en función del valor del pH, mencionando que si el valor del pH es menor al del pH_{PZC} la carga neta de la superficie del material adsorbente será positiva, ya que se encontrará protonada. Por otra parte, si el valor del pH es igual al del pH_{PZC} , habrá un número igual de cargas negativas y positivas en la superficie y si el pH es de un valor mayor al del pH_{PZC} , la carga del adsorbente será negativa debido a la desprotonación de los grupos susceptibles a perder protones (H^+) [20].

C. Cinéticas de sorción de colorante orgánico (tartrazina)

Al llevar a cabo el análisis de las cinéticas de sorción, se observó que el material RC (●) presentó un comportamiento irregular, incluso en las primeras seis horas, ya que hubo un incremento en la concentración registrada por el espectrofotómetro (interferencia) en la segunda toma de muestra (1 h). Solamente en tiempos de 3, 4 y 5 h, se registró una disminución en la concentración de tartrazina, sin embargo, para la siguiente toma de muestra la concentración comenzó a aumentar nuevamente.

La concentración mínima de colorante en solución registrada fue de 49.64 mg/L después de 5 horas de contacto (0.7 % de remoción). En la Figura 1 se observa de manera general para RC que no hubo disminución en la concentración de tartrazina, por el contrario, se presentó un ligero aumento debido a la presencia de compuestos orgánicos provenientes del material hacia el medio acuoso.

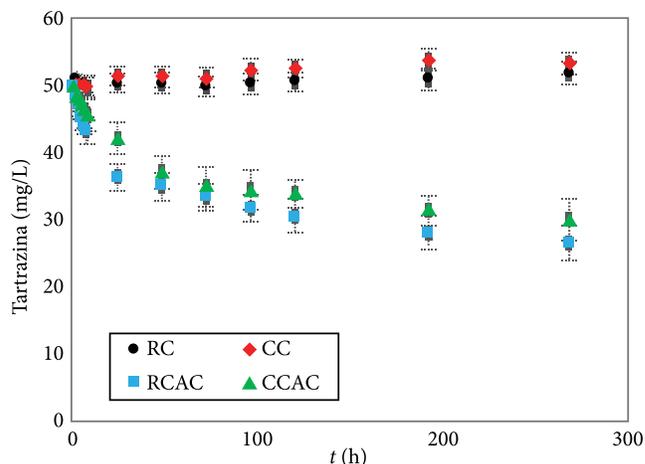


Figura 3. Cinética de sorción de tartrazina usando RC, CC, RCAC, CCAC.

El material CC (◆) presentó un comportamiento similar al de RC en cuanto a que no hubo una disminución importante de la concentración de tartrazina en el medio acuoso. Dentro de las primeras horas de contacto con CC, hubo una disminución en la concentración de tartrazina, sin embargo, a partir de 24 h, esta comenzó a aumentar nuevamente volviendo a este material ineficiente para la remoción del compuesto orgánico.

En la Figura 1 se observa cómo la concentración registrada fue en aumento hasta alcanzar 53.38 mg/L en un periodo de 268 h. La concentración mínima registrada fue de 49.88 mg/L (0.2% de remoción), misma que se dio en la primera hora después de agregado el material CC. Los materiales RC y CC no presentaron sorción debido a que el material en su forma cruda y sin procedimiento de carbonización y activación no cuenta con porosidad o sitios activos donde las moléculas del colorante puedan quedar retenidas en la superficie.

El material RCAC (■) provocó una disminución en la concentración de tartrazina (50 mg/L) desde la primera hora, en la cual se registró un cambio importante en la concentración, misma que siguió descendiendo hasta alcanzar 26.53 mg/L (46.9% de remoción) en un periodo de 268 h. En la Figura 1 se presentan los resultados obtenidos luego del contacto del material con la solución de tartrazina.

Por otra parte, el material CCAC (▲) provocó una disminución del 39.9% en la concentración del colorante, en comparación con RCAC. La concentración registrada después de 268 h fue de 30.03 mg/L (Figura 3).

La eficiencia en la remoción del colorante por los materiales activados recae en que el carbón activado por vapor de agua tiene un sistema de microporos más estrecho y extenso incluso que aquellos materiales activados con dióxido de carbono, y las dimensiones moleculares del CO_2 son mayores que las de H_2O [17]. Asimismo, la remoción de tartrazina puede explicarse por las fuertes fuerzas de atracción entre los sitios positivos de los colorantes catiónicos y los sitios aniónicos del carbón activado [14], [21].

Aplicación de modelos cinéticos de sorción

La cinética describe la velocidad de adsorción del adsorbato (tartrazina) sobre el adsorbente (material a evaluar) y permite determinar el tiempo en el que se alcanza el equilibrio entre las fases sólida y líquida. Los modelos de primer y pseudo-segundo orden son ampliamente usados, y además de dar a conocer la constante de velocidad permiten describir el tipo de adsorción que se lleva a cabo.

El modelo de primer orden describe una sorción física que se da por medio de atracciones de Van der Waals, mientras que el modelo de pseudo-segundo orden, describe una quimisorción (adsorción de tipo química) que se da por formación de enlaces químicos entre adsorbente y adsorbato [22]. Por ello, para analizar los materiales obtenidos se aplicaron ambos modelos a cada uno de los procesos de sorción realizados.

Modelo de primer orden

Al aplicar los modelos de primer orden a los datos experimentales obtenidos del proceso de sorción de tartrazina sobre los materiales preparados, se obtuvo que el material RCAC se ajustó un 95.38% al modelo cinético de primer orden. La ecuación que representa al modelo, así como su gráfico, se pueden observar en la Figura 4, donde k es la constante de velocidad de adsorción de Lagergren, cuyo valor fue de $2.0 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$.

El material carbonizado obtenido del olote cocido CCAC presentó un buen ajuste al modelo de primer orden ($R=98.32\%$) con una constante de velocidad de adsorción de $1.7 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figura 5).

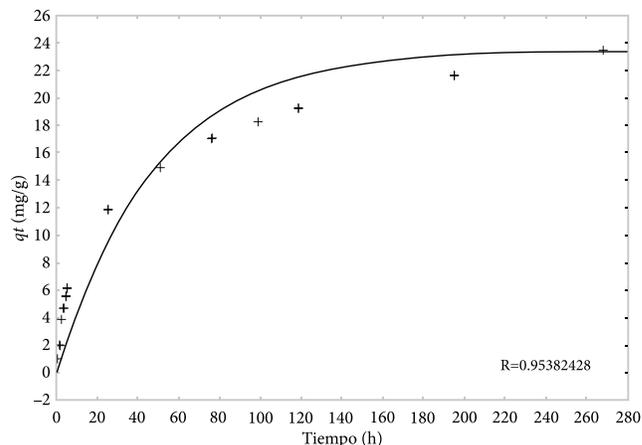


Figura 4. Modelo cinético de primer orden ajustado a los datos experimentales del proceso de sorción de RCAC sobre tartrazina.

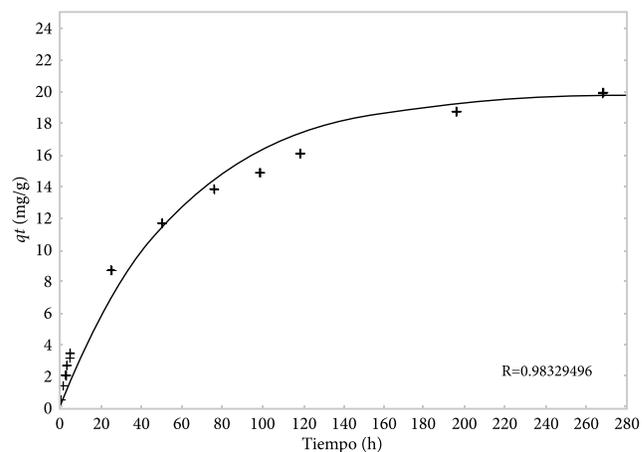


Figura 5. Modelo cinético de primer orden ajustado a los datos experimentales del proceso de sorción de tartrazina sobre CCAC.

En la Tabla 1 se exhiben los parámetros obtenidos de cada uno de los materiales para el modelo cinético de primer orden. En el modelo de Lagergren de primer orden, se observa que la mayor velocidad de adsorción fue dada por RCAC y la menor por CC. Además, se muestra que el material que mejor se ajustó al modelo fue el CCAC ($R=0.9666$), lo que presupone una sorción de tipo física principalmente. El modelo cinético de primer orden presentó buenos valores de R (Tabla 1) para los materiales RCAC y CCAC, lo cual sugiere que el proceso de sorción se da sobre una superficie homogénea en cuanto a los sitios de sorción [23].

TABLA 1
PARÁMETROS CINÉTICOS DE PRIMER ORDEN OBTENIDOS DEL PROCESO DE SORCIÓN DE TARTRAZINA SOBRE LOS MATERIALES ADSORBENTES

MATERIAL	PRIMER ORDEN		
	K_L (h^{-1})	ECUACIÓN	R
RC	-3.6×10^{-3}	$y=0.36376*[1-\exp(-0.00369)*x]$	0.5430
CC	-1.2×10^{-2}	$y=0.12125*[1-\exp(-0.01284)*x]$	0.7656
RCAC	2.0×10^{-2}	$y=23.46781*[1-\exp(0.020909)*x]$	0.9097
CCAC	1.7×10^{-2}	$y=19.97354*[1-\exp(0.017048)*x]$	0.9666

K_L = constante de adsorción de Lagergren.

Modelo de pseudo-segundo orden

La Figura 6 representa el modelo cinético de pseudo-segundo orden aplicado al material RCAC, cuya correlación para este modelo fue de 0.9799, de modo que se presume que el tipo de adsorción que se llevó a cabo fue sobre una superficie heterogénea [24]. El material CCAC mostró una correlación menor ($R=0.9666$) en el modelo de pseudo-segundo orden, en comparación con la correlación del modelo de primer orden.

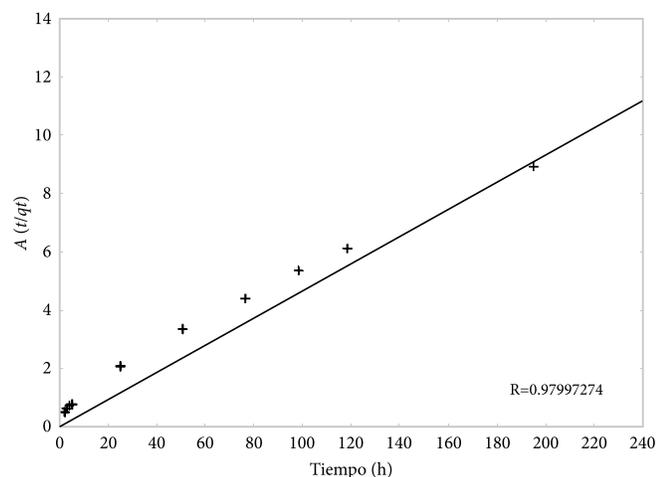


Figura 6. Modelo de pseudo-segundo orden ajustado a los datos experimentales del proceso de sorción de tartrazina sobre RCAC.

En la Tabla 2 se muestran los parámetros obtenidos al representar los datos experimentales en el modelo de pseudo-segundo orden, siendo el material RCAC el que mejor se ajustó al modelo y que presentó una constante de velocidad más elevada ($R=0.9602$) en comparación con los demás materiales ($R=0$). La cinética de sorción reveló que el material CCAC presentó un proceso de sorción de tipo física (atracciones de Van der Waals)

con el colorante, mientras que el material RCAC presentó mayormente un proceso de sorción química (formación de enlaces) [6].

El material RCAC tuvo una capacidad de sorción 2.1 veces mayor al material CCAC, lo que lo hace un mejor candidato para la remoción de colorantes. Además, ambos materiales presentaron una superficie altamente heterogénea, en la cual se lleva a cabo preferentemente un proceso de adsorción en multicapas [25]. El ajuste del proceso de sorción de los materiales al modelo cinético de pseudo-segundo orden fueron bajos, por lo que no se puede asumir que el paso limitante de velocidad sea una sorción química o quimisorción, lo cual involucra fuerzas de valencia al compartir o intercambiar electrones entre sorbente y sorbato [26].

TABLA 2
PARÁMETROS CINÉTICOS DE PSEUDO-SEGUNDO ORDEN OBTENIDOS DEL PROCESO DE SORCIÓN DE TARTRAZINA SOBRE LOS MATERIALES ADSORBENTES

MATERIAL	PSEUDO-SEGUNDO ORDEN		
	K_2 (h^{-1})	ECUACIÓN	R
RC	5.1×10^4	$y=[1/(51154.8)*(0.3637)^2](x/0.3637)$	0
CC	1.3×10^5	$y=[1/(139625)*(0.1212)^2](x/0.1212)$	0
RCAC	5.0×10^2	$y=[1/(503.919)*(23.4678)^2](x/23.4678)$	0.9602
CCAC	3.6×10^2	$y=[1/(362.041)*(19.9735)^2](x/19.9735)$	0

K_2 = constante de velocidad en el modelo de pseudo-segundo orden.

Los procesos de adsorción se caracterizan por la cinética de adsorción y una isoterma de equilibrio de adsorción. Tanto la isoterma como los datos cinéticos son importantes herramientas para comprender los mecanismos de adsorción y son necesarios en el diseño del tratamiento de adsorción [27]. La adsorción de tartrazina se ha llevado a cabo con plumas de gallina, quitosano, melanina adsorbente con ácido formaldehído-tartárico, cáscaras de coco, cenizas volantes, aserrín, bagazo y biomasa como hongos y algas [28], [29].

Otros desechos sólidos agrícolas económicos y de fácil disponibilidad, tales como semilla de *Durian* [30], turba [25], [31], [32], residuos de biomasa [33], mazorca de maíz, cáscara de cebada [34], cáscara de nuez [35] y conos de pino [36], también han sido empleados de manera exitosa para la eliminación de colorantes de solución acuosa.

TABLA 3
COMPARACIÓN DE CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE TARTRAZINA
PARA DIFERENTES MATERIALES ADSORBENTES

ADSORBENTE	qe (mg/g)	REFERENCIA
Suelo nigeriano	83.33	[37]
Quitina	30.00	[38]
Aserrín	4.71	[39]
Plumas de gallina	0.000064	[9]
RCAC	23.47	Presente estudio
CCAC	19.97	Presente estudio

qe = capacidad máxima de sorción (mg de tartrazina / g de material adsorbente).

La capacidad máxima de adsorción de tartrazina obtenida en este estudio, al ser comparada con la de otros adsorbentes en la literatura, como son aserrín y plumas de ave (Tabla 3), se encontró en el RCAC, lo que indica el potencial de este material como un adsorbente efectivo de bajo costo.

IV. CONCLUSIONES

Se obtuvo un material carbonoso con rendimientos aceptables (12-15%), el cual fue preparado a partir de un residuo abundante y económico en México (olote de maíz crudo y térmicamente tratado), el cual mostró poseer la capacidad de remover cantidades importantes de colorante tartrazina del medio acuoso (20-23 mg/g). El análisis del pH_{PZC} indicó que la superficie de ambos materiales tiene características principalmente alcalinas (pH_{PZC} = 8-10), lo que sugiere una mejor adsorción de colorantes cuya molécula posea cargas negativas.

La capacidad de adsorción del carbón y el rendimiento en la producción a partir del olote no superan los valores reportados en la literatura para otros residuos agrícolas. Sin embargo, la metodología empleada hace de este material una opción viable, debido a que no se utilizan reactivos adicionales y requiere de un solo paso para la carbonización y activación, reduciendo con ello su costo económico y ambiental en comparación con otros materiales como lo son los carbones activados comerciales.

REFERENCIAS

[1] M. Jia, F. Wang, Y. Bian, X. Jin, Y. Song, F. O. Kengara, R. Xu y X. Jiang, "Effects of pH and metal ions on oxy-

tetracycline sorption to maize-straw-derived biochar", *Bioresource Technology*, vol. 136, pp. 87-93, my. 2013. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.02.098

[2] M. A. M. Salleh, D. K. Mahmoud, W. A. W. A. Karim y A. Idris, "Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: A comprehensive review", *Desalination*, vol. 280, nos. 1-3, pp. 1-13, oct. 2011. DOI: 10.1016/j.desal.2011.07.019

[3] A. Pal, Y. He, M. Jekel, M. Reinhard y K. Y. H. Gin, "Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle", *Environment International*, vol. 71, pp. 46-62, oct. 2014. DOI: 10.1016/j.envint.2014.05.025

[4] J. Torres-Pérez, L. A. Soria-Serna, M. Solache-Ríos y G. McKay, "One Step carbonization/activation process for carbonaceous material preparation from pecan shells for tartrazine removal and regeneration after saturation", *Adsorption Science & Technology*, vol. 33, no. 10, pp. 1-22, dic. 2015. DOI: 10.1260/0263-6174.33.10.895

[5] V. S. Mane, I. D. Mall y V. C. Srivastava, "Use of bagasse fly ash as an adsorbent for the removal of brilliant green dye from aqueous solution", *Dyes and Pigments*, vol. 73, no. 3, pp. 269-278, 2007. DOI: 10.1016/j.dyepig.2005.12.006

[6] J. Torres-Pérez, M. Solache-Ríos y A. Colín-Cruz, "Sorption and desorption of dye remazol yellow onto a Mexican surfactant-modified clinoptilolite-rich tuff and a carbonaceous material from pyrolysis of sewage sludge", *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 187, nos. 1-4, en. 2008. DOI: 10.1007/s11270-007-9518-6

[7] L. Monser y N. Adhoum, "Tartrazine modified activated carbon for the removal of Pb(II), Cd(II) and Cr(III)", *Journal of Hazardous Materials*, vol. 161, no. 1, pp. 263-269, en. 2009. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.03.120

[8] A. Mittal, J. Mittal y L. Kurup, "Adsorption isotherms, kinetics and column operations for the removal of hazardous dye, Tartrazine from aqueous solutions using waste materials-Bottom Ash and De-Oiled Soya, as adsorbents", *Journal of Hazardous Materials*, vol. 136, no. 3, pp. 567-578, ag. 2006.

[9] A. Mittal, L. Kurup y J. Mittal, "Freundlich and Langmuir adsorption isotherms and kinetics for the re-

- removal of Tartrazine from aqueous solutions using hen feathers”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 146, nos. 1-2, pp. 243-248, jul. 2007. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2006.12.012](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.12.012)
- [10] A. Mittal, L. Krishnan y V. K. Gupta, “Removal and recovery of malachite green from wastewater using an agricultural waste material, de-oiled soya”, *Separation and Purification Technology*, vol. 43, no. 2, pp. 125-133, my. 2005. DOI: [10.1016/j.seppur.2004.10.010](https://doi.org/10.1016/j.seppur.2004.10.010)
- [11] M. Wawrzekiewicz y Z. Hubicki, “Removal of tartrazine from aqueous solutions by strongly basic polystyrene anion exchange resins”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, nos. 2-3, pp. 502-509, my. 2009. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2008.08.021](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.021)
- [12] M. Ahmaruzzaman, “Adsorption of phenolic compounds on low-cost adsorbents: A review”, *Advances in Colloid and Interface Science*, vol. 143, nos. 1-2, pp. 48-67, nov. 2008. DOI: [10.1016/j.cis.2008.07.002](https://doi.org/10.1016/j.cis.2008.07.002)
- [13] N. Das, R. Vimala y P. Karthika, “Biosorption of heavy metals—An overview”, *Indian Journal of Biotechnology*, vol. 7, no. 2, pp. 159-169, abr. 2008.
- [14] G. O. El-Sayed, M. M. Yehia y A. A. Asaad, “Assessment of activated carbon prepared from corncob by chemical activation with phosphoric acid”, *Water Resources and Industry*, vol. 7-8, pp. 66-75, sept. 2014. DOI: [10.1016/j.wri.2014.10.001](https://doi.org/10.1016/j.wri.2014.10.001)
- [15] W. Buah, “Conversion of Corn Cobs Waste into Activated Carbons for Adsorption of Heavy Metals from Minerals Processing Wastewater”, *International Journal of Environmental Protection and Policy*, vol. 4, no. 4, pp. 98-103, jul. 2016. Disponible en: <http://article.sciencepublishinggroup.com/pdf/10.11648.j.ijep.20160404.11.pdf>
- [16] P. C. C. Faria, J. J. M. Orfao y M. F. R. Pereira, “Adsorption of anionic and cationic dyes on activated carbons with different surface chemistries”, *Water Research*, vol. 38, no. 8, pp. 2043-2052, abr. 2004. DOI: [10.1016/j.watres.2004.01.034](https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.034)
- [17] X. Han, Y. He, H. Zhao y D. Wang, “Optimization of preparation conditions of activated carbon from the residue of desilicated rice husk using response surface methodology”, *Korean Journal of Chemical Engineering*, vol. 31, no. 10, pp. 1810-1817, oct. 2014. DOI: [10.1007/s11814-014-0103-6](https://doi.org/10.1007/s11814-014-0103-6)
- [18] ASTM International, “Standard Test Method for Total Ash Content of Activated Carbon. Active Standard ASTM D2866”, West Conshohocken, PA: ASTM International, 2018.
- [19] J. P. Chen, S. Wu y K. H. Chong, “Surface modification of a granular activated carbon by citric acid for enhancement of copper adsorption”, *Carbon*, vol. 41, no. 10, pp. 1979-1986, 2003. DOI: [10.1016/S0008-6223\(03\)00197-0](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(03)00197-0)
- [20] M. Hejazifar y S. Azizian, “Adsorption of Cationic and Anionic Dyes onto the Activated Carbon Prepared from Grapevine Rhytidome”, *Journal of Dispersion Science and Technology*, vol. 33, no. 6, pp. 846-853, 2012. DOI: [10.1080/01932691.2011.579861](https://doi.org/10.1080/01932691.2011.579861)
- [21] M. Ghaedi, J. Tashkhourian, A. A. Pebdani, B. Sadeghian y F. N. Ana, “Equilibrium, kinetic and thermodynamic study of removal of reactive orange 12 on platinum nanoparticle loaded on activated carbon as novel adsorbent”, *Korean Journal of Chemical Engineering*, vol. 28, no. 12, pp. 2255-2261, dic. 2011. DOI: [10.1007/s11814-011-0142-1](https://doi.org/10.1007/s11814-011-0142-1)
- [22] J. Torres-Pérez, M. Solache-Ríos y M. T. Olguín, “Sorption of azo dyes onto a Mexican surfactant-modified clinoptilolite-rich tuff”, *Separation Science and Technology*, vol. 42, no. 2, pp. 299-318, febr. 2007. DOI: [10.1080/01496390601069879](https://doi.org/10.1080/01496390601069879)
- [23] V. Vadivelan y K. Vasanth Kumar, “Equilibrium, kinetics, mechanism, and process design for the sorption of methylene blue onto rice husk”, *Journal of Colloid and Interface Science*, vol. 286, no. 1, pp. 90-100, jun. 2005. DOI: [10.1016/j.jcis.2005.01.007](https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.01.007)
- [24] J. Torres-Pérez, L. A. Soria-Serna, M. Solache-Ríos y G. McKay, “One Step carbonization/activation process for carbonaceous material preparation from pecan shells for tartrazine removal and regeneration after saturation”, *Adsorption Science & Technology*, vol. 33, no. 10, dic. 2015. DOI: [10.1260/0263-6174.33.10.895](https://doi.org/10.1260/0263-6174.33.10.895)
- [25] Y. S. Ho y G. M. Fellow, “Kinetic models for the sorption of dye from aqueous solution by wood”, *Process*

- Safety and Environmental Protection*, vol. 76, no. 2, pp. 183-191, my. 1998. DOI: [10.1205/095758298529326](https://doi.org/10.1205/095758298529326)
- [26] Y. S. Ho y G. McKay, "The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat", *Water Research*, vol. 34, no. 3, pp. 735-742, febr. 2000. DOI: [10.1016/S0043-1354\(99\)00232-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00232-8)
- [27] A. W. M. Ip, J. P. Barford y G. McKay, "A comparative study on the kinetics and mechanisms of removal of Reactive Black 5 by adsorption onto activated carbons and bone char", *Chemical Engineering Journal*, vol. 157, nos. 2-3, pp. 434-442, mar. 2010. DOI: [10.1016/j.cej.2009.12.003](https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.12.003)
- [28] W. S. Wan Ngah, N. F. M. Ariff y M. A. K. M. Hanafiah, "Preparation, characterization, and environmental application of crosslinked chitosan-coated bentonite for tartrazine adsorption from aqueous solutions", *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 206, nos. 1-4, pp. 225-236, 2010. DOI: [10.1007/s11270-009-0098-5](https://doi.org/10.1007/s11270-009-0098-5)
- [29] S. Fauzia, F. Furqani, R. Zein y E. Munaf, "Adsorption and reaction kinetics of tatrazine by using *Annona muricata* L seeds", *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, vol. 7, no. 1, pp. 573-582, 2015. Disponible en: <http://www.jocpr.com/articles/adsorption-and-reaction-kinetics-of-tatrazine-by-using-annona-muricata-l-seeds.pdf>
- [30] M. A. Ahmad, N. Ahmad y O. S. Bello, "Adsorptive removal of malachite green dye using *Durian* seed-based activated carbon", *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 225, no. 8, jul. 2014. DOI: [10.1007/s11270-014-2057-z](https://doi.org/10.1007/s11270-014-2057-z)
- [31] Y. S. Ho y G. McKay, "Pseudo-second order model for sorption processes", *Process Biochemistry*, vol. 34, no. 5, pp. 451-465, jul. 1999. DOI: [10.1016/S0032-9592\(98\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-5)
- [32] Y. S. Ho y G. McKay, "Kinetic model for lead(II) sorption on to peat", *Adsorption Science & Technology*, vol. 16, no. 4, pp. 243-255, abr. 1998. DOI: [10.1177/026361749801600401](https://doi.org/10.1177/026361749801600401)
- [33] S. Dawood, T. K. Sen y C. Phan, "Synthesis and characterisation of novel-activated carbon from waste biomass pine cone and its application in the removal of congo red dye from aqueous solution by adsorption", *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 225, no. 1, dic. 2014. DOI: [10.1007/s11270-013-1818-4](https://doi.org/10.1007/s11270-013-1818-4)
- [34] T. Robinson, B. Chandran y P. Nigam, "Removal of dyes from an artificial textile dye effluent by two agricultural waste residues, corncob and barley husk", *Environment International*, vol. 28, nos. 1-2, pp. 29-33, abr. 2002. DOI: [10.1016/S0160-4120\(01\)00131-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00131-3)
- [35] B. Heibati, S. Rodriguez-Couto, A. Amrane, M. Rafatullah, A. Hawari y M. A. Al-Ghouti, "Uptake of Reactive Black 5 by pumice and walnut activated carbon: Chemistry and adsorption mechanisms", *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 20, no. 5, pp. 2939-2947, set. 2014. DOI: [10.1016/j.jiec.2013.10.063](https://doi.org/10.1016/j.jiec.2013.10.063)
- [36] T. K. Sen, S. Afroz y H. M. Ang, "Equilibrium, kinetics and mechanism of removal of methylene blue from aqueous solution by adsorption onto pine cone biomass of *Pinus radiata*", *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 218, nos. 1-4, pp. 499-515, oct. 2011. DOI: [10.1007/s11270-010-0663-y](https://doi.org/10.1007/s11270-010-0663-y)
- [37] M. O. Dawodu y K. G. Akpomie, "Evaluating the potential of a Nigerian soil as an adsorbent for tartrazine dye: Isotherm, kinetic and thermodynamic studies", *Alexandria Engineering Journal*, vol. 55, no. 4, pp. 3211-3218, dic. 2016. DOI: [10.1016/j.aej.2016.08.008](https://doi.org/10.1016/j.aej.2016.08.008)
- [38] G. L. Dotto, M. L. G. Vieira y L. A. A. Pinto, "Kinetics and mechanism of tartrazine adsorption onto chitin and chitosan", *Industrial & Engineering Chemistry Research*, vol. 51, no. 19, pp. 6862-6868, my. 2012. DOI: [10.1021/ie2030757](https://doi.org/10.1021/ie2030757)
- [39] S. Banerjee y M. C. Chattopadhyaya, "Adsorption characteristics for the removal of a toxic dye, tartrazine from aqueous solutions by a low cost agricultural by-product", *Arabian Journal of Chemistry*, vol. 10, pp. S1629-S1638, abr. 2017. DOI: [10.1016/j.arabjc.2013.06.005](https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.06.005)