

SÍNTESIS DE CARBÓN ACTIVADO A PARTIR DE EPICARPIO DE *Attalea macrolepis* Y SU APLICACIÓN EN LA REMOCIÓN DE Pb^{2+} EN SOLUCIONES ACUOSAS

Iliana JIMÉNEZ RAMOS¹, Wendy RONDÓN^{2*}, Luisa ROJAS DE ASTUDILLO³,
Blanca ROJAS DE GÁSCUE⁴, José Luis PRIN⁴, David FREIRE², Yraida DÍAZ², Karina PINO⁵ y
Oscar GONZÁLEZ⁴

¹ Departamento de Higiene y Seguridad Laboral, Universidad Politécnica Territorial “Clodosbaldo Russián”. Apartado postal 6101, Cumaná, Venezuela

² Centro de Química, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Apartado Postal 20362, Caracas 1020-A, Venezuela

³ Departamento de Química, Núcleo de Sucre, Universidad de Oriente. Apartado postal 6101, Cumaná, Venezuela

⁴ Departamento de Ciencia de los Materiales, Instituto de Investigaciones en Biomedicina y Ciencias Aplicadas, Universidad de Oriente. Apartado postal 245. Cumaná, Venezuela

⁵ Departamento de Ciencias, Núcleo Bolívar, Universidad de Oriente. Apartado postal 8001, Ciudad Bolívar, Venezuela

*Autor para correspondencia: wrondon@ivic.gob.ve

(Recibido noviembre 2015; aceptado septiembre 2016)

Palabras clave: residuo vegetal, pirólisis, isoterms, adsorción química

RESUMEN

En este trabajo se sintetizó carbón activado a partir del epicarpio de *Attalea macrolepis* y se evaluó como adsorbente para la remoción de iones Pb^{2+} . El pH, la masa del adsorbente, el tiempo y la concentración inicial de plomo se evaluaron como parámetros influyentes en el proceso de adsorción. Por otro lado, se evaluó el mecanismo de adsorción de los iones de plomo sobre el carbón activado usando los modelos de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich. Mediante espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier en el material adsorbente se identificaron los grupos funcionales hidroxilos, carboxilatos, olefinas y anillos bencénicos. Por medio de microscopía electrónica de transmisión se evidenció una matriz de partículas aglomeradas heterogéneas de tamaño comprendido entre 149 a 185 nm. Las condiciones óptimas obtenidas para la remoción de 70 % de iones Pb^{2+} (5 mg/L) fueron a pH 5, una masa de adsorbente de 150 mg, un tiempo de contacto de una hora, una agitación de 1500 rpm y un volumen de 25 mL. A partir de las isoterms se obtuvo una capacidad máxima de adsorción de 0.500 mg/g. La energía de adsorción calculada a partir del modelo de Dubinin-Radushkevich fue de 10.42 KJ/mol, este valor energético permite inferir que en el sistema carbón activado-iones Pb^{2+} ocurre una adsorción química. Los resultados demuestran que el carbón activado producido con el epicarpio de *Attalea macrolepis* es un adsorbente alternativo de bajo costo y amigable con el ambiente para remover Pb^{2+} de sistemas acuosos.

Key words: vegetable waste, pyrolysis, isotherms, chemical adsorption

ABSTRACT

In this research, synthesis of activated carbon from the epicarp of *Attalea macrolepis* was performed and evaluated as adsorbent to remove Pb^{2+} ions. The pH, adsorbent mass, time and initial concentration of Pb^{2+} were evaluated as important parameters in the adsorption process. Additionally, the mechanism of adsorption of Pb^{2+} ions on activated carbon was studied using Langmuir, Freundlich and Dubinin-Radushkevich models. By Fourier transform infrared spectroscopy, the chemical functional groups: hydroxyl, carboxylate, olefins and aromatic were identified in the adsorbent material. The transmission electron microscopy showed the presence of heterogeneous particles agglomerates in the range of 149 to 185 nm in size. The optimum conditions for removal were 70 % of Pb^{2+} (5 mg/L) at pH 5, contact time of one hour, 150 mg mass of adsorbent, agitation at 1500 rpm and volume of 25 mL. The maximum adsorption capacity obtained was of 0.500 mg/g from isothermal studies. The adsorption energy calculated from the model of Dubinin-Radushkevich was 10.42 KJ/mol, which indicates that chemistry adsorption occurs in the activated carbon- Pb^{2+} system. These results demonstrate that the activated carbon prepared from the *Attalea macrolepis* epicarp represents an alternative, low-cost and eco-friendly, adsorbent to remove Pb^{2+} from aqueous systems.

INTRODUCCIÓN

El agua es necesaria en casi todas las actividades humanas. Sin embargo, los desechos industriales y domésticos han generado contaminación de los recursos hídricos, por lo que los organismos ambientales relacionados con la calidad del agua han promulgado leyes más estrictas para la eliminación de contaminantes de efluentes, causando que la industria aumente la inversión en investigación centrada en el tratamiento de sus residuos líquidos y sólidos (Prado et al. 2014). Entre los contaminantes de mayor interés se encuentran los metales pesados, debido a su toxicidad para la biota, ya que no se degradan en especies menos perjudiciales (Mohammadi et al. 2010).

El plomo es uno de los metales pesados más tóxicos y ha sido clasificado por la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA 2004) como perjudicial para la salud. Este organismo considera que concentraciones de plomo en agua por encima de 0.015 $\mu\text{g/L}$, son tóxicas para los seres humanos y los ecosistemas (USEPA 2008). En la actualidad es de gran interés la remoción de metales pesados del agua de consumo y de aguas residuales, empleando en general materiales adsorbentes o procesos de limpieza amigables con el ambiente. Los métodos más utilizados para tal fin son: intercambio iónico, precipitación química, ósmosis inversa y filtración con membranas de adsorción, electrodiálisis y electroflotación (Mohammadi et al. 2010, Momcilovic et al. 2011, Liu et al. 2013, Rondón et al. 2013). La remediación de aguas con materiales adsorbentes como el carbón activado ha sido reconocido como un método eficaz para la

eliminación de iones de metales pesados de las aguas residuales, debido a la disponibilidad del material, eficiencia satisfactoria y características favorables de la superficie física y química del material adsorbente (Liu et al. 2013). A pesar de su uso prolífico en las industrias, el carbón activado se mantiene como un material costoso. En los últimos años ha surgido un interés por investigar la producción de este material con alternativas de bajo costo a partir de diversos materiales y de residuos agrícolas como la biomasa. Se han utilizado varios precursores para obtener carbón activado como material adsorbente de metales pesados como el propuesto por Sheng-Fong et al. (2012) quienes utilizaron bambú para la remoción de varios metales pesados, Depci et al. (2012) emplearon como precursor la pulpa de manzana para estudiar la adsorción de iones plomo y zinc en solución acuosa, Prado et al. (2014) estudiaron la adsorción de iones plomo utilizando como precursor huesos de ganado vacuno y recientemente, Caccin et al. (2015) analizaron la remoción de iones plomo utilizando como precursor del carbón activado, cáscara de *Cocos nucifera* L., por mencionar algunos.

Venezuela cuenta con una gran variedad de recursos de naturaleza carbonácea los cuales pueden ser utilizados como materia prima para la producción de carbón activado, entre ellos se encuentran: carbón mineral, madera, aserrín, leña y desechos agrícolas (conchas de coco, bagazo de caña de azúcar, cáscaras de café y de uva) (Sarmiento et al. 2004) entre otros residuos agroindustriales. En particular, la palma Coroba, que es una especie autóctona del Municipio Cedeño, Estado Bolívar, Venezuela, pertenece a la familia *Attalea*, cuyo

fruto se asemeja al coco (*Cocos nucifera* L.). Este fruto posee una masa promedio de 30-40 g y consta de un epicarpio fibroso (Belen et al. 2007). Puede cosecharse todo el año, pero la mayor producción la exhibe entre mayo y julio, con un rendimiento estimado en 25 875 kg/ha (Alemán et al. 2002); en la actualidad sólo se utiliza comercialmente el fruto y el epicarpio es desechado. Dado que al epicarpio de *Attalea macrolepis* no se le han aprovechado sus propiedades como material lignocelulósico, en esta investigación se propuso utilizarlo como un nuevo precursor de carbón activado, para luego ser aplicado como material adsorbente en la remoción de iones Pb²⁺ en soluciones acuosas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación del carbón activado

Para preparar el carbón activado se utilizó como precursor lignocelulósico el epicarpio seco y molido del fruto de la palma Coroba (*Attalea macrolepis*), proveniente de Caicara del Orinoco (7°39'00"N, 66°10'00"O) municipio Cedeño del Estado Bolívar, Venezuela. El epicarpio se mezcló de forma homogénea con KOH en una proporción 3:1, calentándose luego a una temperatura de 80 °C durante una hora para posteriormente ser secado en una estufa durante 12 h. La mezcla anterior se sometió al proceso de síntesis del material carbonáceo (carbonización-activación) en una mufla (Gao et al. 2013) a 500 °C bajo atmósfera de N₂ (Park et al. 2010, Cruz et al. 2012). El material obtenido se lavó con HNO₃ y agua desionizada (18 MΩ/cm, Millipore) para remover los residuos que quedaron después de la síntesis.

Caracterización del carbón activado

La determinación del área superficial específica del carbón activado permitió evaluar la textura del material y fue obtenida mediante la adsorción física de nitrógeno. Las mediciones de análisis textural se realizaron con un adsorptómetro automático (Micromeritics ASAP 2010) a temperatura de N₂ líquido. Previo al experimento, la muestra fue desgasificada durante la noche a bajo vacío (60 °C). El área superficial específica fue calculada por el método de Brunauer-Emmett-Teller (BET), el volumen de poro (V_p) se determinó por adsorción de N₂ a una presión relativa de 0.99 y el diámetro de poro fue determinado a partir de la isoterma de desadsorción por el método de Barret-Joyner-Halenda (BJH). El estudio de la superficie química del material fue realizado a través de la espectroscopía infrarroja con transformada de

Fourier (FTIR) en un equipo Perkin Elmer, modelo Spectrum Frontier. Para este estudio se pesaron aproximadamente 0.015 g del carbón en estudio y 0.450 g de bromuro de potasio (KBr). Ambos se colocaron una semana a 60 °C en la estufa para asegurar que se evaporara completamente la humedad, luego se mezcló el KBr con la muestra, y por compresión se realizó la pastilla para su posterior análisis con el espectrómetro FTIR. La morfología del material fue estudiada con la técnica de microscopía electrónica de transmisión (MET, Hitachi, modelo H- 600).

Determinación del punto de carga cero (pHpzc)

Se utilizó el método de Valente-Nabais y Carrott (2006), se preparó una disolución 0.1 mol/L de KCl y se añadió un 7 % de su masa en carbón, manteniendo en agitación durante 48 h a temperatura ambiente. Posteriormente se filtró y se midió el pH de la disolución filtrada con un pHmetro Professional Benchtop BP 3001 (Itrans Instrument, Singapore), siendo este valor de pH el punto de carga cero.

Experimentos de adsorción de plomo

El método para evaluar la capacidad de adsorción se realizó empleando un sistema en lotes y la optimización fue de forma univariada (un parámetro a la vez). Se utilizaron balones de destilación de 100 mL que contenían una cantidad de masa de carbón activado y soluciones de iones Pb²⁺ a diferentes pH. Se taparon y se agitaron en un vórtex a 1500 rpm durante varios intervalos de tiempo y a una temperatura ambiente de 22.0 ± 0.2 °C. Se evaluó el efecto del pH de la solución, la masa de carbón activado, el tiempo de agitación y la concentración de los iones Pb²⁺. Para ajustar el pH de las soluciones se utilizó HNO₃ (Sigma Aldrich) y un pHmetro Professional Benchtop BP 3001 (Itrans Instrument, Singapore). Las soluciones estándar se prepararon a partir de un patrón de 1000 mg/L de iones Pb²⁺, diluyendo con agua desionizada (18 MΩ/cm, Millipore). Se estudió la máxima remoción para 25 mL y 5 mg/L Pb²⁺ (denominada Co) en el intervalo de pH comprendido entre 1 y 5 unidades. Una vez determinado el pH, se evaluó el efecto de la masa de adsorbente con 10, 30, 50, 100 y 150 mg de carbón activado, y posteriormente el tiempo de contacto a 15, 30, 60 y 90 min. Finalmente, con los parámetros optimizados se analizó la remoción a través de las siguientes concentraciones de Pb²⁺: 1, 2, 5 10 y 20 mg/L. Después de que las soluciones estuvieron en contacto con el material, fueron filtradas y los líquidos sobrenadantes se llevaron al espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin Elmer 5100 PC) con

CUADRO I. ÁREA ESPECÍFICA DE BRUNAUER, EMMETT Y TELLER (BET) DIÁMETRO DE PORO Y VOLUMEN DE PORO DEL CARBÓN ACTIVADO PREPARADO CON EPICARPIO DE *Attalea macrolepis*

Carbón activado	Área BET (m ² /g)	Diámetro promedio de poros (nm)	Volumen de poros (cm ³ /g)
Epicarpio de <i>Attalea macrolepis</i>	496	3.44	0.55

llama (2/10 acetileno/aire, longitud de onda 217 nm, abertura de 0.7 cm y una corriente de 10 mA para la lámpara de cátodo hueco de plomo) para determinar la concentración de plomo en el equilibrio (C_e). El porcentaje de remoción de iones Pb^{2+} en solución se calculó según la ecuación 1, con los datos de las concentraciones iniciales y en el equilibrio. Con los datos obtenidos se calculó la capacidad de adsorción en el equilibrio, q_e , utilizando la ecuación 2 y se plantearon las isotermas de adsorción de acuerdo con los modelos de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich.

$$\%R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{masa} \quad (2)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del carbón activado

Área específica

En el **cuadro I** se presentan las propiedades físicas obtenidas para el carbón activado sintetizado a partir de la carbonización de epicarpio de *Attalea macrolepis*, mediante activación con KOH y lavado

con HNO_3 al 2 %. Se observa el área específica de Brunauer, Emmet y Teller (BET) (496 m²/g). Yang et al. (2015) utilizaron carbones mesoporosos ordenados, con área específica comprendida entre 500 y 800 m²/g para la remoción de iones Pb^{2+} en presencia de fenoles y obtuvieron porcentajes de remoción para iones Pb^{2+} cercanos al 80 %. En la **figura 1A** se muestra la isoterma de adsorción-desadsorción de N_2 del carbón activado, allí se observa una curva de histéresis correspondiente a la isoterma tipo IV, característica de los sólidos mesoporosos (Burke et al. 2013). En la **figura 1B** se distingue que el diámetro promedio de poros obtenido se encuentra dentro del intervalo establecido por la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC, por su siglas en inglés) (Rodríguez-Reinoso y Marsh 2006) para los sólidos mesoporosos (2 nm < 3.44 < 50 nm). Por último, el volumen de mesoporos fue de 0.55 cm³/g, calculado a partir de la ecuación de BET, aplicando el método de adsorción BJH. En ese sentido, Juárez- Galán et al. (2009) establecen que los carbones activados con volumen de mesoporos elevado, pueden concebirse como excelentes candidatos para la adsorción, la separación y las aplicaciones catalíticas. En el **cuadro II** se compara el área específica de carbones activados de otros precursores obtenidos por otros autores con respecto

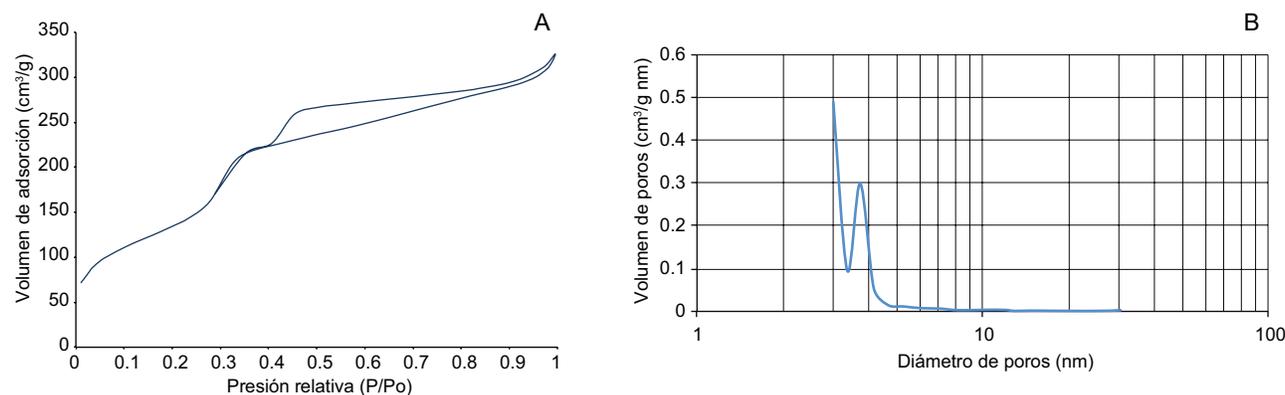


Fig. 1. A) Isotermas de adsorción-desadsorción de N_2 , B) Distribución de diámetro de poros del carbón activado obtenido del epicarpio de *Attalea macrolepis*

CUADRO II. ÁREA ESPECÍFICA DEL CARBÓN ACTIVADO DE *Attalea macrolepis* COMPARADO CON OTROS CARBONES

Precursor	Área específica (m ² /g)	Referencia
Antracita	107	Estupiñán et al. (2006)
Cáscara de <i>Hyphaene thebaica</i> L Mart	226	Gaya et al. (2015)
<i>Z. caduciflora</i>	236	Wang et al. (2014)
Semilla <i>Prunus persica</i>	393	Mouni et al. (2014)
<i>Eichornia crassipes</i>	423	Huang et al. (2014)
Epicarpio de <i>Attalea macrolepis</i>	496	Este trabajo
Cáscara de <i>Castanea sativa</i>	1611	Demiral et al. (2014)

a la obtenida en este trabajo. Es importante señalar la diversidad de precursores para sintetizar carbón activado, especialmente los provenientes de fuentes lignocelulósicas, que en la actualidad han tomado gran interés por su disponibilidad a bajo costo. Es de hacer notar que el área superficial obtenida para cada

material está influenciada por diversos parámetros, entre los cuales se puede citar el tipo de activación, catalizador, temperatura de activación y la atmósfera de la síntesis.

Espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier

En la **figura 2** se presentan los espectros infrarrojo obtenidos para el carbón activado sin lavar (a), comparado con el espectro del mismo material lavado (b) y el obtenido después de la adsorción de plomo (1 mg/L y 2 mg/L) (c) y (d). En el espectro (a) se muestra una banda fuerte a 3250 cm⁻¹, correspondiente a la vibración de estiramiento del enlace hidroxilo (OH), asignado a la presencia de alcoholes y fenoles (Maldonado-Hodar et al. 2011, Huang et al. 2015, Muhammad et al. 2015). En el carbón activado sin lavar, a 2252 cm⁻¹ se presenta una banda débil que caracteriza a la vibración tipo estiramiento del triple enlace del carbono que puede estar presente en la superficie del material (Hoseinzadeh et al. 2013). De igual manera se comprobó la presencia de compuestos inorgánicos, la banda 1448 cm⁻¹ corresponde a los

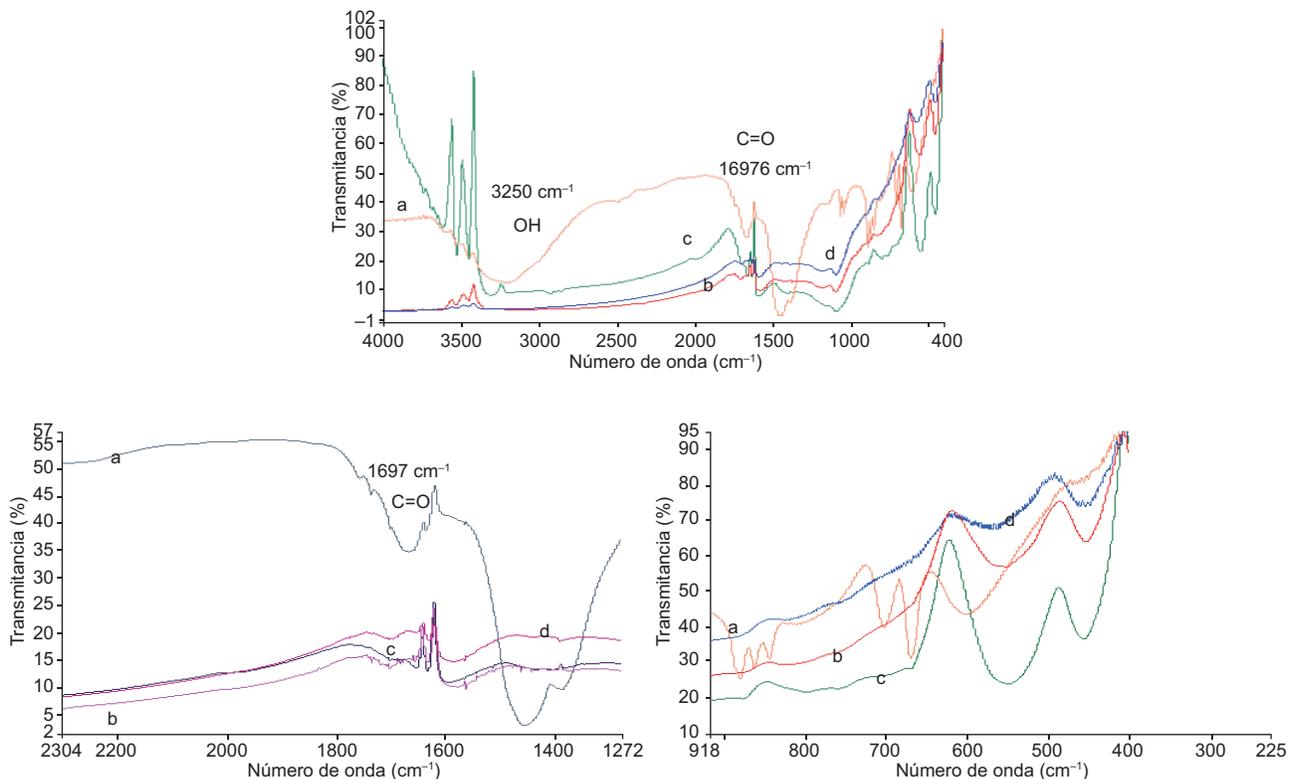


Fig. 2. a) Espectro infrarrojo con transformada de Fourier del carbón activado de *Attalea macrolepis*, b) Espectro del carbón activado lavado, c) Espectro del carbón activado luego de la adsorción de 1 mg/L de Pb²⁺ y d) Espectro del carbón activados después de la adsorción de 2 mg/L de Pb²⁺

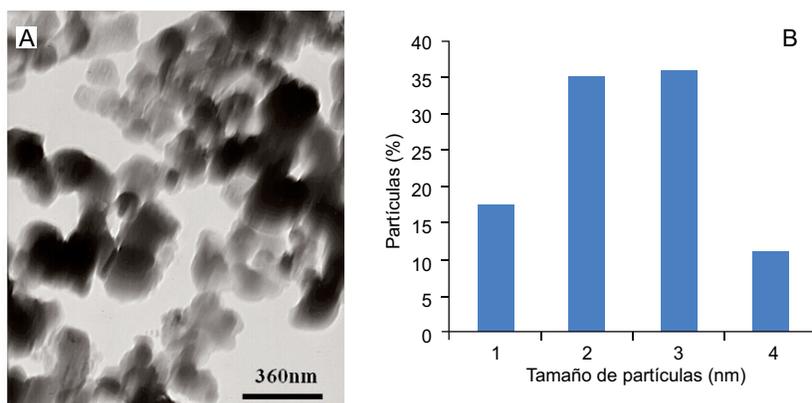


Fig. 3. Micrografía del carbón activado a partir de *Attalea macrolepis*, magnificación 50KX. A) Carbón activado sin lavar, B) Histograma con el porcentaje de distribución del tamaño de partícula del carbón activado

residuos de K_2CO_3 , un subproducto del proceso de activación con KOH (Toledano 1988, Huang et al. 2015). Otras bandas detectadas en 703 y 669 cm^{-1} son indicadoras de la presencia de K_2CO_3 en el material preparado. Por otra parte, al comparar el espectro (a) con el (b), se observan algunos cambios después del lavado con ácido nítrico (Muhammad et al. 2015), específicamente disminuye la intensidad de la banda correspondiente al enlace OH. Además, se presenta una banda alrededor de 1576 cm^{-1} , que es característica del estiramiento $C=C$ del anillo bencénico. Sin embargo, en 1697 y 1628 cm^{-1} en todos los espectros se presentó una banda característica del enlace $C=O$ del ion carboxilato y de otros grupos carbonilo como el de las quinonas (Swiatkowski et al. 2004, Liu et al. 2013). Este grupo funcional es de gran importancia para la adsorción de iones metálicos, puesto que puede favorecer la formación de complejos en la superficie del carbón activado (Burke et al. 2013). Al evaluar la superficie química del carbón activado después de la adsorción de iones Pb^{2+} , la banda correspondiente al ion carboxilato cambió tanto a 1 mg/L como a 2 mg/L , se transformó en dos vibraciones intensas a 3450 y 3600 cm^{-1} . Esta vibración indica que el grupo funcional OH parece participar en la adsorción de los iones Pb^{2+} . La capacidad de adsorción del carbón activado para las especies iónicas también depende de la presencia de grupos funcionales que contienen oxígeno, tales como carboxílicos, hidroxilo y lactonas (Van Lienden et al. 2010). Esto representa uno de los factores más influyentes en la capacidad de adsorción selectiva del carbón en presencia de iones o moléculas polares o polarizables (Rodríguez-

Reinoso y Marsh 2006). Finalmente, se presenta una banda intensa en la zona de la huella dactilar, específicamente alrededor de 600 cm^{-1} que aumentó su intensidad en presencia de los iones Pb^{2+} .

Microscopía electrónica de transmisión

El estudio microscópico se realizó utilizando la técnica de contraste de espesor. Al realizar el análisis de la **figura 3A** se observó una matriz de partículas heterogéneas aglomeradas y otras de mayor tamaño con forma irregular, correspondientes al carbón activado en polvo obtenido a partir de *Attalea macrolepis*. En la **figura 3B** se presenta el histograma correspondiente al porcentaje de distribución del tamaño de partícula del carbón activado sintetizado, el cual presentó un 71 % de partículas con tamaño comprendido en el intervalo de 149 a 185 nm . Sin embargo, en la **figura 4A** se detalla el aglomerado de partículas y da indicios parciales de la porosidad

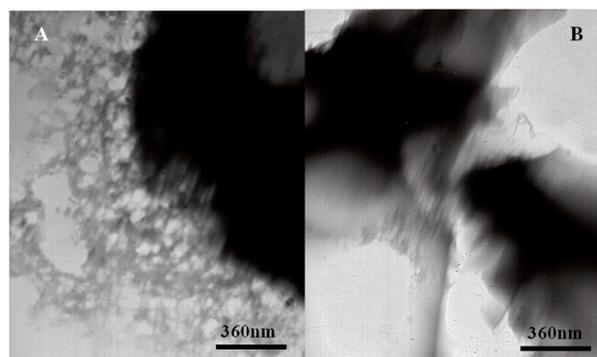


Fig. 4. Micrografías del carbón activado a partir de *Attalea macrolepis*, magnificación 50KX A) Y B) Carbón activado lavado con HNO_3 y agua desionizada

del material y de la eficiencia del tratamiento ácido para remover las impurezas residuales del proceso de activación (Bhatnagar et al. 2013). Es necesario reseñar que el lavado con HNO₃ al 2 % puede propiciar cambios en la textura y en las propiedades adsorbentes del carbón activado, reduciendo el área superficial, el volumen de microporos y el volumen total de poros; propiciando la formación de grupos funcionales oxigenados en la superficie y a su vez incidir en la adsorción selectiva de cationes metálicos en medio acuoso. Algunos de los cambios apreciables son la división de partículas grandes en otras más pequeñas y la remoción de material inorgánico que puede estar bloqueando la superficie porosa. Además, en la **figura 4B** se evidencia la presencia de otro tipo de partículas, en forma de láminas de grosor heterogéneo, correspondientes a las capas entrecruzadas de grafeno que conforman el carbón activado, las cuales pueden contener en su interior cavidades porosas (Rodríguez-Reinoso y Marsh 2006).

Optimización del pH

Los iones Pb²⁺ constituyen un ácido de Lewis, que forma enlaces covalentes coordinados con las moléculas de agua que lo rodean. Las reacciones consecutivas de hidrólisis se producen fácilmente, dando lugar a nuevas especies de complejos coordinados por uno o más cationes Pb²⁺ (Caccin et al. 2015). Diversos estudios han destacado que el pH es un factor importante e influyente en la adsorción de iones metálicos en solución acuosa (Li et al. 2009, Mohammadi et al. 2010, Moncilovic et al. 2011), ya que el pH condiciona la presencia en solución acuosa de todas las especies de Pb (Pb²⁺, Pb(OH)⁺, Pb(OH)₂, Pb(OH)₃⁻, Pb(OH)₄²⁻, Pb₂(OH)₃⁺, Pb(OH)₄²⁺) (Liu et al. 2013) y también condiciona la superficie del material adsorbente. A valores de pH entre 1 y 6, la especie dominante es el catión disuelto Pb²⁺, a valores de pH más altos, se puede observar una formación PbOH⁺, Pb(OH)₂, y Pb(OH)₃⁻ (Depci et al. 2012, Caccin et al. 2015). Prado et al. (2014) establecen que la adsorción de iones Pb²⁺ debe darse en un pH igual o mayor que 4 y que es necesario establecer el rango de pH óptimo con ensayos de adsorción. En el estudio de remoción de iones Pb²⁺ que se presenta a continuación, se utilizó el carbón activado lavado con HNO₃ al 2 %. Empleando 25 mL y 5 mg/L de iones Pb²⁺, se realizó un ensayo en el rango de 1 a 5 unidades de pH para evaluar el valor óptimo para la máxima remoción. En la **figura 5**, se muestra el comportamiento del porcentaje de remoción en función de la variación de pH, donde es evidente

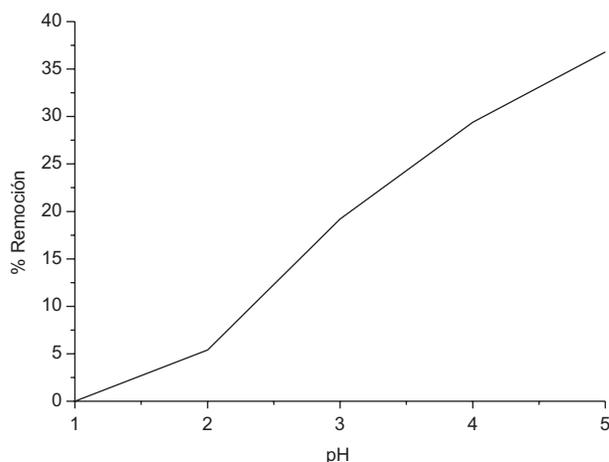


Fig. 5. Porcentaje de remoción de iones Pb²⁺ en función de la variación de pH

el incremento de la remoción de iones Pb²⁺ con el incremento de pH. Este resultado es similar a los hallazgos de Depci et al. (2012) que obtuvieron un valor máximo de remoción en el rango de pH de 4 a 5. Los resultados obtenidos pueden explicarse con base en la competencia entre los iones Pb²⁺ y H₃O⁺ por ocupar los sitios ácidos en el carbón activado. A valores de pH bajos, existe un exceso de iones H₃O⁺ que interfiere en la adsorción de iones Pb²⁺ en la superficie del carbón activado. Cuando el pH aumenta, los iones H₃O⁺ sólo cubren la menor cantidad de superficie del carbón activado y dejan sitios disponibles para adsorber iones Pb²⁺, siendo el valor óptimo el de 5 unidades de pH que corresponde a un porcentaje de remoción de 36.8 % (Wang et al. 2010, Burke et al. 2013). Adicionalmente, se determinó el punto de carga cero pH_{PZC}, utilizando la metodología de Valente-Nabais y Carrott (2006), cuyo resultado fue 4.85 indicando que la superficie del carbón activado es negativa (Saleh et al. 2013, Caccin et al. 2015), y corroborando que a pH 5, se generan fuerzas de atracción electrostáticas entre los iones dominantes Pb²⁺ y la superficie del adsorbente (Machida et al. 2012). Además, todos los valores de pH evaluados en este trabajo están por debajo de 5 para evitar la precipitación de iones Pb²⁺ en forma de hidróxido durante el proceso (Wang et al. 2010, Burke et al. 2013).

Optimización de la masa del adsorbente

En la **figura 6** se presentan los resultados obtenidos al evaluar la remoción de iones Pb²⁺ con diferentes cantidades de adsorbente. En la gráfica se puede apreciar que el incremento de la masa de adsorbente, de 10 mg a 150 mg, incide en el incremento

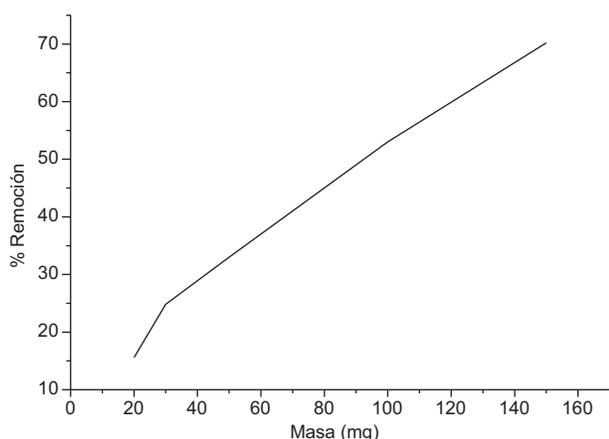


Fig. 6. Porcentaje de remoción de iones Pb^{2+} en función de la variación de la masa

del porcentaje de remoción de los iones Pb^{2+} de 33 % a 70 %. Esto puede ser atribuido a que un aumento en la cantidad de adsorbente ocasiona el aumento de los sitios activos para la adsorción de los iones en la superficie del carbón activado (Depci et al. 2012, Saleh et al. 2013) es decir, se dispone de una mayor superficie total disponible y de grupos funcionales (Caccin et al. 2015). Luego, para evaluar los otros parámetros contemplados en este estudio, se utilizó la masa óptima correspondiente a un 70 % de remoción de iones Pb^{2+} , la de 150 mg de carbón activado.

Optimización del tiempo

El tiempo para lograr equilibrio entre el analito contenido en la fase móvil y el adsorbente es uno de los parámetros más importantes a considerar en el momento de aplicar carbón activado en sistemas para el tratamiento de aguas (Rao et al. 2008). Se estudió el efecto del tiempo de contacto en la adsorción de iones Pb^{2+} sobre el carbón activado en un intervalo de 15 a 90 min. En la **figura 7** se presentan los resultados obtenidos para la remoción de iones Pb^{2+} variando el tiempo de contacto. En la gráfica se aprecia que transcurridos 60 min se alcanzó el equilibrio en la adsorción, ya que no hubo cambios significativos en los porcentajes de remoción de los iones Pb^{2+} para los intervalos de tiempo posteriores a éste. Se escogió como tiempo óptimo 60 min, con el 72.8 % de remoción.

Optimización de la concentración

En la **figura 8** se presenta la dependencia del proceso de adsorción a diferentes concentraciones iniciales de 1 a 20 mg/L de iones Pb^{2+} . A concentraciones bajas de 1 y 2 mg/L Pb^{2+} se obtuvo un porcentaje de remoción de 99.6 y 96.1 %, respectivamente. Sin embargo, a partir de una concentración de 5 mg/L

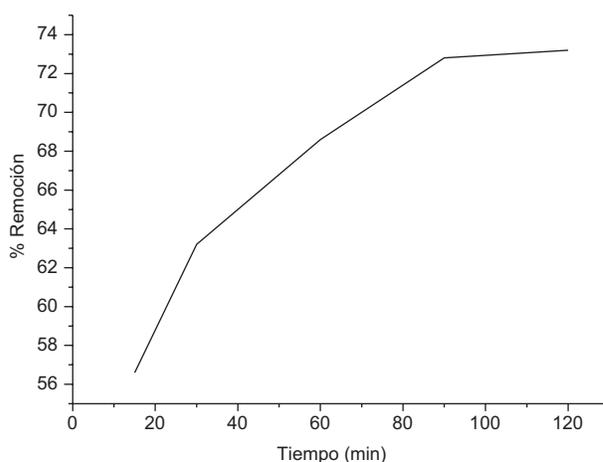


Fig. 7. Porcentaje de remoción de iones Pb^{2+} en función de la variación del tiempo

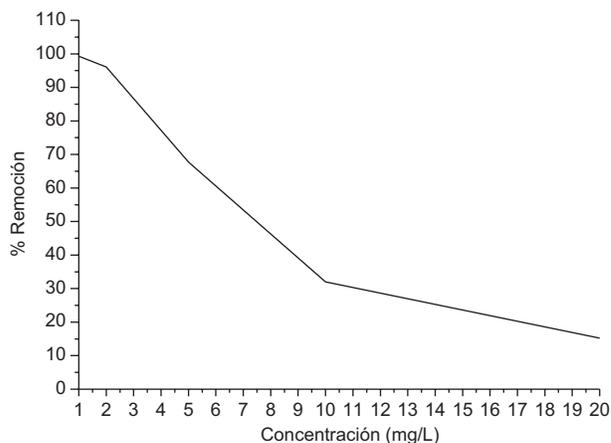


Fig. 8. Porcentaje de remoción de iones Pb^{2+} en función de la concentración

de Pb^{2+} el porcentaje de remoción disminuye considerablemente, hasta alcanzar un mínimo de 15.3 %. Esto es muy importante, ya que empleando 150 mg de carbón activado y 60 min de contacto se pueden extraer casi un 100 %, si la concentración metálica está por debajo de 2 mg/L. Los límites permisibles según el Decreto 883 de la Normativa de Calidad de Aguas Venezolana para cuerpos de aguas es de aproximadamente 0.05 mg/L para los iones de Pb^{2+} (Gaceta extraordinaria No. 5021 1995), por tanto esta cantidad de carbón activado es suficiente para remover esta cantidad por cada 25 mL de agua.

Capacidad de adsorción en el equilibrio

La ocupación progresiva de los sitios de adsorción en el carbón activado no es un proceso aleatorio, la ocupación del mejor sitio disponible está influenciada

por el potencial energético de la superficie (Rodríguez-Reinoso y Marsh 2006). Los modelos de isotermas de adsorción de Langmuir y Freundlich se han utilizado exitosamente para describir el mecanismo de adsorción de metales pesados debido a su simplicidad y aplicabilidad (Depci et al. 2012, Largitte y Lodewyckx 2014). Según el modelo de Langmuir, la adsorción se produce de manera uniforme en los sitios activos del adsorbente; una vez que una partícula de adsorbato ocupa un sitio, ocurre la adsorción (Caccin et al. 2015). Esto se basa en la hipótesis de que la máxima capacidad de adsorción de un sólido es de tipo monocapa, que no hay interacciones entre las moléculas adsorbidas y que la energía de adsorción se distribuye homogéneamente sobre toda la superficie de cobertura (Largitte y Lodewyckx 2014), sobre todo si la concentración del analito es baja. En la **figura 9**, se presenta la isoterma que representa la capacidad de adsorción (q_e) en función de la concentración de iones Pb²⁺ en el equilibrio (C_e) del carbón activado obtenido a partir de epicarpio de *Attalea macrolepis*. De acuerdo con la clasificación realizada por Giles et al. (1974), la curva es tipo H. Este tipo de isotermas indica que en el sistema soluto adsorbato existen fuerzas de atracción fuertes que influyen directamente en la adsorción del soluto.

El **cuadro III** contiene los parámetros obtenidos para el modelo de Langmuir (Ec. 3); donde, q_m (mg/g) representa la máxima capacidad de adsorción y b (L/mg) es la constante de Langmuir. Estos valores fueron calculados a partir de la pendiente y el intercepto de la recta obtenida al graficar C_e/q_e vs C_e (**Fig. 10**) de los resultados obtenidos experimentalmente. La forma lineal de esta ecuación de Langmuir se nota en la ecuación 4. El coeficiente b es una medida de la estabilidad de la interacción formada entre el ion metálico

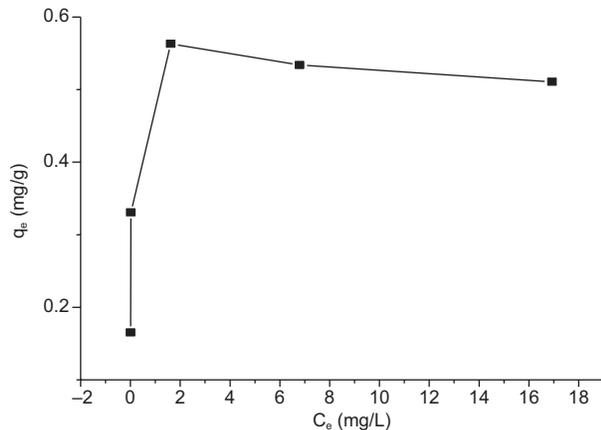


Fig. 9. Capacidad de adsorción del carbón activado en función de la concentración de iones Pb²⁺ en el equilibrio

sobre la superficie del adsorbente en las condiciones experimentales utilizadas. Los valores obtenidos para q_e y q_m que representan la adsorción de iones Pb²⁺ no tienen diferencias significativas (**Cuadro III**), lo cual indica que el modelo de Langmuir, ajusta bien los valores experimentales.

CUADRO III. PARÁMETROS DE LANGMUIR

q_e (mg/g)	q_m (mg/g)	b (L/mg)	R_L	R^2
0.563	0.511	12.35	0.016	0.999

q_e = capacidad de adsorción experimental, q_m = capacidad de adsorción máxima, b = constante de Langmuir, R_L = parámetro de adsorción, R^2 = parámetro de correlación modelo lineal

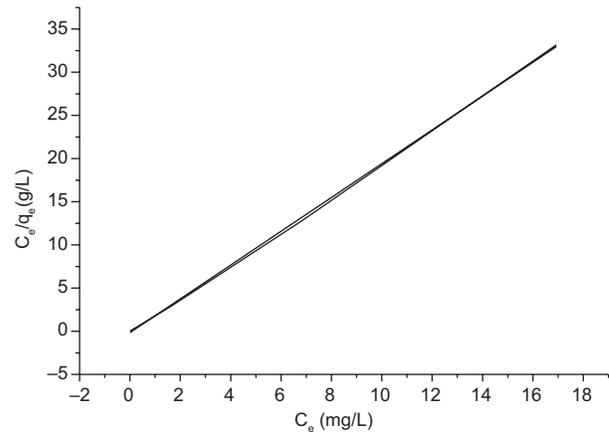


Fig. 10. Isoterma de Langmuir para la adsorción de iones Pb²⁺ sobre el carbón activado C_e/q_e = Relación concentración en el equilibrio y la capacidad de adsorción

$$q_e = \frac{q_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (3)$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{b q_m} + \frac{C_e}{q_m} \quad (4)$$

El parámetro R_L mostrado en la ecuación 5 es un indicador para predecir si el sistema de adsorción es o no favorable. Si el valor de $R_L > 1$, la adsorción no es favorable; por el contrario si R_L está comprendido entre $0 < R_L < 1$, la adsorción es favorable. El valor de R_L obtenido en este trabajo está comprendido en el intervalo de 0 a 1, indicando que la adsorción de Pb²⁺ sobre el carbón activado fue favorable (Rao et al. 2010, Mouni et al. 2013, Rondón et al. 2013).

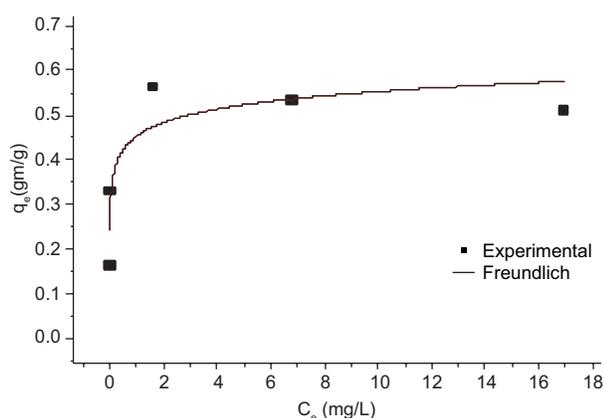


Fig. 11. Isoterma de Freundlich para la adsorción de iones Pb^{2+} sobre el carbón activado

$$R_L = \frac{1}{1 + bC_0} \quad (5)$$

El modelo de Freundlich (Ec. 6) es aplicable a la adsorción en superficies heterogéneas; es decir, en superficies con sitios que no son energéticamente equivalentes. Los valores de $1/n$ en el intervalo $0 < 1/n < 1$ representan una buena adsorción del metal sobre el adsorbente. En la **figura 11** se muestra el ajuste no lineal de este modelo, obtenido mediante la aplicación del método iterativo de Levenberg-Maquardt con el programa Origin 9. Se establece que q_e es la capacidad de adsorción en mg/g, C_e es la concentración de equilibrio en la disolución de iones plomo, K_f y n son las constantes de Freundlich, las cuales representan la capacidad de adsorción y la intensidad de adsorción, respectivamente (Demiral et al. 2014).

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (6)$$

En el **cuadro IV** se presenta el valor de $1/n$, obtenido a partir de la relación gráfica entre q_e vs. C_e (**Fig. 11**), donde el valor obtenido (0.100) se encuentra dentro del rango considerado como favorable para la adsorción. Además, se observa que el ajuste no lineal aplicado al modelo de Freundlich describe favorablemente los datos, lo cual se demuestra con el

CUADRO IV. PARÁMETROS DE FREUNDLICH

K_f	$1/n$	R^2
0.434	0.100	1

K_f y n = constantes de Freundlich, R^2 = parámetro de ajuste al modelo no lineal

valor de $R^2 = 1$ obtenido después de aplicar el método iterativo de Levenberg-Maquardt. Este resultado denota considerablemente la heterogeneidad en la morfología de la superficie del material (Rondón et al. 2013, Demiral et al. 2014, Mouni et al. 2014, Sun et al. 2014).

Se utilizó el modelo de Dubinin-Radushkevich para evaluar el comportamiento termodinámico del proceso de adsorción en el material. Este modelo isotérmico inicialmente se utilizó para describir la adsorción de vapores sobre sólidos microporosos. Está representado por la ecuación 7.

$$q_e = q_m e^{-\beta \varepsilon^2} \quad (7)$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción experimental (mg/g), β es el coeficiente de actividad, el cual representa la energía libre de adsorción, y ε es el potencial de Polanyi que se determina a partir de la ecuación 8 (Rao et al. 2010, Burke et al. 2013, Huang et al. 2014).

$$\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \quad (8)$$

En la ecuación 8, R es la constante de los gases (JK/mol), T es la temperatura (K) y C_e es la concentración de iones Pb^{2+} en el equilibrio.

La energía promedio de la adsorción, E puede ser calculada mediante la ecuación 9.

$$E = \frac{1}{\sqrt{2B}} \quad (9)$$

En la **figura 12** se presenta el comportamiento de la capacidad de adsorción (q_e) respecto al potencial de Polanyi (ε^2) empleando la ecuación 8. El ajuste no lineal de los datos con el método iterativo de Levenberg-Maquardt permitió obtener la información

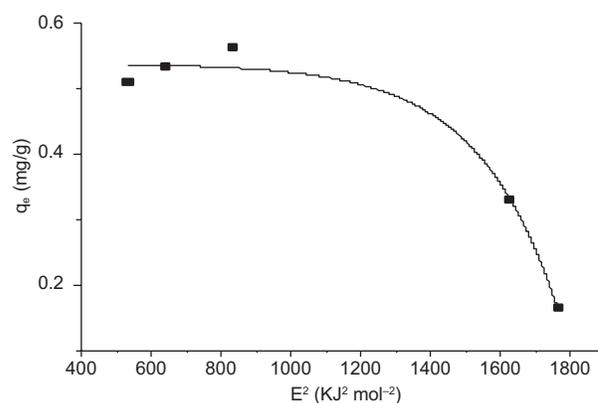


Fig. 12. Comportamiento de la capacidad de adsorción respecto al potencial de Polanyi

referente a la pendiente (β) y el intercepto que representan los parámetros de Dubinin-Radushkevich (**Cuadro V**). Con la información obtenida con el modelo matemático de Dubinin-Radushkevich se puede distinguir el tipo de adsorción que ocurría entre el adsorbente y el adsorbato; así, si el valor de la energía libre (E) promedio está por debajo de los 8 KJ/mol significa una interacción física o fisisorción, en este estudio se determinó que la adsorción es de tipo química o quimiadsorción, debido a que la energía está comprendida en el rango de 8 KJ/mol < E > 16 KJ/mol (Rao et al. 2010, Burke et al. 2013, Huang et al. 2014).

CUADRO V. PARÁMETROS DE DUBININ-RADUSHKEVICH (D-R)

q _e (mg/g)	B	E(KJ/mol)	R ²
0.538	0.0044	10.42	0.970

q_e = capacidad de adsorción, β = coeficiente de actividad, E = energía promedio de adsorción, R² = parámetro de ajuste al modelo no lineal

Finalmente, en el **cuadro VI** se compara la capacidad de adsorción de iones Pb²⁺, obtenida para carbones activados sintetizados a partir de varios precursores lignocelulósicos. Es evidente que las condiciones experimentales de pH y tiempo influyen significativamente en la capacidad de adsorción de los iones Pb²⁺. Autores como Lee et al. (2014) y Caccin et al. (2015) obtuvieron valores para la capacidad de adsorción muy superiores al obtenido en el presente trabajo, en las mismas condiciones de pH pero en un intervalo de tiempo mayor, lo que indica que el factor tiempo contribuye de manera notable en la adsorción del analito. Sin embargo, otros autores como Singh et al. (2008) y Archarya et al. (2009) estudiaron la adsorción de los iones Pb²⁺ a pH 6.5

en un intervalo de tiempo menor, lo que permitió obtener una capacidad de adsorción superior que la reportada por los autores mencionados anteriormente. Esta comparación demuestra que la adsorción de iones Pb²⁺ sobre carbón activado está ampliamente influenciada por los diversos factores descritos en este trabajo y que dependiendo del uso de estos adsorbentes serán las condiciones a utilizar. Queda demostrado que empleando pequeñas cantidades de material adsorbente se pueden remover cantidades importantes de iones plomo en solución.

CONCLUSIONES

En este estudio fue sintetizado carbón activado tipo polvo mesoporoso a partir del epicarpio de *Attalea macrolepis* mediante activación química con KOH, lográndose un área específica de 496 m²/g. El estudio mediante FTIR determinó la presencia del grupo hidroxilo y del ion carboxilato, este último propicia la adsorción de iones metálicos. Las condiciones óptimas para favorecer la máxima remoción de iones Pb²⁺ son pH 5, masa de adsorbente de 150 mg y una hora de agitación. Mediante el estudio de las isotermas de adsorción queda demostrado que empleando el modelo de Langmuir se obtuvo un coeficiente de correlación cercano a 1. El valor experimental y el teórico de la capacidad de adsorción no presentaron diferencias significativas entre ambos (q_e de 0.563 mg/g y q_m de 0.511 mg/g). Al bajar la concentración de iones plomo, esta tendencia se vuelve más lineal lo cual nos permitió estimar un máximo de capacidad de adsorción promedio de 0.5 mg/g de iones plomo para este material adsorbente. El valor de R_L comprendido en el rango de 0 a 1 indica que la adsorción de Pb²⁺ sobre el carbón activado de *Attalea macrolepis* fue favorable. El modelo empírico de Freundlich

CUADRO VI. COMPARACIÓN ENTRE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE IONES Pb²⁺ DE CARBONES ACTIVADOS SINTETIZADOS A PARTIR DE DIVERSOS PRECURSORES

Precursor carbón activado	pH	Tiempo	Capacidad de adsorción Pb ²⁺ (mg/g)	Autor
Cáscara de coco	5	96 h	32.08	Caccin et al. (2015)
Residuo de café	5.8	2 h	63	Boudrahem et al. (2009)
Piña de pino	6.5	1 h	27.53	Momcilovic et al. (2011)
Madera de tamarindo	6.5	40 min	134.2	Singh et al. (2008)
Madera de tamarindo	6.5	50 min	43.85	Acharya et al. (2009)
Comercial	5	48 h	14.91	Lee et al. (2014)
<i>Attalea macrolepis</i>	5	1 h	0.511	Este trabajo

demonstró la adsorción del plomo en el carbón activado al obtener valores de $1/n$ comprendidos en el intervalo $0 < 1/n < 1$, lo cual representan una buena adsorción del metal sobre el adsorbente y además, bajo las consideraciones de Freundlich, nos indica que el material posee una distribución de sitios activos heterogéneos. Los resultados del modelo de Dubinin-Radushkevich permitieron establecer la tendencia en el tipo de adsorción que ocurre entre el adsorbente y el adsorbato, al obtener una energía E de 10.42 KJ/mol, demostrando que la adsorción sobre el material ocurrió mediante una interacción tipo química. Estos resultados permiten inferir que el carbón activado preparado puede ser aplicado con éxito de manera selectiva en la remoción de iones Pb^{2+} en aguas que contengan concentraciones de este elemento menores a 2 mg/L.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Química del Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, especialmente al personal del Laboratorio de Química Analítica, por toda la colaboración prestada durante la realización de este trabajo. A la división de investigación de la Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre "Clodosbaldo Russián" por el financiamiento parcial de esta investigación. A la Fundación Polar y al Fondo Nacional para la Ciencia y Tecnología por la donación y mantenimiento del equipo FTIR-ATR del Instituto de Investigaciones en Biomedicina y Ciencias Aplicadas "Dra. Susan Tai", a través de los proyectos FP-112686-2013 y F-2013000395 respectivamente.

REFERENCIAS

- Alemán R., Belén D.R., Zorrilla M., Bastardo L., Álvarez F. y Moreno-Álvarez M.J. (2002). Características fisicoquímicas del aceite del mesocarpio de la coroba (*Jessenia polycarpa karst*). *Grasas y Aceites* 53 (4), 396-399.
- Acharya J., Sahu J.N., Mohanty C.R. y Meikap B.C. (2009). Removal of lead (II) from wastewater by activated carbon developed from *Tamarind wood* by zinc chloride activation. *Chem. Eng. J.* 149 (1-3), 249-262. DOI: 10.1016/j.cej.2008.10.029
- Belén D., Román J. y García D. (2007). Efecto del secado solar en los contenidos de humedad, carbohidratos, carotenoides totales e índice de peróxidos del mesocarpio de la palma coroba (*Attalea* spp.). *Interciencia* 32, 257-261.
- Bhatnagar A., Hogland W., Marques M. y Sillanpaa M. (2013). Review: An overview of the modification methods of activated carbon for its water treatment applications. *Chem. Eng. J.* 219, 499-511. DOI: 10.1016/j.cej.2012.12.038
- Boudrahem F., Bennisad-Aissani F. y Amar-Ait H. (2009). Batch sorption dynamics and equilibrium for the removal of lead ions from aqueous phase using activated carbon developed from coffee residue activated with zinc chloride. *J. Environ. Manage.* 90 (10), 3031-3039. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.04.005
- Burke D., Morris M. y Holmes J. (2013). Chemical oxidation of mesoporous carbon foams for lead ion adsorption. *Sep. Purif. Technol.* 104, 150-159. DOI: 10.1016/j.seppur.2012.10.049
- Caccin M., Giorgia M., Giacobbo F. y Da Rosa M. (2015). Removal of lead (II) from aqueous solutions by adsorption onto activated carbons prepared from coconut shell. *Desalin. Water. Treat.* 57 (10), 4557-4575. DOI: 10.1080/19443994.2014.992974
- Cruz G., Pirila M., Huuhtanen M., Carrión L., Alvarenga E. y Keiski R. (2012). Production of activated carbon from cocoa (*Theobroma cacao*) Pod Husk. *J. Civil Environment Engg.* 2 (2), 1-6. DOI: 10.4172/2165-784X.1000109
- Demiral H., Baykul E., Gezer D., Erkoç S., Engin A. y Celalettin M. (2012). Preparation and characterization of activated carbon from chestnut shell and its adsorption for lead. characteristics. *Sep. Sci. Technol.* 49 (17), 2711-2720. DOI: 10.1080/01496395.2014.942742
- Depci T., Kul A. y Onal Y. (2012). Competitive adsorption of lead and zinc from aqueous solution on activated carbon prepared from Van apple pulp: Study in single and multi-solute systems. *Chem. Eng. J.* 200-202, 224-236. DOI: 10.1016/j.cej.2012.06.077
- Estupiñán H.A., Vásquez C. y Pulido J.E. (2006). Obtención de un material carbonáceo activado de antracita para posibles aplicaciones en hidrometalurgia. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* 37, 31-40.
- Gaceta Extraordinaria No. 5021 (1995). Decreto 883. Clasificación y control de la calidad del agua residual o efluentes líquidos en Venezuela. Tribunal Supremo de Justicia. República Bolivariana de Venezuela. 18 de diciembre de 1995.
- Gao Q., Liu H., Cheng C., Li K., Zhang J. y Li Y. (2013). Preparation and characterization of activated carbon from wool waste and the comparison of muffle furnace and microwave heating methods. *Powder Technol.* 249, 234-240. DOI: 10.1016/j.powtec.2013.08.029
- Gaya U., Otene E. y Abdullah A. (2015). Adsorption of aqueous Cd(II) and Pb(II) on activated carbon nanopores prepared by chemical activation of doum palm

- shell. Springer plus 4 (458), 1-18.
DOI: 10.1186/s40064-015-1256-4
- Giles C., Smith D. y Huitson A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. Part I. Theoretical. J. Colloid. Interface Sci. 47 (3), 755-765. DOI: 10.1016/0021-9797(74)90252-5
- Hoseinzadeh R., Arami-Niya A. y Wan Daud W. (2013). Comparison of oil palm shell based activated carbons produced by microwave and conventional heating methods using zinc chloride activation. J. Anal. Appl. Pyrolysis. 104, 176-184.
DOI: 10.1016/j.jaap.2013.08.006
- Huang Y., Ma E. y Zhao G. (2015). Thermal and structure analysis on reaction mechanisms during the preparation of activated carbon fibers by KOH activation from liquefied wood based fibers. Ind. Crops. Prod. 69, 447-455. DOI: 10.1016/j.indcrop.2015.03.002
- Huang Y., Li S., Lin H., Chen J., Zhang X. y Chen Y. (2014). Adsorption of Pb(II) on mesoporous activated carbons fabricated from water hyacinth using H₃PO₄ activation: Adsorption capacity, kinetic and isotherm studies. Appl. Surf. Sci. 293, 160- 168.
DOI: 10.1016/j.apsusc.2013.12.123
- Huang Y., Li S., Lin H. y Chen J. (2014). Fabrication and characterization of mesoporous activated carbon from *Lemna minor* using one- step H₃PO₄ activation for Pb (II) removal. Appl. Surf. Sci. 317, 422-431.
DOI: 10.1016/j.apsusc.2014.08.152
- Juárez-Galán J.M., Silvestre-Albero A., Silvestre-Albero J. y Rodríguez-Reinoso F. (2009). Synthesis of activated carbon with highly developed “mesoporosity”. Micropor. Mesopor. Mater. 117 (1-2), 519- 521.
DOI: 10.1016/j.micromeso.2008.06.011
- Largitte L., Brudey T., Tant T., Couespel- Dumesnil P. y Lodewyckx P. (2016). Comparison of the adsorption of lead by activated carbons from three lignocelulosic precursors. Micropor. Mesopor. Mater. 219 (1), 265-275. DOI: 10.1016/j.micromeso.2015.07.005
- Largitte L. y Lodewyckx P. (2014). Studying different methods to determine the thermos kinetic constants in the adsorption of Pb²⁺ on activated carbon from Bois carré seeds. J. Env. Chem. Eng. 2 (2), 788-795.
DOI: 10.1016/j.jece.2014.02.001
- Lee J., Kim J. y Hyeon T. 2006. Recent progress in the synthesis of porous carbon materials. Adv. Mater. 18 (16), 2073-2094. DOI: 10.1002/adma.200501576
- Lee M., Park J., Chung J., Lee C. y Kang S. (2014). Removal of Pb and Cu ions from aqueous solutions by Mn₃O₄ coated activated carbon. J. Ind. Eng. Chem. 21, 470-475. DOI: 10.1016/j.jiec.2014.03.006
- Liu H., Dai P., Zhang J., Zhang C., Bao N., Cheng C. y Ren L. (2013). Preparation and evaluation of activated carbons from lotus stalk with trimetyl phosphate and tributyl phosphate activation for lead removal. Chem. Eng. J. 228, 425-434. DOI: 10.1016/j.cej.2013.04.117
- Machida M., Fotoohi B., Amamo Y. y Mercier L. (2012). Cadmium (II) and lead (II) adsorption onto heteroatom functional mesoporous silica and activated carbon. Applied. Surf. Sci. 258 (19), 7389-7394.
DOI: 10.1016/j.apsusc.2012.04.042
- Maldonado-Hódar F.J., Morales-Torres S., Pérez-Cárdenas A.F. y Carrasco-Marín F. (2011). Química superficial de los materiales de carbón. Bol. Grupo Español del Carbón 20, 10- 15.
- Moammadi S., Karimi M., Afzali D. y Mansouri F. (2010). Removal of Pb (II) from aqueous solutions using activated carbon from Sea-buckthorn stones by chemical activation. Desalination 262 (1-3), 86-93.
DOI: 10.1016/j.desal.2010.05.048
- Momcilovic M., Purenovic M., Bojc A., Zarubica A. y Randelovic M. (2011). Removal of lead(II) ions from aqueous solutions by adsorption onto pine cone activated carbon. Desalination 276 (1-3), 53-59.
DOI: 10.1016/j.desal.2011.03.013
- Mouni L., Belkhir L., Zouggaghe F. y Tafera. M. (2014). Removal of Pb (II) from aqueous solution by adsorption using activated carbon developed from Apricot stone: equilibrium and kinetic. Desalin. Water. Treat. 52 (34-36), 6412-6419. DOI: 10.1080/19443994.2013.812992
- Muhammad S. y Al-Swaidan H. (2015). Optimization and characterization of sliced activated carbon prepared from date palm tree fronds by physical activation. Biomass Bioenerg. 73, 124-134.
DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.12.016
- Park H.K., Balathanigaimani M.S., Shim W., Wook-Lee J. y Moon H. (2010). Adsorption characteristics of phenol on novel corn grain-based activated carbons. Micropor. Mesopor. Mater. 127 (1-2), 1-8.
DOI: 10.1016/j.micromeso.2009.06.032
- Prado M.A., Arruda S., Guelli S.M. y Ulson de Souza A. (2014). Study of lead (II) adsorption onto activated carbon originating from cow bone. J. Clean. Prod. 65, 342-349.
DOI: 10.1016/j.jclepro.2013.08.020
- Rao M.M., Rao G.P., Seshaiiah K., Choudary N.V. y Wang M.C. (2008). Activated carbon from *Ceiba petandra* hulls, an agricultural waste, as an adsorbent in the removal of lead and zinc from aqueous solutions. Waste Manage. 28 (5), 849-858.
DOI: 10.1016/j.wasman.2007.01.017
- Rao R.A., Khan M. y Hun- Jeon B. (2010). Utilization of carbon derived from mustard oil cake (CMOC) for the removal of bivalent metal ions: Effect of an ionic surfactant on the removal and recovery. J. Hazard. Mater. 173 (1-3), 273-282.
DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.08.080

- Rodríguez-Reinoso F. y Marsh H. (2006). Activated carbon. Elsevier, Amsterdam, 554 pp.
- Rondón W., Freire D., Benzo Z., Sifontes A.B., González Y., Valero M. y Brito J.L. (2013). Application of 3A zeolite prepared from Venezuelan kaolin for removal of Pb (II) from wastewater and its determination by flame atomic absorption spectrometry. *AJAC*. 4, 584-593. DOI: 10.4236/ajac.2013.410069
- Saleh T., Gupta V. y Al- Saadi A. (2013). Adsorption of lead from aqueous solution using porous carbon derived from rubber tires: Experimental and computational study. *J. Colloid Interface. Sci.* 396, 264-269. DOI: 10.1016/j.jcis.2013.01.037
- Sarmiento C., Sánchez J., García C., Rincón Y., Benítez A. y Ramírez J. (2004). Preparación de carbón activado mediante la activación química de carbón mineral. *Ciencia* 12 (1), 52-63.
- Sheng-Fong L., Song-Yung W., Ming-Jer T. y Lang-Dong L. (2012). Adsorption capacity and removal efficiency of heavy metal ions by Moso and Ma bamboo activated carbons. *Chem. Eng. Res.Des.* 90 (9), 1397-1406. DOI: 10.1016/j.cherd.2011.11.020
- Singh C.K., Sahu J.N., Mahalik K.K., Mohanty C.R., Raj Mojan B. y Meikap B.C. (2008). Studies on the removal of Pb (II) from wastewater by activated carbon developed from *Tamarind wood* activated with sulphuric acid. *J. Hazard. Mater.* 153(1-2), 221-228. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.08.043
- Sun S., Yang J., Li Y., Wang K. y Li. X. (2014). Optimizing adsorption of Pb (II) by modified litchi pericarp using the response surface methodology. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 108, 29-35. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.06.026
- Swiatkowski A., Pakula M., Biniak S. y Walczyk M. (2004). Influence of the surface chemistry of modified activated carbon on its electrochemical behaviour in the presence of lead (II) ions. *Carbon* 42 (15), 3057-3069. DOI: 10.1016/j.carbon.2004.06.043
- Toledano E. (1988). Identificación de compuestos inorgánicos por espectroscopía infrarroja (I). *Salud y trabajo* 67, 35-41.
- USEPA (2004). Lead and compounds (inorganic). CASRN 7439-92-1. Integrated Risk Information System (IRIS), Chemical Assessment Summary. National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, EUA, 14 pp.
- USEPA (2008). Lead and cooper rule: A quick reference guide. EPA-816-F-08-018. Office of water. U. S. Environmental Protection Agency, EUA, 2 pp.
- Valente-Nabais J.M. y Carrott P.J.M. (2006). Chemical characterization of activated carbon fibers and activated carbons. *J. Chem. Educ.* 83 (3), 436-438. DOI: 10.1021/ed083p436
- Van Lienden C., Shan L., Rao S., Ranieri E. y Young T. (2010). Metals removal from stormwater by commercial and non-commercial granular activated carbons. *Water Environ. Res.* 82 (4), 351-356. DOI: 10.2175/106143009X12487095236874
- Wang L., Zhang J., Zhao R., Li Y., Li C. y Zhang C. (2010). Adsorption of Pb (II) on activated carbon prepared from *Polygonum orientale* Linn.: Kinetics, isotherms, pH, and ionic strength studies. *Bioresource technol.* 101 (15), 5808-5814. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.02.099
- Wang J., Liu H., Yang S., Zhang J., Zhang C. y Wu H. (2014). Physicochemical characteristics and sorption capacities of heavy metal ions of activated carbons derived by activation with different alkyl phosphate trimesters. *Appl. Surf. Sci.* 316, 443-450. DOI: 10.1016/j.apsusc.2014.07.206
- Yang G., Tang L., Zeng G., Cai Y., Tang J., Pang Y., Zhou Y., Liu Y., Wang J., Zhang S. y Xiong W. (2015). Simultaneous removal of lead and phenol contamination from water by nitrogen- functionalized magnetic ordered mesoporous carbon. *Chem. Eng. J.* 259, 854-864. DOI: 10.1016/j.cej.2014.08.081