

CAPÍTULO 3

Evaluación de la Capacidad Descontaminante *In vitro* de las Cáscaras de Chontaduro en Aguas Contaminadas por Ibuprofeno

In vitro Decontamination Potential of Chontaduro Fruit Peels in Water Contaminated with Ibuprofen

Marylin Urbano Montero

Universidad Santiago de Cali, Colombia

✉ marylin.urbano00@usc.edu.co

© <https://orcid.org/0009-0009-3922-3299>

Yhors Alexander Ciro Monsalve

Universidad Santiago de Cali, Colombia

© <https://orcid.org/0000-0003-4093-8696>

✉ yhors.ciro00@usc.edu.co

Betty Eliana García Becerra

Universidad Santiago de Cali, Colombia

✉ betty.garcia00@usc.edu.co

© <https://orcid.org/0009-0006-5934-7537>

Resumen

Actualmente, el carbón activado es de los materiales adsorbentes más empleado para fines de remediación ambiental, en especial, de aguas contaminadas con fármacos. En este sentido, uno de los focos principales es su obtención a partir de materia prima renovable, como lo es la materia vegetal residual, la cual en muchos casos resulta siendo

Cita este capítulo / Cite this chapter

Urbano Montero, M.; García Becerra, B. E. y Ciro Monsalve, Y. A. (2026). Evaluación de la capacidad descontaminante *in vitro* de las cáscaras de chontaduro en aguas contaminadas por ibuprofeno. En: Ciro Monsalve, Y. A. (ed. científico). *Aprovechamiento de residuos agroindustriales para la biorremediación de fármacos en fuentes hídricas*. (pp. 57-87). Cali, Colombia: Universidad Santiago de Cali.

poco aprovechada. Por ende, en este trabajo se obtuvo carbón activado a partir de cáscaras de chontaduro, un residuo generado en gran cantidad a nivel local, por medio de calcinación empleando un agente químico ácido (H_3PO_4) y un agente químico básico (NaOH). Posteriormente, los materiales obtenidos se caracterizaron por medio de espectroscopía de infrarrojo, titulación de Bohem y punto de carga cero. Además, se evaluó su capacidad de adsorción in-vitro de ibuprofeno en un medio acuoso a pH neutro, ácido y básico. Los resultados permitieron corroborar la obtención de carbón activado empleando ambas rutas propuestas, registrando más de 4000 mmol de grupos funcionales superficiales por gramo de material. Asimismo, se identificaron grupos funcionales como ácidos carboxílicos, fenoles, lactonas y aminas en la superficie de los materiales adsorbentes. Finalmente, se observó que estos grupos funcionales se pueden encontrar cargados en un amplio valor de pH, lo que permite potenciar la remoción de ibuprofeno en medio acuoso, que fue de hasta ~5mg por gramo de carbón activado. Con este trabajo, se evidenció el potencial de las cáscaras de chontaduro como materia prima alternativa en la obtención de materiales adsorbentes capaces de remover ibuprofeno en medio acuoso.

Palabras clave: Chontaduro, adsorbente, remoción, ibuprofeno, carbón activado.

Abstract

Currently, activated carbon is the most widely used adsorbent material for environmental remediation purposes, especially of water contaminated with pharmaceuticals. In this sense, one of the main focuses is its production from renewable raw materials, such as residual plant material, which in many cases is little used. Thus, in this work activated carbon was obtained from peach-palm shells, a residue generated in large quantities locally, by means of calcination using an acid chemical agent (H_3PO_4) and a basic chemical agent (NaOH). The materials obtained were subsequently characterized by means of infrared spectroscopy, Bohem titration and zero-charge point. In addition, the ability of ibuprofen to adsorb in-vitro in an aqueous medium at neutral, acidic, and basic pH was evaluated.

The results corroborated the production of activated carbon using both proposed routes, recording more than 4000 mmol of surface functional groups per gram of material. Functional groups such as carboxylic acids, phenols, lactones, and amines were also identified on the surface of adsorbent materials. Finally, it was observed that these functional groups can be found charged at a wide pH value, which allows to enhance the removal of ibuprofen in aqueous medium, which was up to ~5 mg per gram of activated carbon. With this work, the potential of peach-palm shells as an alternative raw material in obtaining adsorbent materials capable of removing ibuprofen in aqueous medium was evidenced.

Keywords: Peach palm, adsorbent, removal, ibuprofen, activated carbon.

Introducción

En la actualidad, la industria farmacéutica es un valioso elemento de sanidad a nivel mundial. No obstante, debido al incremento continuo en el uso de fármacos desde finales del siglo pasado, éstos han sido incluidos dentro de los denominados contaminantes emergentes (CE), los cuales en concentraciones muy bajas inducen efectos fisiológicos en seres humanos y efectos adversos en la vida silvestre acuática y terrestre. A través de diferentes rutas, los fármacos alcanzan ecosistemas terrestres, así como, diferentes cuerpos de agua como ríos, lagos y mares, llegando a afectar la calidad del agua potable (Artos et al., 2021). A nivel global, la fuente principal de esta polución son las aguas residuales urbanas, es decir, los residuos farmacéuticos son transportados al ciclo del agua por medio de la excreción humana, la eliminación de los productos no utilizados, uso agrícola, efluentes hospitalarios y efluentes de fábricas sin tratamiento o aguas inadecuadamente tratadas antes de ser liberadas a ríos y mares (Richardson & Bowron, 1985). Diferentes estudios han demostrado que a pesar de que las plantas de tratamiento de aguas residuales busquen eliminar estos contaminantes del agua, muchos de ellos permanecen aun cuando han pasado todo el tratamiento en estas plantas, incrementando la preocupación por esta problemática ambiental (Tejada et al., 2014).

Entre los diferentes fármacos que se incluyen dentro de los CE están los analgésicos/antiinflamatorios, antibióticos, antiepilépticos, β -bloqueantes, reguladores de lípidos, medios de contraste en rayos X, anticonceptivos orales, esteroides. Ejemplos particulares son el ibuprofeno, diclofenaco, carbamazepina, o el ácido clofibrico en aguas potables (Alean et al., 2021). Por su parte, el ibuprofeno resulta de interés investigativo ya que, aunque no posee la mayor toxicidad, al tener niveles de consumo tan altos, sus efectos en la fauna acuática resultan más marcados, afectando diferentes ecosistemas acuáticos, por ejemplo, en su capacidad de trasladarse, alimentarse e incluso reproducirse (Artos et al., 2021). En adición, la contaminación por ibuprofeno es creciente debido a que es el segundo analgésico más vendido dentro de los analgésicos antiinflamatorios no esteroides y esta cifra aumenta debido a su condición de venta libre (Foroambiental, 2018). También, otro factor influyente en la contaminación por ibuprofeno es su particular estructura química, la cual no se degrada fácilmente, por lo que, entre el 30% y el 90% de la dosis administrada es excretada en la orina como sustancia activa y permanece en las aguas por tiempos prolongados (Libretrext, 2022), .Además, se ha detectado ibuprofeno en agua superficial, subterránea y de consumo humano en 47 países en todo el mundo, con concentraciones ambientales promedio y máximas mundiales de 0.108 $\mu\text{g/L}$ y 303 $\mu\text{g/L}$, respectivamente (Alean et al., 2021).

Por ende, la descontaminación de aguas con altos contenidos de CE resulta compleja desde varios puntos de vista. Primero, existe una amplia gama de características fisicoquímicas dentro del conjunto de CE, por lo que, desarrollar una metodología que los elimine totalmente es una tarea ardua. Segundo, el estado físico de los mismos y su tamaño restringe las posibilidades del uso de técnicas con mecanismos de eliminación a nivel molecular en agua. Tercero, la necesidad de descontaminar grandes volúmenes de agua requiere de una técnica que sea fácilmente escalable, sencilla de aplicar y económica (García-Gómez et al., 2011). Sin embargo, dentro de las diferentes técnicas propuestas, aquellas basadas en adsorción satisfacen en su gran mayoría todos estos requerimientos.

Es así como la descontaminación por adsorción empleando carbón activado destaca frente a otro tipo de materiales sintéticos de alto costo y limitada acción (Cabrita et al., 2010; Ahmed, 2017). Esto es porque el carbón activado puede obtenerse desde diferentes materias primas, principalmente de origen vegetal, con un alto contenido de carbono. De esta forma, se ha planteado su obtención desde residuos agrícolas, ya que son una fuente prometedora desde un punto de vista de aprovechamiento, química verde y principios de sostenibilidad (Vargas & Pérez, 2018).

Por ejemplo, en Colombia, los productos que más pérdidas y desperdicios generan son las frutas y verduras, llegando al 58% según el Ministerio de Agricultura (Redagrícola, 2021). Entre estos, la gulupa genera 16,120 ton/año de residuos, mientras que, la pitahaya ocasiona 5.870 ton/año y la uchuva 4,832 ton/año y el chontaduro 13,732 ton/año (Redagrícola, 2021; Jaramillo, 2022). Este último es común en la costa Pacífica, donde ha sido un alimento esencial, especialmente para los indígenas y afrodescendientes. Además, el chontaduro (*Bactris gasipaes*) es considerado uno de los alimentos más ricos en aminoácidos y se le atribuyen amplios beneficios para la salud, además de su significado cultural (Dias et al., 2022). En este sentido, resulta claro que la amplia comercialización y consumo del chontaduro promueven una alta generación de residuos, como su cáscara, los cuales resultan subutilizados en su mayoría. Este tipo de residuos pueden ser materia prima clave para la preparación de diferentes materiales funcionales, como se ha reportado para diferentes tipos de residuos agrícolas (Bouhcain, 2022).

Teniendo en cuenta lo anterior, en este trabajo se obtuvieron materiales adsorbentes a partir de las cáscaras de chontaduro mediante calcinación y tratamiento con agentes químicos como el ácido fosfórico y el hidróxido de sodio. Para así, establecer una metodología sustentable basada en el aprovechamiento de residuos locales para la obtención de material carbonoso adsorbente que contribuya a la remoción de contaminantes emergentes de aguas, en este caso, particularmente de ibuprofeno.

Materiales y Métodos

El ácido clorhídrico (HCl), ácido fosfórico (H_3PO_4 , 85%, Merck), bicarbonato de sodio ($NaHCO_3$, 99%), fenolftaleína (99%) y estándar de ibuprofeno se adquirieron de Merck. El verde de bromocresol (96%) e hidrogenoftalato de potasio (99%) se adquirieron de Sigma-Aldrich. El hidróxido de sodio (NaOH, 98%) se adquirió de Protokimica, el carbonato de sodio (Na_2CO_3 , 99%) de Mallinckrodt y el etanol (96%) de Ciacomeq SAS.

En la figura 3.1 se ilustra la ruta metodológica seguida para la preparación del carbón activado. A continuación, se describe cada uno de los pasos implementados.

En primer lugar, se realizó el lavado y secado de las cáscaras de chontaduro, luego se sometió a activación química con ácido fosfórico e hidróxido de sodio. Una vez obtenidos los materiales adsorbentes se caracterizaron por espectroscopía infrarroja, punto de carga cero y titulación e Boehm para obtener información de los grupos funcionales. Por último, se evaluó la capacidad de remoción in-vitro de ibuprofeno en medio acuoso de cada material obtenido y de las cáscaras sin ningún tratamiento, variando el tiempo de contacto.

Figura 3.1.

Ruta metodológica para la preparación de carbón activado a partir de cáscaras de chontaduro.



Obtención y Acondicionamiento de las Cáscaras de Chontaduro

Las cáscaras de chontaduro utilizadas como fuente de carbono se recolectaron en un punto de venta ambulante, a las afueras de la Universidad Santiago de Cali (Calle 5 No. 62 -00, Cuarto de Legua, Cali, Valle del Cauca). Posteriormente, se lavaron con abundante agua potable y jabón neutro. Luego, se secaron en horno a 150 °C durante 24 horas, para eliminar el exceso de agua, se molieron en un molino de martillo MF 10 Basic (IKA®) y se tamizaron por una malla # 40 para tener un tamaño de partícula menor a 425 µm.

Preparación de Carbón Activado a través de Carbonización Ácida (CAA)

Se pesaron 50 g de cáscara de chontaduro previamente tratada en crisoles y se añadieron 150 mL de H_3PO_4 al 30%, con agitación constante por 30 minutos. Posteriormente, la mezcla se dejó en reposo por 24 horas para generar una apropiada penetración de la solución ácida en la materia prima. Luego, se retiró el sobrenadante y el material resultante se calcinó en una mufla a 800 °C durante 3 horas. El material carbonizado resultante se dejó enfriar hasta temperatura ambiente en un desecador y se lavó con agua purificada hasta alcanzar una conductividad constante. Por último, la suspensión se centrifugó y el material sólido se secó en una balanza termogravimétrica a 120 °C y se tamizó por una malla # 40. El material obtenido mediante esta ruta se denominó CAA.

Preparación de Carbón Activado a través de Carbonización Básica (CAB)

Se pesaron 50 g. de cáscara de chontaduro previamente tratada en crisoles y se añadieron 150 mL de NaOH al 10%, con agitación constante por 30 minutos. Posteriormente, la mezcla se dejó en reposo por 24 horas para generar una apropiada penetración de la solución básica en la materia prima. Luego, se retiró el sobrenadante y el material resultante se calcinó en una mufla a 800 °C durante 3 horas. El material carbonizado resultante se dejó enfriar hasta temperatura ambiente

en un desecador y se lavó con agua purificada hasta alcanzar una conductividad constante. Por último, la suspensión se centrifugó y el material sólido se secó en una balanza termogravimétrica a 120 °C y se tamizó por una malla # 40. El material obtenido mediante esta ruta se denominó CAB.

Caracterización de los Materiales Carbonizados

A continuación, se presentan las diferentes pruebas de caracterización estructural, física y funcional de los materiales obtenidos, para observar el efecto del tratamiento térmico y químico en las cáscaras de chontaduro.

Caracterización Estructural

La caracterización estructural se realizó por espectroscopía de infrarrojo con transformada de Fourier acoplado a reflectancia total atenuada (FTIR-ATR) empleando un espectrofotómetro IRAffinity-1S (Shimadzu Co, Kioto, Japón), en el rango de 4000 a 600 cm^{-1} y una resolución de 4.0 cm^{-1} . Cada espectro FTIR-ATR fue procesado y graficado empleando Excel (Microsoft).

Caracterización Física

En esta sección se especifica cómo se realizaron las mediciones de la densidad asentada de los materiales bajo evaluación.

Densidad Asentada

Para la medida de la densidad asentada del material se utilizó el método de la probeta (Marín-Pesántez, 2017). Para esto, se tomó una probeta de plástico y se determinó su masa. Posteriormente, se vertió en ésta la muestra y se registró su peso. Finalmente, se agitó la probeta en su base rítmicamente unas 20 veces para conseguir el asentamiento de la muestra y se midió el volumen ocupado por la muestra en la probeta. La densidad asentada se calculó dividiendo la masa de la muestra (en gramos) entre el valor del volumen del polvo asentado (en mL). Este proceso se realizó por triplicado.

Caracterización Funcional

Punto de Carga Cero (PZC)

El PZC es el valor del pH en el cual el número de sitios negativos y positivos es equivalente, es decir, la carga externa e interna total de las partículas sobre la superficie del material adsorbente es nula. Para determinar esta propiedad en el carbón activado obtenido, se procedió a mezclar 10 mg de cada material con 10 mL de solución acuosa a pH de 1, 3, 4, 5, 7, 9, 10 y 11 (Ajustados con NaOH 0.1 N o HCl 0.1N, según el caso) por 24 horas bajo agitación constante. Finalmente, se midió el pH final de la solución y el PZC se determinó en el punto donde se unió la curva del valor del pH inicial vs el pH final (Amaringo, 2013).

Determinación de Grupos Funcionales Superficiales

Se realizó la determinación de grupos funcionales superficiales en los carbones activados obtenidos mediante la titulación de Boehm. Ésta consiste en un análisis cuantitativo de grupos funcionales en la superficie de los materiales con base en sus reacciones con HCl (ácido fuerte), NaHCO_3 ($\text{pKa} = 6,4$), Na_2CO_3 ($\text{pKa} = 10,3$) y NaOH (base fuerte). En este análisis que considera que los potenciales grupos funcionales superficiales pueden ser ácidos carboxílicos (R-COOH), fenoles (Ar-OH), lactonas (R-OCO-) y/o grupos básicos, por ejemplo, aminas (R-NH₂). Por ende, se asume que el NaOH reacciona con ácidos, fenoles y lactonas, mientras que, el Na_2CO_3 reacciona con grupos ácido carboxílico y lactonas, el NaHCO_3 únicamente con grupos ácidos carboxílicos y el HCl reacciona con grupos básicos (Mestre et al., 2007).

Para esto, se adicionaron 0.25 g de cada carbón activado a 25 mL de cada uno de los reactivos previamente mencionados a una concentración de 0.1 N, y se dejaron en contacto por cinco días. Transcurrido este tiempo, se centrifugaron las suspensiones a 4500 rpm por 15 minutos y se tomaron 10 mL del sobrenadante para proceder con la titulación, empleando NaOH o HCl 0.1 N según fuera el caso. Los indicadores empleados fueron verde de bromocresol para el carbonato y bicarbonato de sodio, y fenolftaleína para el ácido clorhídrico e hidróxido de sodio.

Estudios de Remoción In vitro de Ibuprofeno en Medio Acuoso

La capacidad de remoción de ibuprofeno in-vitro en medio acuoso de los carbones activados obtenidos, se llevó a cabo utilizando soluciones acuosas de 7 ppm del contaminante modelo a valores de pH de 4.0, 7.0 y 10.0. Para esto, 100 mL de solución de ibuprofeno se puso en contacto con 20 mg de cada material adsorbente por tiempo de 0.5 h a 5 h bajo agitación continua a 300 rpm. Luego, la mezcla se centrifugó a 4500 rpm por 30 minutos y el sobrenadante se filtró por membrana de 0.45 μm y su absorbancia se leyó a $\lambda = 276 \text{ nm}$ en un espectrofotómetro 600 (Merck, Darmstadt, Alemania). Posteriormente, la cantidad de ibuprofeno no removida se determinó por interpolación de la absorbancia en la curva de calibración construida a concentraciones de ibuprofeno entre 1 y 7 ppm. Finalmente, esta concentración se restó de la concentración inicial de ibuprofeno para calcular el porcentaje de remoción.

Resultados y Análisis

Preparación del Carbón Activado

Las cáscaras de chontaduro, al igual que muchas otras cáscaras de frutos, están compuestas principalmente de material lignocelulósico como celulosa, hemicelulosa y lignina, los cuales poseen un alto contenido de carbono y oxígeno, y otros heteroátomos como nitrógeno, siendo un excelente precursor para la preparación de carbón activado. En este caso, las cáscaras de chontaduro se trataron con dos agentes químicos, uno ácido (H_3PO_4) y otro básico (NaOH), para la obtención del carbón activado CAA y CAB, respectivamente, y/o material adsorbente. Estos agentes son comúnmente empleados para promover diferentes reacciones degradativas (e.j., eliminación, deshidratación, oxidación, etc.) de la estructura carbonosa nativa del material que promuevan la obtención de grupos funcionales como ácidos carboxílicos, fenoles, lactonas, entre otros, los cuales ejercen un papel clave en la capacidad de adsorción del material (Mopoung et al., 2015). La cantidad de estos grupos dependen de diferentes

aspectos, como el tipo de agente químico, el tiempo de contacto y la temperatura empleada, entre otros (Demiral et al., 2021).

De esta forma, con la ruta de preparación por carbonización ácida (CAA) se obtuvo un rendimiento en la producción de carbón activado del 30%, en tanto por la ruta de preparación por carbonización básica (CAB) se obtuvo un rendimiento de alrededor del 3%. Esta diferencia significativa en los rendimientos puede ser atribuida a los diferentes mecanismos mediante los cuales los agentes químicos pueden degradar la estructura carbonosa. Por un lado, se ha reportado que el ácido fosfórico es un agente que promueve la formación de carbón activado con altos rendimientos debido a que no promueve significativamente la formación de productos volátiles, como H_2O , CO , CO_2 , CH_4 , etc., mientras que, el $NaOH$ puede promover esto fácilmente debido al carácter altamente reactivo del ion hidróxido (Malini et al., 2023). Particularmente, este último puede promover una hidrólisis de la estructura lignocelulósica del material con mayor facilidad que el ácido fosfórico, lo que resulta en una mayor pérdida de material por generación de productos volátiles (Ngueabou et al., 2022). En este sentido, se hace necesario considerar la utilización de $NaOH$ en menores cantidades, con el fin de no afectar significativamente el rendimiento. Lo anterior puede ser considerado para el caso del ácido fosfórico, con el fin de aumentar notablemente el rendimiento en la producción del carbón activado.

Caracterización de los Materiales Carbonizados

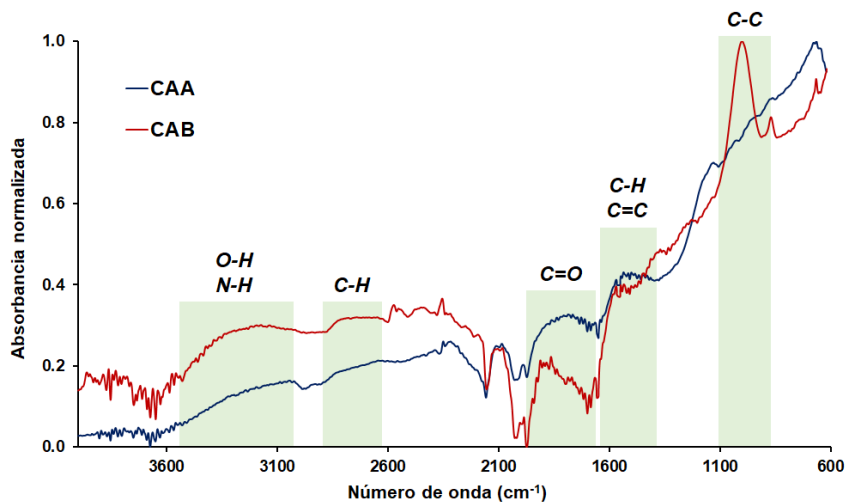
Caracterización Estructural por Espectroscopía de Infrarrojo

Los espectros FTIR-ATR de los carbones activados obtenidos se muestran en la Figura 3.2. En los espectros se evidencian señales para grupos funcionales con enlaces característicos como O-H, N-H, C-H, C=O, C=C y C-C. Particularmente, las bandas asociadas a la vibración de estiramiento de enlaces O-H y N-H, localizadas entre 3600 y 3000 cm^{-1} , son características de grupos funcionales como ácidos carboxílicos, fenoles y aminas. Lo anterior es un indicio de que este tipo de grupos pueden estar presentes

en ambos materiales adsorbentes preparados. Por otra parte, las bandas espectrales asociadas a grupos C-H y C-C, característicos de la estructura carbonosa formada, se aprecian entre 2900-2600 cm^{-1} y 1100-900 cm^{-1} , respectivamente. En este caso, la muestra CAB presentó una banda asociada a enlaces C-C más estrecha, en contraste con la presentada por la muestra CAA. Esto puede ser debido a que la estructura carbonosa de la muestra CAA presentó una diferencia notable de ambientes químicos para los diferentes grupos funcionales, en comparación con la muestra CAB. En otras palabras, la banda para CAA presentó una mayor distribución de energías de vibración (mayor ensanchamiento) en comparación con la banda para CAB. Dicha diferencia en ambientes químicos pudo haber sido promovida en mayor medida por el ácido (muestra CAA) que por la base (muestra CAB), debido a sus diferentes mecanismos de degradación de la estructura carbonosa (Malini et al., 2023).

Figura 3.2.

Espectros FTIR-ATR de los carbones activados obtenidos.



Por otra parte, se identificaron bandas espectrales asociadas a enlaces C=O y C=C entre 1800-1600 cm^{-1} y 1600-1450 cm^{-1} , respectivamente. Estos enlaces están presentes en grupos funcionales como ácidos

carboxílicos, aldehídos, cetonas, ésteres, lactonas y fenoles. La producción de este tipo de enlaces y grupos en la estructura carbonosa es resultado de una degradación oxidativa de la misma (Liu et al., 2018). Particularmente, la muestra CAA presentó una banda espectral asociada al estiramiento del C=O mucho más ancha que la muestra CAB, lo que están en congruencia con una mayor distribución de grupos funcionales en la estructura como se comentó anteriormente. En este caso, en la muestra CAA pueden estar presentes más tipos de grupos carbonilo en contraste con la muestra CAB. Para esta última, se evidencia que la banda se desplazó a números de onda mayores, lo que se asocia a una mayor presencia de grupos ácidos carboxílicos y lactónicos en el material (Moyo et al., 2016).

Los resultados de la figura 3.2 apuntan a una diferencia notable en términos de la estructura carbonosa de cada carbón activado obtenido, es decir, la presencia de grupos funcionales diversos, los cuales intervienen en los procesos de remoción de fármacos en aguas, y permiten el uso de estas matrices como materiales adsorbentes. En este punto, es importante aclarar que esta técnica permite determinar enlaces y grupos característicos presentes en el material, no obstante, resulta de interés determinar su disponibilidad a nivel superficial en el material (Kristianto et al., 2016). Esta disponibilidad a nivel superficial es la que garantiza que existan “sitios activos” en el material adsorbente que permita la interacción con el contaminante, siendo este el objetivo principal de la utilización de carbón activado para dichos fines. En este sentido, se procedió a contrastar estos resultados con el método de Boehm para la determinación de grupos funcionales superficiales en materiales carbonosos.

Caracterización Física

Densidad Asentada

Los resultados obtenidos para la determinación de la densidad asentada se presentan en la Tabla 3.1. Se puede apreciar que la densidad asentada fue mayor para la muestra CAA. Para explicar esto, resulta importante considerar que el valor de densidad asentada se

determina teniendo en cuenta el volumen asentado de cada muestra. Este volumen asentado tiene en cuenta principalmente el volumen de poro de las partículas, ya que, con el proceso de asentamiento se buscó minimizar en su mayoría el volumen ocupado por el aire entre partículas. Claramente, entre mayor sea el volumen asentado, más bajo es el valor de la densidad asentada obtenido (Marín-Pesántez, 2017). Por ende, se observa que el volumen asentado es mayor para la muestra CAB, por lo que la densidad asentada resulta ser menor. En otras palabras, el volumen ocupado por aire a nivel poro es mayor para el carbón CAB. Lo anterior puede ser correlacionado con la discusión realizada para el rendimiento de obtención de cada muestra. Es probable que la generación de productos volátiles haya sido mayor empleando un agente químico básico como el NaOH, por lo que, durante el proceso de formación del material adsorbente se generó una mayor cantidad de poros dentro de las partículas, disminuyendo su densidad asentada. Esta propiedad puede ser ventajosa para CAB ya que, una mayor porosidad implica una mayor área superficial, por lo que se aumenta el área disponible para interactuar con diferentes especies químicas, potenciando su capacidad de adsorción (Liu et al., 2018b; Li et al., 2019).

Tabla 3.1.

Datos obtenidos de densidad asentada para las muestras.

Muestra	Peso de la muestra (± 0.1 g)	Volumen asentado (± 0.1 mL)	Densidad asentada (mL)
CAA	3.0	5.3	0.57 ± 0.03
CAB	3.0	8.9	0.34 ± 0.02

Caracterización Funcional

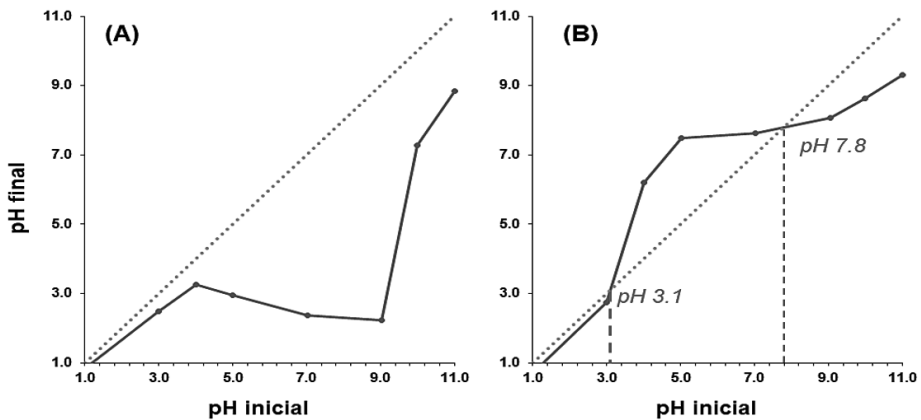
Punto de Carga Cero (PZC)

El PZC es el valor del pH en el cual una especie o material presenta una carga de neta nula, en este caso, se puede esperar que en este valor de pH el material carbonoso posea una carga superficial neta

de cero. La importancia de este valor radica en que permite predecir el comportamiento del material frente a su entorno en términos de interacciones mediante cargas superficiales, por ejemplo, adsorción de especies químicas (Souza, 2014). Este valor de pH depende del tipo y cantidad de grupos funcionales superficiales en el material. Experimentalmente, se determina mediante la intercepción entre la diagonal de la gráfica y la curva de valor de pH final contra valor de pH inicial (Amaringo, 2013). Para este caso, los resultados asociados a la determinación del PZC para CAA y CAB se presentan en la Figura 2.3.

Figura 3.3.

Resultados de la determinación del PZC para (A) CAA y (B) CAB.



En la figura 3.3A puede apreciarse que la muestra CAA genera un descenso del valor de pH en las soluciones evaluadas, mientras que, la figura 2.3B muestra que el CAB genera un incremento de esta propiedad en el rango de pH entre 3.0 y 7.5. Además, el CAA no presentó un PZC dentro del rango evaluado ya que, los valores de pH final vs pH inicial no se interceptaron con la diagonal, pero un mayor acercamiento se evidenció a valores de pH bajo. Lo anterior puede ser explicado teniendo en cuenta que la muestra CAA puede contener principalmente grupos ácidos en su superficie, por lo que, al entrar en contacto con una solución acuosa disminuye su pH por liberaciones

de iones H^+ . Por lo tanto, se espera que la muestra CAA posea una carga negativa superficial en el rango de pH de 1 a 11, considerando que son los grupos carboxilatos y fenolatos los que se forman en la superficie posterior a la liberación de H^+ (Michalek et al., 2023).

Un comportamiento contrario se presenta con la muestra CAB ya que, el aumento del pH puede atribuirse a la ionización de grupos básicos presentes en su superficie que, al reaccionar con el H_2O libera OH^- al medio. Adicionalmente, se observa que el CAB presentó 2 valores de PZC, uno a 3.1 y otro a 7.8. Por un lado, el valor a 3.1 puede ser entendido como el punto donde cierta cantidad de grupos ácidos tienden a protonarse, aumentando el número de cargas negativas, lo que neutralizaría el número de cargas positivas de los grupos básicos. Por otra parte, el valor de 7.8 puede ser entendido de forma contraria. En este caso, al aumentar el pH existe una mayor cantidad de grupos básicos que no se ionizan disminuyendo el número de cargas positivas, las cuales se neutralizan con las cargas negativas generadas por los grupos ácidos. En este sentido, puede esperarse que el carbón CAB posea tanto cargas negativas y positivas en valores de pH entre 3.1 y 7.8. La carga neta en este caso no puede predecirse cuantitativamente, por lo que, debe ser estudiada mediante técnicas de dispersión de luz (Dai, 1994). Sin embargo, estos resultados refuerzan la idea de que el carbón activado obtenido presenta grupos activos capaces de reaccionar a diferentes cambios de pH otorgándole funcionalidad al material para la remoción de contaminantes.

Determinación de Grupos Funcionales Superficiales

La determinación de los grupos funcionales con mayor disponibilidad en la superficie de los carbones activados se realizó mediante el método de Boehm, como se observa en la Tabla 3.2. Este análisis asume que los grupos funcionales superficiales como ácidos carboxílicos, fenoles y lactonas, pueden ser determinados cuantitativamente mediante su reacción con agentes básicos como el carbonato de sodio, bicarbonato de sodio y el hidróxido de sodio. Este tipo de grupos funcionales pueden producirse debido a diferentes reacciones degradativas de la estructura carbonosa

de las cáscaras de chontaduro durante la preparación del carbón activado [17]. Adicionalmente, grupos funcionales como las aminas también pueden obtenerse superficialmente en los carbonos sintetizados y pueden cuantificarse mediante titulación de Boehm utilizando ácido clorhídrico. Estos grupos amina se dan principalmente por la presencia de nitrógeno dentro de la materia prima carbonosa utilizada [20].

Tabla 3.2.

Resultados de la determinación de grupos funcionales superficiales mediante titulación de Boehm.

Muestra	Grupos funcionales superficiales (mmol/g)				
	Carboxílicos	Lactónicos	Fenólicos	Básicos	Total
CAA	1134.1 ± 54.0	0.3	2817.4 ± 68.2	68.6 ± 0.1	4020 ± 90.3
CAB	1164.3 ± 53.7	182.7 ± 48.3	2606.8 ± 162.7	949.5 ± 97.7	4903 ± 190.4

La relevancia de determinar cuantitativamente estos diferentes grupos funcionales para los carbonos activados obtenidos radica en la habilidad de estos para interactuar en la superficie del material con diferentes especies químicas, incluyendo agentes contaminantes en agua. Este fenómeno superficial es el que permite adquirir la habilidad de “material adsorbente” a los carbonos activados, puesto que los grupos funcionales superficiales pueden formar enlaces de hidrógeno o interactuar mediante fuerzas electrostáticas, lo que resultaría en una mejora de la capacidad de adsorción y retención de contaminantes (Borges et al., 2013).

Los resultados de la Tabla 3.2 muestran que el CAB posee una mayor cantidad de grupos funcionales superficiales que el CAA. De esta forma, el empleo de NaOH favoreció una mayor cantidad de grupos básicos en contraste con el uso de H₃PO₄. Este mismo comportamiento ocurrió con los grupos lactónicos, los cuales se obtuvieron en muy poca cantidad para el CAA. Lo anterior puede explicarse teniendo en cuenta que la capacidad degradativa de la estructura carbonosa puede ser mayor para el medio ácido que el medio básico, como se mencionó

inicialmente para los resultados por espectroscopía FTIR-ATR. En este sentido, grupos básicos como las aminas pueden ser eliminadas en forma de amoníaco y derivados, así mismo, los grupos lactónicos pueden ser fragmentados por protonación consecutiva de los átomos de oxígeno presentes (Gómez-Bombarelli et al., 2013). Por otro lado, es importante tener en cuenta que el H_3PO_4 cuenta con 3 equivalentes ácidos capaces de participar en la degradación de la estructura carbonosa, mientras que, el NaOH cuenta con un equivalente básico para tal función. Por ende, el tratamiento en medio ácido no sería útil para promover la presencia de grupos básicos dentro de la estructura (Malini et al., 2023). Así mismo, se puede considerar que la volatilidad de las especies que se generan en la metodología de obtención por carbonización, como H_2PO_4^- y HPO_4^{2-} , resulta ser menor que el H_2O que se genera cuando el ion OH^- logra abstraer hidrogeno de la estructura carbonosa, por lo que, se esperaría que el ácido tuviera más probabilidad de continuar el proceso de degradación (González, 2013).

También, estos resultados apuntan a que el CAB puede tener mayor capacidad de adsorción de compuestos por su mayor cantidad de grupos funcionales superficiales, aunque en la realidad se puede encontrar un comportamiento diferente. Es importante considerar que los grupos ácidos y básicos se comportan de manera diferente dependiendo del pH del medio. Por ejemplo, los ácidos carboxílicos pueden encontrarse en forma de carboxilatos (RCOO^-) en valores de pH levemente ácidos, neutro o básicos, mientras que, los grupos básicos como las aminas solo pueden estar neutros a pH básicos, permaneciendo en forma de RNH_3^+ en un amplio rango de pH. En este sentido, las interacciones electrostáticas y la capacidad de formación de enlaces de hidrógeno de los grupos funcionales superficiales pueden verse afectada por el pH del medio (Liu, 2017). Es así, como resulta necesario evaluar ambos tipos de materiales carbonosos para determinar su respectiva eficiencia de remoción de ibuprofeno.

Teniendo en cuenta lo anterior, la titulación de Boehm fue un método útil para la cuantificación de los grupos funcionales superficiales de los materiales, lo cual se puede correlacionar con otras de sus propiedades funcionales. Sin embargo, este método

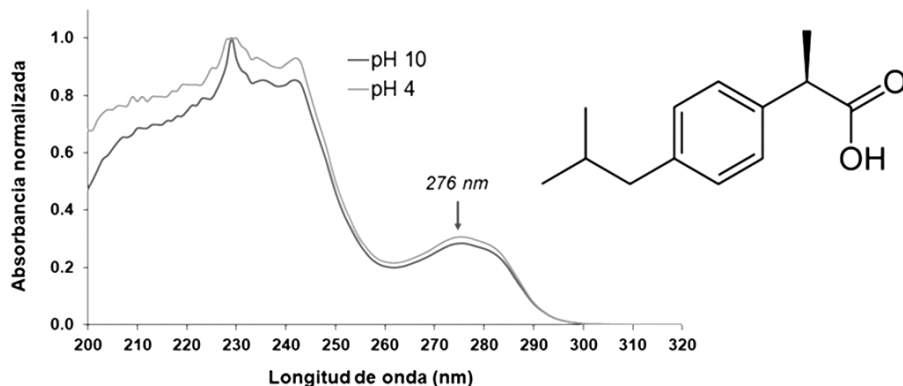
no es absoluto y los valores obtenidos a través de esta metodología pueden diferir de otras técnicas de determinación de grupos funcionales, como la desorción programada por temperatura (TPD, por sus siglas en inglés) o la espectroscopía de fotoelectrón de rayos X (XPS, por sus siglas en inglés), por lo que resulta importante a nivel de perspectiva hacer un contraste de resultados con este tipo de técnicas (Schönherr et al., 2018a). Por otra parte, algunos factores que pueden afectar los resultados obtenidos por titulación de Boehm son el tiempo de contacto entre el material carbonoso y la solución de agente básico o ácido, el tamaño de partícula y porosidad del material carbonoso, la cantidad de agente titulante utilizado y la metodología de separación de la fase sólida y líquida previa a la titulación (Schönherr et al., 2018b).

Estudios de Remoción de Ibuprofeno en Medio Acuoso

Posterior a la caracterización química y física de los carbones activados, se procedió a evaluar su capacidad de remoción, a través de adsorción, de ibuprofeno en agua. Primero, se registró el espectro del estándar de ibuprofeno en agua a dos valores de pH para determinar la longitud de onda más apropiada para realizar la cuantificación. En la Figura 3.4. se muestran los resultados respectivos, los cuales no difieren significativamente para los dos valores de pH. Si bien, la absorción de luz para el ibuprofeno resulta ser mayor a longitudes de onda menor a 260 nm, es probable que el alto valor del coeficiente de absorptividad molar en esta región no permita obtener una correlación lineal entre la absorbancia y la concentración, imposibilitando aplicar la ley de Beer-Lambert para la cuantificación. En este sentido, se eligió la banda a 276 nm para tal fin, que puede corresponder a una transición electrónica $\pi \rightarrow \pi^*$ de la estructura de ibuprofeno debido a la presencia de su anillo aromático. Esta banda también ha sido empleada por otros estudios para realizar su cuantificación (ThermoFisher Scientific, 2022; Keezim et al., 2017).

Figura 3.4.

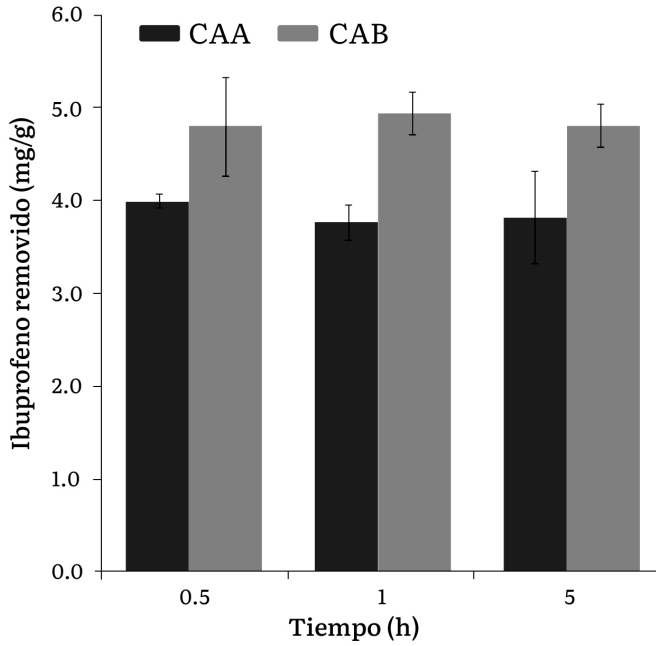
Espectro UV y estructura del estándar de ibuprofeno en agua a pH ácido y pH básico.



Los resultados de remoción de ibuprofeno para CAA y CAB empleando diferentes tiempos de contacto a pH neutro se muestran en la Figura 3.5., para observar si el tiempo de contacto influía en la capacidad de remoción. No obstante, se pudo observar que la capacidad de adsorción de los materiales se mantuvo casi constante desde la media hora a las 5 h, por lo que puede afirmarse que la adsorción máxima se alcanza en tiempos relativamente cortos de contacto, lo cual es acorde a resultados previamente publicados (Mestre, 2007; Fadzail et al., 2021). Además, el CAB presentó una remoción de ibuprofeno de ~5 mg/g de material adsorbente, mientras el CAA presentó una remoción de ~4 mg/g. Esta diferencia puede estar directamente relacionada con la cantidad relativa de grupos funcionales superficiales entre ambas muestras (ver Tabla 3.2), debido a que CAB presentó mayor cantidad grupos funcionales por lo que se esperaría que tuviera una mayor cantidad de sitios de interacción con el ibuprofeno, potenciando su remoción.

Figura 3.5.

Resultados de remoción de ibuprofeno en medio acuoso a pH neutro a diferentes tiempos.



Teniendo en cuenta los resultados de la figura 3.5, se escogió un tiempo de 1 h como tiempo apropiado de contacto para evaluar la remoción de ibuprofeno a valores de pH ácido y básico, y los resultados se presentan en la Figura 3.6. Fuera de eso, la tabla 3.3 presenta la comparación de los resultados de remoción de ibuprofeno a los tres valores de pH evaluados.

Figura 3.6.

Resultados de remoción de ibuprofeno a pH ácido y básico.

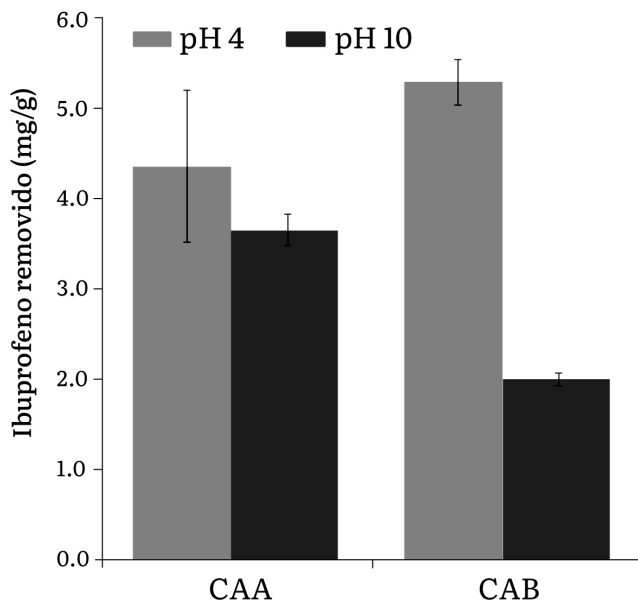


Tabla 3.3.

Capacidad de remoción de ibuprofeno a diferentes valores de pH.

Muestra	Remoción de ibuprofeno (mg/g)		
	pH 4	pH 7	pH 10
CAA	4.36 ± 0.84	4.00 ± 0.07	3.65 ± 0.17
CAB	5.28 ± 0.25	4.93 ± 0.23	2.00 ± 0.04

De acuerdo con los resultados mostrados en la Tabla 3.3, existe una tendencia de aumento en la remoción de ibuprofeno a medida que se disminuye el valor de pH. En particular, la muestra CAB alcanzó una remoción de ibuprofeno de ~5.3 mg/g cuando el valor de pH es 4, pero disminuyó a 2.0 mg/g cuando el pH alcanzó un valor de 10. Por otra parte, la capacidad de remoción de ibuprofeno del CAA disminuyó

de 4.4 mg/g a ~3.7 mg/g, al pasar de un pH ácido a uno básico. Este comportamiento se puede explicar por una mayor tendencia a la ionización de los grupos ácidos en ambos materiales una vez aumenta el pH, y a una menor ionización de los grupos básicos. Con esto, se tiene una menor densidad de cargas positivas que pueden interactuar con el ibuprofeno a pH alcalino, que presenta una carga neta negativa debido a la ionización de su grupo carboxílico (Vicenteno et al., 2010). Fuera de eso, como hay una mayor presencia de cargas negativas en los materiales adsorbentes al aumentar el pH esto favorece la repulsión electrostática con el ibuprofeno, disminuyendo su remoción. Con lo anterior, es claro que la muestra CAB tenga una disminución mayor en la remoción de ibuprofeno con el incremento del pH ya que, presentó una mayor cantidad de grupos básicos (ver Tabla 3.2).

Por otra parte, cuando se comparan los valores entre los dos materiales adsorbentes evaluados, puede apreciarse que la muestra CAB presentó la mayor capacidad de remoción de ibuprofeno (~5.3 mg/g) frente a la muestra CAA (~4.4 mg/g) a pH ácido, aunque los valores se invierten en pH básico (~3.7 mg/g para CAA y 2.0 mg/g para CAB). Para explicar esto, se debe tener en cuenta que a valores de pH menores a 4.6 el ibuprofeno se encuentra en su forma neutra o no ionizada, donde su grupo carboxílico no está ionizado (ver Figura 2.4), por lo cual es de esperarse que interaccione principalmente con los materiales adsorbentes a través de enlaces de hidrógeno y fuerzas de Van der Waals. Así, se esperaría que la muestra con mayor cantidad de grupos funcionales superficiales posea la mayor capacidad de adsorción de ibuprofeno, en este caso, la muestra CAB.

También, a valores de pH superiores a 4.6 y dentro de un rango básico, el ibuprofeno presenta una carga neta negativa por desprotonación de su grupo ácido carboxílico y no interacciona favorablemente con especies cargadas negativamente. En este sentido, la muestra CAB pudo presentar una mayor cantidad de grupos cargados negativamente (i.e., mayor cantidad de grupos ácidos ionizados) a un valor de pH 10, en comparación con la muestra CAA, por lo que no se promovió una adsorción significativa de ibuprofeno. El balance

de este tipo de interacciones intermoleculares resulta en un factor importante en la capacidad de adsorción de moléculas sobre las superficies de los materiales adsorbentes (Terzyk, 2004).

Finalmente, al comparar los valores de remoción de ibuprofeno con los reportados en otros estudios, se aprecia que los valores para la muestra CAA son similares a los obtenidos para otro tipo de carbón activado preparado mediante calcinación de cáscaras de *Dillenia Indica* (i.e, manzana de elefante) (Fadzail et al., 2021). No obstante, se han reportado valores de remoción de ibuprofeno más altos, de hasta 80 mg/g, para carbones activados obtenidos a partir de calcinación de polvo de corcho en presencia de agente básico, lo que permitió la producción de un material con mayor cantidad de grupos funcionales superficiales y una gran área superficial, lo que potencia su capacidad de remoción de ibuprofeno (Mestre, 2007). Lo anterior permite incluir dentro de las perspectivas de este trabajo la evaluación de otras concentraciones y otros tipos de agentes químicos como el K_2CO_3 , con el fin de mejorar las condiciones para la obtención de un material con mejores propiedades de remoción de ibuprofeno.

Conclusiones

En este trabajo, se logró preparar dos tipos de carbonos activados (CAA y CAB) a partir de cáscaras de chontaduro mediante calcinación y activación mediada por dos tipos de agentes químicos, uno de tipo ácido (H_3PO_4) y otro de tipo básico (NaOH), respectivamente, encontrándose un mejor rendimiento en la producción del CAA que del CAB, debido a una mayor degradación en masa de la estructura carbonosa por acción del agente básico.

Los dos carbonos activados presentaron grupos funcionales superficiales tipo ácido carboxílicos, fenoles, lactonas y grupos básicos, aunque CAB presentó mayor cantidad de grupos básicos y una menor densidad asentada que la muestra CAA, lo que le proporcionó mayores ventajas en su comportamiento funcional,

presentando dos valores de PZC (3.1 y 7.8) y alcanzando valores de remoción de ibuprofeno de hasta ~5.3 mg/g, siendo comparable a estudios previamente publicados.

La muestra CAA no presentó valor de PZC y su capacidad de remoción de ibuprofeno alcanzó los ~4.4 mg/g. Esta capacidad de adsorción y remoción de ibuprofeno en medio acuoso estuvo regulada principalmente por el valor de pH del medio, siendo mayor a valores de pH ácidos, lo que se asoció a la efectividad de las interacciones entre el ibuprofeno y los grupos funcionales superficiales de los materiales en estas condiciones. Con esto, se pudo corroborar que las cáscaras de chontaduro representan una buena alternativa para la obtención de carbón activado capaz de presentar propiedades óptimas para la remoción de ibuprofeno en medio acuoso.

Como sugerencias de este trabajo se puede mencionar la realización de mayores pruebas de caracterización de los carbones activados como medición del área superficial específica. Además, que este es un punto de partida para mejorar las concentraciones y el tipo de agentes químicos durante la activación del material carbonoso.

Referencias Bibliográficas

- Ahmed, M.J. (2017). Adsorption of non-steroidal anti-inflammatory drugs from aqueous solution using activated carbons: Review. *Journal of Environmental Management*, 190, 274–282. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.073>
- Alean, J., Márquez, D., Burgos, S.M., Enamorado-Montes, G., & Marrugo, J. (2021). Productos farmacéuticos y de cuidado personal presentes en aguas superficiales, de consumo humano y residuales en el departamento de Córdoba, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 12(2), 179–197. <https://doi.org/10.22490/21456453.4231>

- Amaringo, F.A. (2013). Determinación del punto de carga cero y punto isoeléctrico de dos residuos agrícolas y su aplicación en la remoción de colorantes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2), 27-36. <https://doi.org/10.22490/21456453.982>
- Artos, M. C., Del Castillo, D. S., Barzola, O. R., & Barcos-Arias, M. (2021). Presencia de productos farmacéuticos en el agua y su impacto en el ambiente. *Bionatura*, 6(1), 1618–1627. <https://doi.org/10.21931/rb/2021.06.01.27>
- Borges, J., Campiña, J.M., Silva, A.F. (2013). Probing the Contribution of Different Intermolecular Forces to the Adsorption of Spheroproteins onto Hydrophilic Surfaces. *The Journal of Physical Chemistry B*, 117(51), 16565-16576. <https://doi.org/10.1021/jp409238b>
- Bouhcain, B., Carrillo-Peña, D., Mansouri, F. E., Zoubi, Y. E., Mateos, R., Morán, A., Quiroga, J. M., & Zerrouk, M. H. (2022). Removal of Emerging Contaminants as Diclofenac and Caffeine Using Activated Carbon Obtained from Argan Fruit Shells. *Applied Sciences*, 12(6), 2922. <https://doi.org/10.3390/app12062922>
- Cabrita, I., Ruiz, B., Mestre, A., Fonseca, I., Carvalho, A., & Ania, C. (2010). Removal of an analgesic using activated carbons prepared from urban and industrial residues. *Chemical Engineering Journal*, 163(3), 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.07.058>
- Dai, M. (1994). The Effect of Zeta Potential of Activated Carbon on the Adsorption of Dyes from Aqueous Solution. *Journal of Colloid and Interface Science*, 164(1), 223–228. <https://doi.org/10.1006/jcis.1994.1160>
- Demiral, İ., Samdan, C., & Demiral, H. (2020). Enrichment of the surface functional groups of activated carbon by modification method. *Surfaces and Interfaces*, 22, 100873. <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2020.100873>

- Fadzail, F., Hasan, M., & Mokhtar, Z. (2021). Adsorption of ibuprofen using activated carbon derived from *Dillenia Indica* peels. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, 646(1), 012031. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/646/1/012031>
- Foro Ambiental. (2018, September 12). *Ibuprofeno, un “dolor de cabeza” para los peces y el ambiente* | Foro Ambiental. <https://www.foroambiental.net/ibuprofeno-un-dolor-de-cabeza-para-los-peces-y-el-ambiente/>
- García-Gómez, C., Gortáres-Moroyoqui, P., Drogui, P. (2011). Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción. *Revista Química Viva*, 2(10), 96–105.
- Gómez-Bombarelli, R., Calle, E., & Casado, J. (2013). Mechanisms of lactone hydrolysis in acidic conditions. *The Journal of Organic Chemistry*, 78(14), 6880–6889. <https://doi.org/10.1021/jo4002596>
- González, P. (2018). Activated carbon from lignocellulosics precursors: A review of the synthesis methods, characterization techniques and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 1393–1414. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.04.117>
- Jaramillo Bernat E (2022). El chontaduro, uno de los frutos de la restitución de tierras del que viven decenas de familias en Putumayo. <https://n9.cl/2yitm>
- Kezzim, A., Boudjemaa, A., Belhadi, A., & Trari, M. (2016). Photocatalytic degradation of ibuprofen over the new semiconducting catalyst α -(Cu,Fe) $_2$ O $_3$ prepared by hydrothermal route. *Research on Chemical Intermediates*, 43(7), 3727–3743. <https://doi.org/10.1007/s11164-016-2837-8>
- Kristianto, H., Arie, A. A., Susanti, R. F., Halim, M., & Lee, J. K. (2016). The effect of activated carbon support surface modification on characteristics of carbon nanospheres prepared by deposition precipitation of Fe-catalyst. *IOP Conference Series Materials Science and Engineering*, 162(1), 012034. <https://doi.org/10.1088/1757-899x/162/1/012034>

- Libretexts. (2022, November 2). 4.2: Toxicodinámica e interacciones moleculares. LibreTexts Español. <https://n9.cl/aidnp3>
- Liu, Y., Liu, X., Dong, W., Zhang, L., Kong, Q., & Wang, W. (2017). Efficient Adsorption of Sulfamethazine onto Modified Activated Carbon: A Plausible Adsorption Mechanism. *Scientific Reports*, 7(1), 12437. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12805-6>
- Li, D., Zhou, J., Wang, Y., Tian, Y., Wei, L., Zhang, Z., Qiao, Y., & Li, J. (2018). Effects of activation temperature on densities and volumetric CO₂ adsorption performance of alkali-activated carbons. *Fuel*, 238, 232–239. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.10.122>
- Liu, J., Liu, Y., Peng, J., Liu, Z., Jiang, Y., Meng, M., Zhang, W., & Ni, L. (2018). Preparation of High Surface Area Oxidized Activated Carbon from Peanut Shell and Application for the Removal of Organic Pollutants and Heavy Metal Ions. *Water Air & Soil Pollution*, 229(12). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-4021-9>
- Liu, J., Liu, X., Sun, Y., Sun, C., Liu, H., Stevens, L. A., Li, K., & Snape, C. E. (2017). High Density and Super Ultra-Microporous-Activated Carbon Macrospheres with High Volumetric Capacity for CO₂ Capture. *Advanced Sustainable Systems*, 2(2). <https://doi.org/10.1002/adsu.201700115>
- Malini, K., Selvakumar, D., & Kumar, N. (2022). Activated carbon from biomass: Preparation, factors improving basicity and surface properties for enhanced CO₂ capture capacity – A review. *Journal of CO₂ Utilization*, 67, 102318. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2022.102318>
- Marín-Pesántez, D.G. (2017). Evaluación de la remoción del ibuprofeno mediante biosorción en tallos de rosas y posos de café”, Tesis de pregrado, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.
- Mestre, A., Pires, J., Nogueira, J., & Carvalho, A. (2007). Activated carbons for the adsorption of ibuprofen. *Carbon*, 45(10), 1979–1988. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2007.06.005>

- Michałek, T., Wojtaszek, K., Małecki, S., Kornaus, K., Wandor, S., Druciarek, J., Fitzner, K., & Wojnicki, M. (2023). Recovery of Pd(II) Ions from Aqueous Solutions Using Activated Carbon Obtained in a Single-Stage Synthesis from Cherry Seeds. C – *Journal of Carbon Research*, 9(2), 46. <https://doi.org/10.3390/c9020046>
- Mopoung, S., Moonsri, P., Palas, W., & Khumpai, S. (2015). Characterization and Properties of Activated Carbon Prepared from Tamarind Seeds by KOH Activation for Fe(III) Adsorption from Aqueous Solution. *The Scientific World JOURNAL*, 2015(1), 415961. <https://doi.org/10.1155/2015/415961>
- Moyo, M., Nyamhere, G., Sebata, E., & Guyo, U. (2014). Kinetic and equilibrium modelling of lead sorption from aqueous solution by activated carbon from goat dung. *Desalination and Water Treatment*, 57(2), 765–775. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.968217>
- Ngueabouo, A. M. S., Tagne, R. F. T., Tchuifon, D. R. T., Fotsop, C. G., Tamo, A. K., & Anagho, S. G. (2022). Strategy for optimizing the synthesis and characterization of activated carbons obtained by chemical activation of coffee husk. *Materials Advances*, 3(22), 8361–8374. <https://doi.org/10.1039/d2ma00591c>
- Redagícola, “Residuos de frutas exóticas se convertirían en protectores solares”. <https://www.redagricola.com/co/residuos-de-frutas-exoticas-se-convertirian-en-protectores-solares/>
- Richardson, M. L., & Bowron, J. M. (1985). The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 37(1), 1–12. <https://doi.org/10.1111/j.2042-7158.1985.tb04922.x>
- Schönherr, J., Buchheim, J., Scholz, P., & Adelhelm, P. (2018). Boehm Titration revisited (Part I): Practical aspects for achieving a high precision in quantifying Oxygen-Containing Surface Groups on Carbon Materials. C – *Journal of Carbon Research*, 4(2), 21. <https://doi.org/10.3390/c4020021>

- Schönherr, J., Buchheim, J. R., Scholz, P., & Adelhelm, P. (2018a). Boehm Titration Revisited (Part II): A Comparison of Boehm Titration with Other Analytical Techniques on the Quantification of Oxygen-Containing Surface Groups for a Variety of Carbon Materials. *C – Journal of Carbon Research*, 4(2), 22. <https://doi.org/10.3390/c4020022>
- Soares, S. D., Santos, O. V. D., Nascimento, F. D. C. a. D., & Da Silva Pena, R. (2022b). A review of the nutritional properties of different varieties and byproducts of peach palm (*Bactris gasipaes*) and their potential as functional foods. *International Journal of Food Properties*, 25(1), 2146–2165. <https://doi.org/10.1080/10942912.2022.2127761>
- Souza, C., Majuste, D., & Ciminelli, V. (2013). Effects of surface properties of activated carbon on the adsorption mechanism of copper cyanocomplexes. *Hydrometallurgy*, 142, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2013.11.003>
- Tejada, C., Quiñonez, E., & Peña, M. (2014). Contaminantes Emergentes en Aguas: Metabolitos de Fármacos. Una Revisión. *Revista Facultad De Ciencias Básicas*, 10(1), 80. <https://doi.org/10.18359/rfcb.341>
- Terzyk, A. P. (2004). Molecular properties and intermolecular forces—factors balancing the effect of carbon surface chemistry in adsorption of organics from dilute aqueous solutions. *Journal of Colloid and Interface Science*, 275(1), 9–29. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.02.011>
- ThermoFisher Scientific (2022). Spectrophotometric Analysis of Ibuprofen According to USP and EP Monographs.
- Vargas Corredor YA, Pérez Pérez LI (2018). Aprovechamiento de residuos agroindustriales en el mejoramiento de la calidad del ambiente. *Revista Facultad De Ciencias Básicas*, 59–72. <https://doi.org/10.18359/rfcb.3108>

Vicenteno-Vera, A. G., Campos-Hernandez, T., Ramirez-Silva, M. T., Galano, A., & Rojas-Hernandez, A. (2010). Determination of PKA values of diclofenac and ibuprofen in aqueous solutions by capillary zone electrophoresis. *ECS Transactions*, 29(1), 443–448. <https://doi.org/10.1149/1.3532340>

