



entrosur

e-ISSN:2706-6800

**Evaluación del carbón activo obtenido de raquis de banano en la
purificación de agua destinada al consumo humano´**
*Evaluation of activated carbon obtained from banana rachis in the purification of water
intended for human consumption*

*Artículo resultado de proyecto de investigación financiado por
La Universidad Técnica Estatal de Quevedo*

Cadne Arévalo María Lorena

*Ms.C. Universidad Técnica Estatal de Quevedo
Quevedo, Ecuador
mcadme@uteq.edu.ec
<https://orcid.org/0000-0002-5136-2138>*

Méndez Verduga Ronny Antonio

*Ingeniero. Universidad Técnica Estatal de Quevedo
Quevedo, Ecuador
ronny_mendez_verduga@hotmail.com
<https://orcid.org/0000-0003-4401-4503>*

Rojas Uribe Loguard Smith

*Ingeniero. Universidad Técnica Estatal de Quevedo
Quevedo, Ecuador
lrojas@uteq.edu.ec
<https://orcid.org/0000-0002-9771-1858>*

Gonzalez Osorio Betty Beatriz

*Ingeniero. Universidad Técnica Estatal de Quevedo
Quevedo, Ecuador
bgonzalez@uteq.edu.ec
<https://www.orcid.org/0000-0002-2851-2660>*

<http://centrosuragraria.com/index.php/revista>
Publicada por: Instituto Edwards Deming
Quito - Ecuador
Julio - Octubre vol. 1. Num. 6 2020
Pag. 41-67

Esta obra está bajo una Licencia Creative
Commons
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0
Internacional.

RECIBIDO: 8 DE NOVIEMBRE 2019
ACEPTADO: 12 DE ENERO 2020
PUBLICADO: 4 DE JULIO 2020

RESUMEN

La producción anual de banano en el Ecuador genera el 14% de rechazo, hojas y tallos que pueden ser utilizados como materia prima en la producción de carbón activado dirigido a la remoción de ciertos componentes orgánicos en medio acuoso y la eliminación de olor y sabor en aguas contaminadas. En este trabajo se sintetizó carbón activado a partir del raquis de *Musa Paradisiaca Cavendish* y se evaluó como adsorbente de azul de metileno y de contaminantes presentes en agua de pozos profundos. Se presenta las variables óptimas en tamaño de partícula de materia prima, temperatura de carbonización y tiempo de carbonización. Evaluando la calidad de agua de consumo humano mediante el cálculo del ICA propuesto por Brown y NSF se determinó la eficiencia del carbón activado como lecho filtrante en el tratamiento de agua proveniente de pozos profundos los cuales presentaron un incremento en el índice de calidad de agua con una clasificación equivalente a buena.

Palabras clave: contaminación del agua, agua subterránea, carbón, análisis de agua, calidad de agua

ABSTRACT

The annual production of bananas in Ecuador generates 14% of rejection, leaves and stems can be used as raw material in the production of activated carbon aimed for the removal of certain organic components present in aqueous media and the elimination of odor and flavor in polluted water. In this work, activated carbon was synthesized from the rachis of *Musa Paradisiaca Cavendish* and it was evaluated as an adsorbent for methylene blue and contaminants present in deep well. The optimal variables in raw material particle size, carbonization temperature and carbonization time are presented. The quality of water for human consumption was evaluated calculating the ICA proposed by Brown and NSF, the efficiency of activated carbon as a filter bed was determined in the treatment of deep well. The results indicate an increase in water quality index with a rating equivalent to good.

Key words: Water pollution, Groundwater, Coal, Water analysis, Water quality.

INTRODUCCIÓN

Según World Wildlife Organización, alrededor de 1.100 millones de personas no tienen acceso al agua. Además, la otra mitad de la población tiene acceso, pero carece del recurso de calidad (Schwarzenbach, Egli, Hofstetter, Gunten, & Wehr, 2010) y se ha convertido en uno de los mayores problemas a nivel mundial por el incremento de la demanda de agua potable limpia (Rakib & Eylem, 2020).

Algunas fuentes de agua dulce están contaminadas con una diversidad de elementos como azufre, nitrógeno, fósforo y otros contaminantes inorgánicos y orgánicos (Rakib & Eylem, 2020), con la presencia de coliformes totales y *E. coli* (Pereira, Teixeira, Silva, Lima Jr., & Higino, 2015) que visibilizan su incidencia en la salud de la población y el consecuente incremento en los gastos en la atención médica privada y hospitalaria a nivel estatal.

Se requiere un control estricto sobre el origen de esta problemática (Galotti & Machado, 2020) y las gestiones necesarias para garantizar el derecho humano a su uso y abastecimiento con estándares de calidad que disminuyan los riesgos para la salud (WHO, 2017).

De manera general, el agua se distribuye a los hogares desde empresas de saneamiento (Barcellos, y otros, 1998), sin embargo, existen ciudades que mantienen pozos profundos para

obtener el agua, las cuales por diferentes condicionantes gubernamentales a nivel local no son tratadas de manera eficiente, conllevando a proveer agua de mala calidad que supera los límites de los estándares de calidad del agua potable, con graves afectaciones sanitarias en la población localizada en zonas urbano marginales con alta vulnerabilidad.

La purificación del agua es un tema importante en el mundo de hoy y los tratamientos para mejorar su calidad han sido las áreas de investigación más demandados. Los tratamientos aplicados como la desalinización, sedimentación, filtración, coagulación-floculación, cloración, aireación, fotodegradación, tratamientos biológicos vía biodegradación anaeróbica o aeróbica, proceso de múltiples etapas que utiliza la sedimentación, separación, filtración y ósmosis inversa (Rakib & Eylem, 2020), (Yang, y otros, 2019), (Qasim, Badrelzaman, Darwish, Darwish, & Hilal, 2019), (Suresh, y otros, 2018), (Jiang, y otros, 2018), (Gaur, Narasimhulu, & PydiSetty, 2018), no logran la calidad del agua necesaria (Nava & Svetlana, 2004) y presentan algunos inconvenientes medioambientales y económicos que incluyen generación de contaminantes secundarios, alto costo, demora de operaciones, tratamiento complejo, remoción inadecuada y dependencia de agentes oxidantes (Charola, Patel, Chandna, & Maiti, 2019), por lo que no son realmente efectivos.

Por el contrario, la tecnología de adsorción se ja identificado como un tratamiento alternativo superior debido a su bajo costo, eficiencia, facilidad de operación, diversidad de adsorbentes, inercia de materiales y respetuosos con el medio ambiente en comparación con las otras técnicas de tratamiento (Guo, Liu, & G., 2019), (Tian, y otros, 2019) Las gestiones realizadas no han sido suficientes para satisfacer la demanda de agua y la población no tienen recursos monetarios para instalar procesos de tratamiento domiciliario que les facilite el acceso al agua de calidad.

Desde hace algunas décadas, se ha promovido tratamientos de purificación de aguas contaminadas con el uso de “carbón activado”, cuyo término se refiere a carbones altamente porosos, producidos a partir materiales lignocelulósicos, mediante diversas formas de activación química o física que desarrollan una secuencia interna y aumentan la superficie de redes porosas internas que pueden atraer y retener elementos orgánicos (Rakib & Eylem, 2020) e inorgánicos.

El carbón activado ha sido considerado como una de las más importantes tecnologías aplicadas comúnmente en procesos de adsorción de contaminantes presentes en sistemas acuosos, suspensiones y otras sustancias solubles (Staben Pruchniak, Portes Silva, Schier de Lima, & Pércio Quináia, 2020). Su uso ha sido ampliamente promovido en muchas purificaciones y procedimientos de adsorción con excelentes resultados y sigue siendo uno de los adsorbentes más investigados por investigadores debido a su estructura porosa, alta superficie, abundancia y diferente superficie funcional, grupos carboxílicos, carbonílicos, fenólicos, quinónicos, lactónicos y/u otros grupos que se unen a las capas tipo grafito superficiales y alta capacidad de adsorción, (Jiang, Zhu, Wan, Qian, & Xie, 2016), (Altıntig, Altundag, Tuzen, Sari, & Sari, 2019), (Kluczka, Pudło, & Krukiewicz, 2019)

Es ampliamente conocido que la superficie significa la existencia de una red porosa y que, de manera general, juega un papel clave en el fenómeno de adsorción total, facilitando que pueden penetrar los iones metálicos, de tal manera que a mayor área de superficie puede presentarse una mayor capacidad de adsorción. Entonces, si un material tiene un área de superficie alta, hay más espacio dentro o sobre él que puede ser llenado por iones

(contaminantes). Se ha reportado también que el aumento en la temperatura de activación no causa un fuerte aumento en los carbonos pirolizados (Bibaj, y otros).

La composición elemental y estructura química de la superficie de carbono depende en gran medida de la fuente de la materia prima, del agente activador: $ZnCl_2$, KOH, NaOH o H_3PO_4 y las condiciones de preparación: temperatura y tiempo de activación, que le confieren variada porosidad (Vidic, Tessmer, & Uranowski, 1997), (Shawabkeh, Rockstraw, & Bhada, 2002), (Rakib & Eylem, 2020), con poros pequeños y de bajo volumen que contienen una variedad de grupos funcionales que aumentarían el área de superficie interna, responsables de su poder de adsorción (Mandal, 2017), (González-García, 2018), (Rakib & Eylem, 2020), de compuestos orgánicos, químicos sintéticos, metales base, entre otros. Es muy usado en el tratamiento de agua potable, aguas residuales y en la eliminación del sabor y olor generado por una diversidad de elementos presentes en el agua.

Los más utilizados en los procesos de purificación de aguas son el carbón granulado (GAC) y en polvo (PAC), los cuales se diferencian por el tamaño de su partícula. El GAC mantiene diámetros entre 1,2 mm a 1,6 mm (Nava & Svetlana, 2004), (Staben Pruchniak, Portes Silva, Schier de Lima, & Pércio Quináia, 2020).

La adsorción de carbón activado es a menudo una opción de tratamiento exitoso para eliminar los químicos orgánicos del agua (Blum, Suffet, & Duguet, 1993) (Blum, Suffet, & Duguet, 1993), sin embargo, las bases técnicas del proceso de adsorción refieren que la adsorción no puede comparar dos materiales adsorbentes (incluso para el mismo contaminante) sin mantener las mismas condiciones experimentales. Algunos de los parámetros básicos que influyen fuertemente en la todo el procedimiento son (1) la solución de pH, (2) el tiempo de contacto, (3) concentración inicial del contaminante, (4) temperatura, (5) velocidad de agitación, (6) volumen de adsorbato, (7) fuerza iónica de solución, (8) dosis de adsorbente, etc. Está claro que si alguno de las condiciones antes mencionadas varían, el experimento no ser lo mismo y, en consecuencia, ninguna comparación será correcto. Teniendo lo anterior en mente, la única comparación puede realizarse para sistemas adsorbentes / adsorbatos del mismo estudiar.

Algunos estudios han referido una diversidad de usos del CA en presentación granular o en polvo. Ha sido utilizado en plantas de tratamiento de agua para eliminar contaminantes orgánicos solubles (Nava & Svetlana, 2004).

Los resultados obtenidos informan la eficiencia de remoción de algunos parámetros contaminantes como alumbre, color verdadero, turbidez real y DQO soluble mediante varias combinaciones de dosis de carbón activado en polvo, con eficiencias superiores al 70% y 90% (Nava & Svetlana, 2004).

Sin embargo, el costo del carbón activado comercial es alto (Egboosiuba, Abdulkareem, Kovo, Afolabi, & Tijani, 2019). Recientemente, muchos investigadores de todo el mundo se interesaron por la preparación de materiales adsorbentes de bajo costo para fines de descontaminación/desalinización (Chan, Mazlee, Ahmad, Ishak, & Shamsul, 2017). Es un hecho que en estos años existe la duda de qué adsorbente es más eficiente y en este sentido se han planteado algunas teorías.

La primera teoría propone materiales adsorbentes de alta capacidad de adsorción (es decir, > 200 mg / g) pero con pasos de síntesis exigentes y Alto costo. La otra teoría sugiere materiales adsorbentes de capacidad de adsorción media (50-200 mg / g) pero con simple rutas de

síntesis y coste realmente bajo. En la última teoría, esos carbones activados pueden clasificarse (Kyzas, 2015). Una pregunta importante (pero fácil de responder) es por qué los carbones activados son tan útiles en la tecnología de adsorción (Jiang, y otros, 2018).

Debido al bajo costo de producción del CA obtenido de residuos de cosecha, sus propiedades superiores que incluyen una gran superficie específica, desarrollada estructuras de poros, distribución de poros a medida, deseable reactividad superficial y su alta selectividad de adsorción, es un método ampliamente aplicable y uno de los métodos más efectivos para eliminar contaminantes (Mahmudov, Chen, & Huang, 2015), (Song, Zhang, Chen, Luo, & Crittenden, 2017) presentes en sistemas acuosos.

Las investigaciones realizadas han permitido identificar una diversidad de materia prima obtenida a partir de productos agrícolas subutilizados proveniente del eucalipto, melocotón, coco, bellota, nuez, naranja, pulpa de madera, entre otros, como un sustituto viable para producir carbón activado rentable (Egbosiuba, Abdulkareem, Kovo, Afolabi, & Tijani, 2019), el cual es fácil de diluir y es ecológico (Gupta & Agarwal, 2011), (Nekouei, Nekouei, Tyagi, & Gupta, 2015), (Islam, Ahmed, Khanday, Asif, & Hameed, 2017), (Altıntığ, Altundag, Tuzen, Sari, & Sari, 2019), (Lima, y otros, 2018). Diferentes estudios refieren excelentes resultados de adsorción de este carbón ante una diversidad de contaminantes.

Numerosos tipos de carbones activados (especialmente derivados de cáscaras de frutas) se producen en los últimos años centrándose en la mejora de la capacidad de adsorción dado que el costo es mantenido bajo (Anoop, Sreejalekshmi, & Baiju, 2011).

Se le ha conferido gran expectativa en el tratamiento de aguas dirigidas al consumo humano y se ha dado apertura a nuevas investigaciones con residuos de cosecha provenientes de arroz, mostaza. Almendra, girasol, maní (Menya, Olupot, Storz, Lubwama, & Kiros, 2018), (2018), (Charola, Patel, Chandna, & Maiti, 2019), (Morali, Demiral, & Şensöz, 2018), (Lin, y otros, 2018), maíz, cacao y banano.

(Annadurai, Juang, & Lee, 2003) informaron que los residuos de las cáscaras de plátano son desechos a base de celulosa, por lo tanto, pueden procesarse y convertirse en adsorbentes porque tienen grandes áreas de superficie, gran hinchazón, excelentes resistencias capacidades de mecánicas, son convenientes de usar y tienen un gran potencial para adsorber daños contaminantes como metales pesados.

Actualmente, existe una diversidad de investigaciones realizadas utilizando cascara de plátano para remover diversos contaminantes como tintes, fenoles, iones de metales pesados, ya sea en forma relativamente cruda y/o carbones activados. En particular, los carbones activados derivados de las cáscaras de plátano utilizados como adsorbente para la eliminación de soluciones acuosas de azul de metileno presentan una capacidad de adsorción teórica máxima de 620 mg/g que puede caracterizarse como de valor extremadamente alto (Hashem, 2016). La activación física del carbón activado obtenido a partir de la cáscara de plátano para adsorber varios iones de metales pesados, refieren capacidades máximas de sorción del 49,5 mg/g para Cu^{2+} , 45,6 mg/g con Pb^{2+} , 30,7 mg/g para Cd^{2+} y 25,2 mg/g para Cr^{6+} , con un tiempo de equilibrio de 5 min (Li, y otros, 2016).

Se examinó la sorción de cromato ($\text{Cr}(\text{VI})$) con carbón activado con ácido proveniente de banano mostraron que la capacidad de sorción era sólo 15,1 mg / g a un pH de 4 (Ashraf, y otros). En otro estu. dio, el análisis de la adsorción de fenol sobre carbón activado de cáscaras de plátano revelaron que alrededor del 83% del fenol es eliminado a una concentración inicial

de 50 mg/L, mientras que la remoción fue del 60% a una concentración inicial de 500 mg/L y puede llegar hasta el 70% (Ingole, Lataye, & Dhorabe, 2017).

En el estudio de (Abdulfatai, Saka, Afolabi, & Micheal, 2013) se utilizó carbón activado obtenido de la cascara de banano tratada con H_2SO_4 a 0.5 M como agente activador, para la remediación de metales pesados (Pb, Zn y Cr) y se demostró el mayor porcentaje de eliminación de iones de cromo (88,9%) en un pH de 6.

El carbón activado obtenido a partir de cascara de banano, tratado con ácido y soluciones alcalinas de HNO_3 y NaOH fue superior al obtenido con carbón activado de cascara de naranja, presentando una considerable capacidad de adsorción para disminuir niveles de contaminación de 7,97 mg/g con Pb^{2+} , 6,88 mg/g para Ni^{2+} , 5,80 mg/g con Zn^{2+} , para 4,75 mg/g Cu^{2+} y 2,55 mg/g con Co^{2+} (Annadurai, Juang, & Lee, 2003)).

Los trabajos realizados refieren que el carbón activado obtenido por pirólisis de cáscaras de plátano utilizando H_3PO_4 como agente activador a tres temperaturas diferentes (400, 500, 600 °C) permite eliminar iones de metales pesados ya que presentan muchas micropartículas en todos los materiales preparados tanto por pirolisis o por tratamiento hidrotermal, con algunas diferencias. Este material puede presentar poros de forma clara con agujeros transparentes, partes con superficies lisas, canales complejados y partículas en forma de aglomerado (Bibaj, y otros).

Los trabajos investigativos realizados, permiten considerar los desechos de banano como una de los más prometedores tratamientos por pirolisis e hidrotermal que presentan resultados significativos para la eliminación de Ni (II) (Bibaj, y otros), (Anoop, Sreejalekshmi, & Baiju, 2011).

Uno de los factores más importantes que puede influir en el comportamiento de adsorción total de los materiales es el pH de la solución (adsorbato). Se conoce que en condiciones ácidas la eliminación de iones es menor que la que logra alcanzar con valores de pH más altos, sin embargo, en el caso del CA obtenido de banano se informa un comportamiento similar tanto con la técnica de pirolizadp e hidroterma, con una capacidad e adosrción altamente significativa que oscila entre el 30% y 40% en el caso del material pirolizado. En analisis de la influencia del incremento de la temperatura se ha determinado que Los carbones pirolizados se ven más afectados por el aumento de la temperatura de la solución que los carbones hidrotermales, aunque pueden lograr mejoras del 30% de la Q_{max} capacidad de adsorción (Bibaj, y otros).

Estas características y los resultados difundidos permiten considerar que el rechazo de banano es una excelente alternativa para producir carbón activado con fines de purificación e aguas con una diversidad de elementos contaminantes.

El cantón Quevedo se encuentra localizado en un entorno geográfico dedicado a la actividad agrícola con extensos cultivos de cacao, banano, palma africana, entre otros, los cuales, promueven una gran cantidad de desechos que no son utilizados de manera adecuada. Además, mantiene fuentes de agua superficial y subterránea que han sido afectadas por la actividad humana asentadas en su territorio.

Algunos estudios refieren que el agua del cantón Quevedo presenta valores que sobrepasan los máximos permisibles en parámetros de manganeso, oxígeno disuelto y coliformes fecales. El Índice de Calidad de Agua presenta un rango de 70 a 80 categorizando el agua en levemente contaminada, lo cual puede generar problemas a la salud humana transmitiendo

enfermedades infecciosas intestinales, por lo que no se debe exponer a la población a su uso sin un proceso de potabilización (Mite, y otros, 2016).

En el proceso de exportación, el 14% de la producción anual de banano es considerado como “rechazo” por lo que se dirige al consumo interno. Sin embargo, en este rubro no se considera el volumen que corresponde a las hojas y el raquis, los cuales son abandonados en el campo y en cuyo proceso de descomposición generan la proliferación de enfermedades y bacterias que afectan los cultivos con la consecuente contaminación del agua subterránea (Velastegui, Arévalo, y Triviño, 2017).

MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se realizó en el cantón Quevedo, constituido por 9 parroquias urbanas: 7 de octubre, 24 de mayo, Guayacán, Nicolás Infante Díaz, San Camilo, San Cristóbal, Quevedo, Venus del Río Quevedo, Viva Alfaro y por 2 parroquias rurales: La Esperanza y San Carlos.

El sistema de agua potable no solo se abastece de las aguas del río Calope con un caudal promedio de 320 l/s (829,440 m³/mes), sino de aguas subterráneas mediante la utilización de 19 pozos profundos dispuestos en lugares estratégicos de la ciudad (7 en el área de Quevedo y 7 en San Camilo) y parroquias rurales (2 en la Esperanza y 3 en San Carlos) con un caudal de 977,184 m³/mes (Construloxi, 2016).

En esta investigación se consideró los pozos No.1 y No. 2 localizados en la parroquia La Esperanza (Figura 1 y tabla 1).

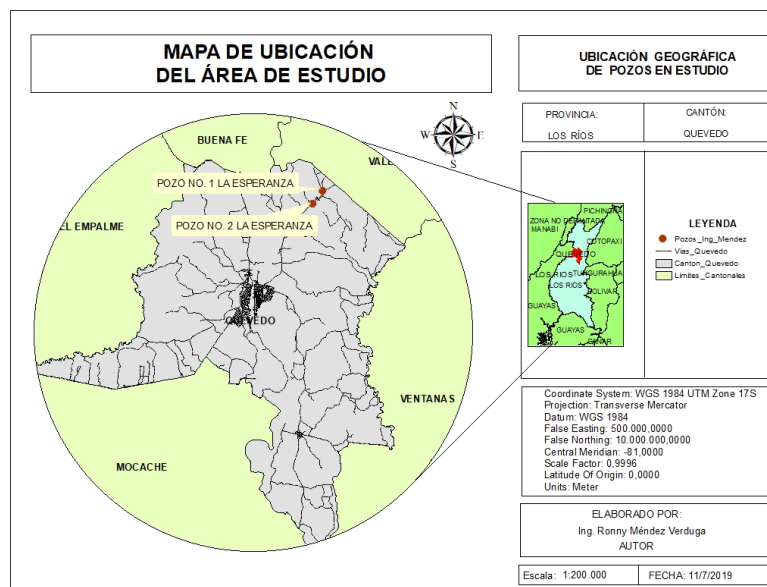


Figura 1. Ubicación geográfica de los pozos profundos s de recolección de aguas.

Tabla 1. Ubicación en coordenadas UTM de pozos profundos.

Nombre	Coordenadas UTM WGS 84		Tipo (superficial o subterráneo)
	X	Y	
	Pozo No. 1 La Esperanza	675785,42	
Pozo No. 2 La Esperanza	675104,29	9892677,75	SUBTERRÁNEO

El presente trabajo fue de carácter experimental, ya que se determinaron mediante pruebas de laboratorio el tamaño de partícula, temperatura, tiempo óptimo en el proceso de carbonización de la muestra; y concentración del ácido fosfórico en el proceso de activación química del carbón para el uso en la potabilización del agua. Valorando el ICA mediante pruebas físico, químicas y microbiológicas para evaluar la eficiencia del carbón activado.

Se colectó el raquis de *Musa Paradisiaca Cavendish* (banano) en las plantaciones existentes de la bananera San Antonio Km 10 Vía El Empalme-Guayaquil, las cuales fueron observadas minuciosamente a fin de que no presenten alteraciones en su estructura física originada por alguna plaga y/o enfermedad.

La materia prima se lavó con agua destilada a 60°C por 30 minutos bajo una agitación de 100rpm con la finalidad de extraer partículas y polímeros de desechos, luego se secó a 120°C durante 24 horas.

Posteriormente, el raquis de banano se llevó a preincineración en mufla a 180°C y una vez alcanzada la temperatura se dejó por 40 minutos. La biomasa preparada, con ayuda de un molino de cuchillas y un mortero se disminuyó de tamaño. Mediante un juego de tamices se clasificó en tres tamaños de partícula: 1) 0-1 mm, 2) 1-2 mm y 3) 2-3 mm. De este material se pesó 3 gramos y se impregnó con una solución concentrada de ácido fosfórico al 85% en una proporción de 1:5; es decir, 1 gramo de materia prima con 5 ml de ácido fosfórico y se mantuvo en contacto durante 24 horas.

Se realizó varios lavados con agua destilada seguida de filtración, manteniendo un control constante del pH en cada lavada. Se adicionó Hidróxido de Sodio a 1 Molar para regular la muestra a un estado Neutro de pH. Se secó en estufa a 200 °C durante 2 horas (hasta que se observó la pérdida de humedad).

El proceso de carbonización consistió en someter la materia prima tratada con el agente activante (0-1 mm, 1-2 mm y 2-3 mm), en una atmosfera semi controlada en mufla a temperaturas de 375°C, 350°C y 325°C; durante 20min, 30min y 40min. El carbón obtenido se lavó por tres ocasiones con agua destilada (hasta que no presentó coloración). A continuación, se secó en mufla a 110°C durante 2 horas (hasta que se observó la pérdida de humedad). Se pesó el producto obtenido y se registró los datos. Determinando el rendimiento del producto aplicando la siguiente ecuación:

$$\text{Carbón } \left(\% \frac{P}{P}\right) = \frac{\omega_{\text{carbón}}}{\omega_{\text{biomasa}}}$$

Donde ω_{biomasa} es la masa inicial y $\omega_{\text{carbón}}$ es el peso del residuo sólido remanente luego de la reacción.

El análisis estadístico aplicado, permitió seleccionar el mejor tratamiento en la producción de carbón activado, con el cual se trató las muestras de aguas mediante un filtro de carbón activado lento. Las pruebas de absorbancia se realizaron con azul de metileno y el carbón activado obtenido en esta investigación, aplicando un proceso de filtración lenta a cada uno de los tratamientos.

Se realizó la Prueba de Longitud de Onda (PLO), la cual consistió en el siguiente protocolo: En un balón de 500 mL se agregó 250 mL de solución de azul de metileno a 100 ppm y aforando se obtuvo una solución de 50 ppm. En un vaso de precipitación de 500 mL se agregó la solución y se añadió el adsorbente a diferentes concentraciones. Se llevó a una bandeja o plancha de agitación magnética a temperatura ambiente, durante 280 min a 200 rpm, por el papel filtro se deja pasar la solución la cual es llevada a la prueba de Longitud de Onda.

Mediante el uso de un Espectrofotómetro marca HACH se buscó el máximo de adsorción para las pruebas con azul de metileno puro y empleando como blanco agua desionizada, se utilizó una serie de patrones de azul de metileno para la generación de la curva de calibración para determinar a los diferentes tiempos del ensayo el grado de adsorción del carbón activo.

Se realizó la toma de dos muestras puntuales de agua (una antes y otra después del proceso de adsorción) en los pozos No. 1 y No. 2 localizados en la parroquia la Esperanza, perteneciente al área rural del cantón Quevedo. Este proceso se fundamentó en las Normas Técnicas Ecuatorianas vigentes en el Ecuador:

1) NTE INEN 2169:98. Agua: Calidad del Agua, muestreo, manejo y conservación. Correspondió al análisis físico (pH, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Turbidez) y químicos (Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO5), Oxígeno Disuelto (OD), Nitratos (NO₃-), Fosfatos (PO₄-3))

2) NTE INEN 2176:98. Calidad de agua, técnicas de muestreo. Correspondió al análisis físico para determinar el cambio de temperatura.

3) NTE INEN 1105:1983. Permitted realizar el análisis biológico y se determinó coliformes totales y fecales.

El tipo de muestreo aplicado fue de gran importancia para la determinación de la calidad de agua mediante el índice de Brown y NFS. Los valores de referencia que se utilizaron para el análisis de los resultados de los parámetros (físico, químico y microbiológicos) corresponden a los resultados obtenidos en los análisis de laboratorio realizados en el Laboratorio de Suelos y aguas de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo, en el laboratorio de aguas de la Municipalidad de Daule, la normativa nacional 1108 (INEN, 2011) y el acuerdo ministerial N°97-A (TULSMA, 2015) y las guías para la calidad del agua potable (OMS, 2017) en los cuales se detallan los criterios de calidad de agua para consumo humano y doméstico, en función de los límites permisibles, los cuales nos permitieron determinar si los rangos son aceptables para consumo humano.

La ecuación que se utilizó en la determinación del ICA de la muestra de aguas no tratadas y tratadas con el carbón activado fue el índice desarrollado por Brown junto al apoyo del NSF la ecuación de la multiplicación ponderada, en el cual los parámetros utilizados en el modelo fueron los presentados en la tabla 2.

Tabla 2. Pesos relativos para cada parámetro del “ICA”

PARÁMETRO	UNIDADES	PESO RELATIVO	MÉTODOS DE ANÁLISIS
Coliformes Fecales	NMP/ 100 mL	0.15	PEE/CESTTA/230 Standard Methods No 9221E/ 9221C
pH	Unidades de Ph	0.12	PEE/CESTTA/05 Standard Methods 4500-H*B
Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días	mg/L	0.10	PEE/CESTTA/46 Standard Methods No 5210B
Nitratos	mg/L	0.10	PEE/CESTTA/16 Standard Methods No 4500-NO ₃ ⁻
Fosfatos	mg/L	0.10	PEE/CESTTA/43 Standard Methods No 4500-P B5/ 4500-PC
Cambio de Temperatura	°C	0.10	PEE/CESTTA/04 Standard Methods No 2550 B
Turbidez	NTU	0.08	PEE/CESTTA/43 EPA 180.1
Sólidos disueltos Totales	mg/L	0.08	PEE/CESTTA/13 Standard Methods No 2540 D
Oxígeno Disuelto	% saturación	0.17	PEE/CESTTA/45 Standard Methods No 4500 –OG

La estimación del Índice de Calidad de Agua se realizó considerando la clasificación del ICA propuesto por Brown (Tabla N° 3) y por el uso establecida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Tabla N° 4).

Tabla 3. Clasificación del “ICA” propuesto por Brown.

Calidad de Agua	Color	Valor
Excelente		91 a 100
Buena		71 a 90
Regular		51 a 70
Mala		26 a 50
Pésima		0 a 25

Tabla 4. Clasificación del “ICA” según criterio general

ICA	Criterio general	Abastecimiento público	Recreación	Pesca y vida acuática	Industrial y acuática
100	No contaminado	No requiere Purificación	Aceptable para Cualquier Deporte Acuático	Aceptable Para todos los organismos	No requiere purificación
90		Ligera Purificación			Ligera purificación para algunos procesos
80	Aceptable	Mayor necesidad de Tratamiento	Aceptable no Recomendable	Aceptable excepto especies muy Dudosas para especies	Sin tratamiento para industria normal
70	Poco contaminado				
60		Contaminado	Sin contacto con el agua	Tratamiento en la mayor parte de la industria	
50	Altamente contaminado		No Aceptable		Señal de contaminación
40		No Aceptable		No Aceptable	No Aceptable
30	No Aceptable		No Aceptable		No Aceptable
20		No Aceptable		No Aceptable	No Aceptable
10	No Aceptable		No Aceptable		No Aceptable

Los instrumentos de investigación utilizados corresponden a un libro de campo, una cámara fotográfica y equipo de computación en los que se registró todas las actividades que se realizaron a nivel de campo y laboratorio. Además, se utilizaron los equipos de laboratorio y material activante: Ácido fosfórico (H₃PO₄) y otros reactivos como el Hidróxido de sodio (NaOH).

El análisis estadístico se realizó mediante el programa STATGRAPHICS Centurion XVI (StatPoint Technologies, Inc. 1982-2010), aplicando un diseño experimental ortogonal L9 (34) (Tabla N°6). Se determinó variables de media y varianza como estadística descriptiva. Posteriormente se realizó un análisis multivariante con una ANOVA Multifactorial en el cual se efectuó análisis de varianza, separación de medias y múltiples rangos de Tukey HSD donde los factores de estudio fueron Tamaño de partícula, Temperatura, Tiempo y Concentración

constante de Ácido Orto fosfórico a 85% y la variable dependiente fue el Rendimiento del producto.

Tabla 5. Factores en estudio de carbonización.

Nombre	Código	Niveles en estudio		
		1	2	3
Tamaño de partícula (mm)	A	0-1 mm	1-2 mm	2-3 mm
Temperatura (°C)	B	375	350	325
Tiempo (min)	C	20	40	60

Tabla 6. Diseño de los tratamientos de carbonización.

Tratamientos	Factores		
	A	B	C
1	1	1	1
2	1	2	2
3	1	3	3
4	2	1	2
5	2	2	3
6	2	3	1
7	3	1	3
8	3	2	1
9	3	3	2

Luego, los tratamientos del diseño fueron evaluados en la prueba de absorbancia en los cuales se determinó el poder de la adsorción en la decoloración de azul de metileno valores que se obtuvo mediante curvas de calibración de 0,4 ppm a 50ppm de Azul de Metileno usando regresiones lineales con un $R^2 > 0,99$ indicando que las estimaciones se ajustaron bastante bien a la variable real. Esta información obtenida se analizó mediante la construcción la curva de adsorción de azul de metileno en función del tiempo identificando el mejor tratamiento.

RESULTADOS

En el proceso de identificación del tamaño de partícula y temperatura óptimo de carbonización se realizó un análisis de varianza al rendimiento del producto mediante el software Statgraphics donde se pudo evidenciar que la razón F es suficiente grande el mismo nos da a conocer que los dos factores son significativos además el valor P nos demuestra que existe diferencia altamente significativa entre medias de los factores como se muestra en la tabla 7.

Tabla 7. Análisis de Varianza para masa de Carbón vs Tamaño de partícula y Temperatura.

FACTOR	SUMA DE CUADRADOS	GI	CUADRADO MEDIO	RAZÓN-F	VALOR-P
Tamaño de partícula	0,724906	2	0,362453	12,05	0,0005
Temperatura	0,226724	2	0,113362	3,77	0,0429

En el análisis de medias de cada factor se observa que existe influencia sobre la producción de carbón activado de raquis de banano de los dos factores de la materia prima donde el tamaño de la partícula, temperatura y tiempo con mejor producción de carbón activo es de 1mm a 2mm y 350°C respectivamente con una media de 1,05854 g y 0,983333 g de carbón activado como se observa en la tabla 8.

Tabla 8 Medias por Mínimos Cuadrados para masa de carbón con intervalos de confianza del 95% por tamaño de partícula y Temperatura.

FACTOR	NIVEL	MEDIA	ERROR EST.
A: Tamaño de partícula (mm)	1: (0-1)	0,671178	0,0578034
	2: (1-2)	1,05854	0,0578034
	3: (2-3)	0,955844	0,0578034
B: Temperatura (°C)	1: (375)	0,933389	0,0578034
	2: (350)	0,983333	0,0578034
	3: (325)	0,768844	0,0578034

Se determinó la influencia del tiempo, la temperatura de carbonización y tamaño de la partícula de la materia prima previamente realizado la impregnación a una concentración constante del agente activante para lo cual se realizaron análisis de absorbancia en el espectrofotómetro UV-Visible empleando curvas de calibración usando un patrón de azul de metileno desde una concentración de 0,4 hasta 50 ppm, mediante el análisis de regresión lineal se construyeron 5 ecuaciones lineales considerando la longitud de onda máximo obtenido en cada una de las mediciones de las absorbancias a las diferentes concentraciones permitiendo correlacionar estas variables a una longitud de onda constante como se muestra en la tabla 9. Se estableció las ecuaciones entre las dos variables cuantitativas relacionando una variable dependiente “y” (Absorbancia) con una variable independiente “x” (concentración de azul de metileno) observando que existe una fuerte correlación entre las variables, según el coeficiente de Person (R2).

Tabla 9. Ecuaciones de Calibración espectro-fotómetro UV-Vis.

LONGITUD DE ONDA (NM)	INTERVALOS DE CONCENTRACIÓN DE AZUL DE METILENO (PPM)	COEFICIENTE DE PERSON (R2)	ECUACIÓN
663	0,4-6	0,9927	$y = 0,3025x + 0,1428$
660	10-18,8	0,9948	$y = 0,1132x + 0,9605$
654	20-31,8	0,9902	$y = 0,0357x + 2,4839$
613	32-40	0,994	$y = 0,0367x + 2,4953$
613	40-50	0,9992	$y = 0,0149x + 3,3643$

Realizando el análisis de las muestras de carbón activado de cada uno de los tratamientos y evaluando el poder de adsorción de las trazas de azul de metileno o decoloración se obtuvieron los siguientes resultados que se detallan a continuación:

Tabla 10. Adsorción de azul de metileno a 50 ppm y carbón activado a 200ppm.

TRATAMIENTO	% ADSORCIÓN DE AZUL DE METILENO
A1B1C1	18,68
A1B2C2	32,82
A1B3C3	36,86
A2B1C2	66,63
A2B2C3	81,78
A2B3C1	67,46
A3B1C3	34,57
A3B2C1	27,16
A3B3C2	24,70

Los resultados refieren que el mejor resultado de adsorción a una concentración de 50ppm de azul de metileno y 200 ppm de carbón activado se obtiene en el tratamiento A2B2C3 correspondiente a un tamaño de partícula de 1 a 2 mm, a una temperatura de carbonización de 350°C y un tiempo de carbonización de 40 min alcanzando una adsorción del 81,78% a los 280 min en contacto con el carbón activado.

Tabla 11. Adsorción de azul de metileno a 50 ppm y carbón activado a 300ppm

TRATAMIENTO	% ADSORCIÓN DE AZUL DE METILENO
A1B1C1	20,72
A1B2C2	62,61
A1B3C3	59,77
A2B1C2	74,25
A2B2C3	91,17
A2B3C1	68,15
A3B1C3	39,99
A3B2C1	35,44
A3B3C2	25,19

El mejor resultado de adsorción de azul de metileno se presenta a una concentración de 50ppm y carbón activado a 300 ppm con en el tratamiento A2B2C3 correspondiente a un tamaño de partícula de 1 a 2 mm, a una temperatura de carbonización de 350°C y un tiempo de carbonización de 40 min con un 91,17% a los 280 min en contacto con el carbón activado. Se evidencia además que en la comparación entre la adsorción con el tratamiento químico y sin tratamiento de la muestra de carbón a los 280 min se obtuvo una eficiencia del 91,17% y 70,66% respectivamente en contacto con el carbón activado, lo cual se debe al tratamiento con ácido fosfórico de modo que elimino parte de la materia con alto contenido de celulosa como se muestra a continuación:

Tabla 12 Porcentaje de adsorción de azul de metileno a 300 ppm de carbón activado con tratamiento Químico y sin tratamiento Químico A2B2C3.

Tiempo de contacto (min)	Porcentaje de azul de metileno adsorbido con tratamiento químico	Porcentaje de azul de metileno adsorbido sin tratamiento químico
0	0,00	0,00
10	56,58	61,83
20	59,66	64,51
40	62,23	67,09
70	62,84	67,85
100	76,93	67,96
130	88,57	68,10
160	90,54	68,63
200	91,13	69,00
240	91,17	69,85
280	91,17	70,66

En estudios realizados en la producción de carbón activado obtenido de raquis de banano en condiciones de pirolisis reportan buenos resultados de adsorción con carbón activado a una

concentración de 50ppm presento una adsorción de 50.98 y 48.36 ppm con una concentración inicial de 100 ppm de azul de metileno con tratamiento químico (H₃PO₄) y sin tratamiento químico respectivamente y a una concentración de 100ppm de carbón activado presento una adsorción de 76.13 y 70.63 ppm con la misma concentración inicial de azul de metileno con tratamiento químico (H₃PO₄) y sin tratamiento químico respectivamente. Evidenciando una relación de incremento en un 50 % en la adsorción de azul de metileno cuando se duplica la concentración de carbón activado (Sugumaran, Susan, P.Ravichandran, y Seshadri, 2012).

En el proceso del efecto de los tratamientos con carbón activado de banano en las principales variables físico, químicos y microbiológicos de agua subterránea y el índice de calidad de agua (ICA) se utilizó un filtro diseñado con una bureta graduada de 50 mL con llave, el filtro de carbón activado con la siguiente configuración: carbón activado (10 mL) y arena fina (5 mL) el cual fue utilizado por Lascano (2015) con excelentes resultados en turbidez.

Se realizó el análisis comparativo de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua con y sin tratamiento de filtrado de carbón activado Lento (CAL) considerando el tratamiento A2B2C3 con tratamiento químico como mejor resultado en la adsorción de azul de metileno. Se consideró los criterios de los límites permisibles de la calidad de agua para consumo humano establecido por el INEN, TULSMA y OMS. A continuación, se presentan los resultados:

Tabla 13. Criterios de Calidad del agua para consumo humano

	UNIDADES	CRITERIOS DE LÍMITES PERMISIBLES			POZO No. 1 LA ESPERANZA		POZO No. 2 LA ESPERANZA	
		INEN	TULSMA	OMS	SIN TRATAR	TRATADA	SIN TRATAR	TRATADA
Potencial de hidrogeno	pH	-	6-9	6,5-9,2	7,08	6,76	7,43	7,32
Turbidez	UNT	5	100	5	0,136	0,089	0,365	0,160
Solidos disueltos totales	mg/L	-	-	1000	55	32	62	24
Fosfatos	mg/L	-	-	1	1,08	0,63	1,58	1,24
Nitratos	mg/L	50	50	50	5,8	2,8	3,8	0,9
Demanda bioquímica de oxígeno (5 días)	mg/L	-	<2	-	1,2	0,7	2,8	0,5
Coliformes fecales	NMP/100 ml	<1,1	1000	-	120	0	40	0
Oxígeno disuelto	mg/L	-	-	5	5,44	7,50	7,75	8,35
Temperatura agua	°C	-	-	-	27,8	24,2	26,5	24,0

Se observa en la tabla 7 que el pH del Agua sin tratar de los pozos La Esperanza 1 y 2 son 7,08 y 7,43 respectivamente una vez tratadas las muestras de agua por el filtro lento de carbón activado se obtiene un pH de 6,76 y 7,32 respectivamente. El tratamiento de aguas con filtro tiene efecto sobre el pH. El potencial de hidrogeno del agua sin tratar y tratada de acuerdo a los rangos de límites permisibles según los criterios utilizados son aceptables.

La temperatura es un parámetro que tiene relación directa con factores de calidad del agua como el Oxígeno Disuelto donde a temperaturas más bajas existe un incremento de este parámetro (tabla 7). Se observa que las temperaturas del agua sin filtración son más altas (27,8 °C La Esperanza 1 y 26,5 °C La Esperanza 2) comparadas con el agua filtrada o tratadas (24,2 °C La Esperanza 1 y 24,0 °C La Esperanza 2).

Se observa en la tabla 7 que la turbidez del Agua proveniente de los pozos La Esperanza 1 y 2 sin tratar y tratada oscilan entre 0,089-0,365 UNT; los cuales están dentro del rango de los límites permisibles para los criterios INEN, TULSMA Y OMS. La presencia de turbidez se genera por desechos de origen orgánico e inorgánico (Mite, y otros, 2016).

Se puede observar en la tabla 7 que los valores de sólidos disueltos totales del agua sin tratar de los pozos La Esperanza 1 y 2 corresponden a 55 y 62 mg/L respectivamente. Una vez tratadas las muestras de agua por el filtro lento de carbón activado se obtiene una disminución de los sólidos disueltos totales 32 y 24 respectivamente, encontrándose todos los valores dentro de los límites permisibles de acuerdo al criterio de OMS en la Tabla N° 17, sin embargo, se debe considerar la disminución correspondiente al 41,82 y 61,29%, respectivamente, en relación a su valor inicial.

En la tabla 7 se observa que los valores de fosfatos en el agua sin tratar proveniente de los pozos La Esperanza 1 y 2 son 1,08 y 1,56 mg/L respectivamente, los cuales sobrepasan el límite máximo permisible de acuerdo al criterio OMS (1mg/L). Al realizar el análisis con el agua sometida a tratamiento, se observa una disminución en los valores de fosfatos en el agua 0,63 y 1,24 mg/L correspondiente a pozos La Esperanza 1 y 2 respectivamente donde el primero se encuentra dentro del rango según el criterio de calidad de agua y el otro no. Los fosfatos se presentan en los cuerpos de organismos acuáticos los cuales en su proceso de descomposición pueden ser añadidos al contenido del agua (Alfaro, Castro, y Araya, 2017). Además, su uso en los cultivos podría incidir que durante el proceso de infiltración del agua de lluvia a través del suelo incrementen su contenido en el agua de los pozos profundos.

En la tabla 7 se observa que los valores de nitratos en el agua sin tratar proveniente de los pozos La Esperanza 1 y 2 son 5,8 y 2,8 mg/L respectivamente, una vez tratada las muestras se observa una disminución en los valores de nitratos en el agua 2,8 y 0,9 mg/L, respectivamente, los cuales se encuentra dentro del rango del límite máximo permisible según los criterios de calidad de agua (INEN, TULSMA y OMS), lo que permite interpretar que no presentan contaminación de fertilizantes nitrogenados.

Se observa en la tabla 7 que la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días del agua sin tratar de los pozos La Esperanza 1 y 2 corresponde a 1,2 y 2,8 mg/L respectivamente, presentando el pozo No. 2, un nivel superior al máximo límite permisible según el TULSMA. Una vez tratadas las muestras de agua con el filtro lento de carbón activado se

obtiene un DBO₅ de 0,7 y 0,5 mg/L respectivamente encontrándose en un rango aceptable por el criterio TULSMA, evidenciando que el tratamiento de aguas con filtro tiene efecto sobre el DBO₅ comportándose no solo como lecho filtrante sino como digestor.

En la tabla 7 se observa que el agua proveniente de los pozos La Esperanza 1 y 2 sin tratamiento presenta valores de Coliformes Fecales de 120 y 40 NMP/100 mL respectivamente, indicando que estos valores según el criterio INEN (<1,1 NMP/100mL) son superiores al máximo límite permisible presentando contaminación con heces fecales por lo que no es apta para el consumo humano. Sin embargo, estos valores están dentro del rango aceptable según el Criterio TULSMA (hasta 1000 NMP/100 ml). Con el tratamiento del filtro lento de carbón activado se obtiene resultados de 0 NMP/ 100 mL de coliformes fecales en el agua de los dos pozos estudiados, manteniéndose dentro del rango aceptable. El tratamiento de aguas con filtro tiene efecto sobre la presencia de bacterias de Coliformes Fecales.

En la tabla 7 se observa que los valores de Oxígeno Disuelto en el agua sin tratar proveniente de los pozos La Esperanza 1 y 2 son 5,44 y 7,75 mg/L respectivamente y una vez tratada las muestras se observa un crecimiento en los valores de Oxígeno Disuelto en el agua 7,50 y 8,35 mg/L, respectivamente los cuales sobrepasan el límite máximo permisible de acuerdo a la OMS (5 mg/L). Es pertinente considerar que el Oxígeno disuelto se ve afectado por la velocidad de la filtración, el tiempo de detención del agua y las características granulométricas del material que compone el filtro (Esquivel, Pizzolatti, y Sens., 2012).

En el análisis y efecto sobre el Índice de Calidad de Agua se estableció el rango entre 0 a 100 donde 100 es el valor máximo indicando condiciones óptimas. El ICA disminuye cuando se incrementa los contaminantes, es decir, disminuye la calidad del agua. En la tabla 8 se observa que el Índice de Calidad del Agua de las muestras proveniente de los pozos La Esperanza 1 y 2 sin tratamiento son 70,03 y 71,19 respectivamente y una vez tratadas las muestras de aguas el índice de calidad de agua tuvo un incremento con resultados de 82,86 y 80,95 correspondiente a los pozos La Esperanza 1 y 2 respectivamente.

En la Tabla 9 se indica el resultado del ICA en la cual se reporta que las muestras de aguas de los pozos La Esperanza 1 y 2 sin tratamiento es "Buena" según el criterio de Brown y necesitan un "tratamiento mayor" según el criterio del Instituto Mexicano Tecnológico de Agua.

Con el tratamiento de filtrado lento de carbón activado aplicado a las muestras de aguas de los pozos La Esperanza 1 y 2, los resultados indican que la calidad de agua es "Buena" según el criterio de Brown y necesitan una "Ligera purificación" según el criterio del Instituto Mexicano Tecnológico de Agua.

Tabla 14. Índice de Calidad de Agua de muestras sin y con tratamiento de pozos La Esperanza 1 y 2.

FUENTE	CRITERIOS	SIN TRATAMIENTO		CON TRATAMIENTO	
		ICA	EQUIVALENCIA	ICA	EQUIVALENCIA
Esperanza 1	Ins. Mexicano	70,03	Mayor necesidad de tratamiento	82,86	Ligera Purificación
	M. de Brown		Buena		Buena
Esperanza 2	Ins. Mexicano	71,19	Mayor necesidad de tratamiento	80,95	Ligera Purificación
	M. de Brown		Buena		Buena

Efecto de l agente activador

El uso del ácido fosfórico como agente activador se fundamenta en que requiere temperaturas de activación más bajas, genera mayor rendimiento de carbono y produce estructuras predominantemente mesoporosas con mayor presencia de grupos funcionales que facilitan la adsorción de elementos contaminantes.

Efecto de la temperatura

La temperatura y el tiempo de pirólisis son linealmente proporcionales y, como tales responsables de la evolución de materia volátil para producir biocarbón de alto valor. Se ha reportado que el rendimiento de biocarbón disminuye a medida que la temperatura y el tiempo aumentan (Egbsiuba, Abdulkareem, Kovo, Afolabi, & Tijani, 2019), produciendo el encogimiento del material, liberación de materia volátil y el incremento de ceniza. En algunos casos, los minerales presentes en la ceniza pueden actuar como catalizadores inorgánicos y mejorar el proceso de pirólisis para la producción de biocarbón de baja composición volátil y carbono fijo de mayor pureza (Liew, y otros, 2017).

La reducción de la condensación de compuestos alifáticos y la baja emisión de CH₄, H₂ y CO pueden aumentar el rendimiento de biocarbón, mientras que la disminución del rendimiento puede deberse al efecto de deshidratación de los grupos hidroxilo, la degradación térmica de compuestos orgánicos (Khalil, y otros, 2017) y la disponibilidad de productos líquidos y gaseosos (Egbsiuba, Abdulkareem, Kovo, Afolabi, & Tijani, 2019).

Efecto del tiempo

El aumento del tiempo de activación puede tener un efecto significativo en la quema o destrucción de los poros, ensanchamiento de los microporos y mesoporos, reducción del área de superficie y la capacidad de adsorción del carbón activado, liberación de materia volátil de la superficie del carbono, acompañada de un aumento de masa. pérdida del precursor de carbono (Li & P., 2017)

Efecto de la concentración

La concentración del agente activador juega un papel destacado en la activación del carbono, ya que en la red de carbono actúan como donadores de electrones que provocan la reacción

durante la activación (Lima, y otros, 2018). La concentración, la temperatura y el tiempo de activación bajo dificulta la interacción con la biomasa vegetal y pueden influir en la porosidad y generar una superficie pequeña en el carbón activado (Li & P., 2017).

Los estudios refieren que la cantidad de iones adsorbidos disminuyen a medida que se utilizan concentraciones más altas del agente activador durante el proceso de carbonización, lo cual es normal, debido a la saturación a la que se ven sometidos los materiales utilizados como adsorbentes, por lo tanto, la Q_{max} de iones adsorbidos puede atribuirse a la diferente red porosa y el área superficial de estos materiales (Bibaj, y otros).

Efecto en la adsorción

La dosificación de adsorbente es un parámetro importante que promueve el proceso de adsorción porque ancla los sitios de unión en la superficie del adsorbente (Bankole, y otros, 2019).

La elevada temperatura puede quemar, destruir los poros y disminuir la superficie del carbón, limitando el proceso de adsorción (Altıntig, Altundag, Tuzen, Sari, & Sari, 2019). Se ha reportado que a medida que el peso de carbón activado aumenta se incrementa su capacidad de adsorción, sin embargo, puede presentarse resultados diversos en relación a la materia prima, el agente activador, la temperatura, el tiempo y la concentración, los cuales influyen en el área superficial

Calidad del agua

Se ha reportado pH ácido en las muestras de agua, excediendo los límites de los estándares de calidad del agua potable determinados por la Legislación Brasileña de la Ordenanza de Consolidación 5 / 2017, la cual refiere valores entre 6.0 y 9.5 (Barcellos, y otros, 1998). La acidez del agua se debe principalmente a la presencia de dióxido de carbono libre en el agua, que puede resultar de la descomposición de materia orgánica, aguas residuales domésticas y vertederos industriales (Coelho, y otros, 2017) y (FUNASA, 2014).

Algunos estudios refieren que la presencia de coliformes totales y E. coli, puede deberse a la dificultad de acceso para limpieza y mantenimiento de los tanques elevados que funcionan como depósitos de agua previa su distribución (Handam, 2016) y, el uso de la tierra puede influir en la calidad del agua de los recursos acuáticos, criterio que ha sido ampliamente estudiado (Salmoral, Willaarts, Garrido, & Guse, 2017).

CONCLUSIONES

Las variables optimas correspondieron a un tamaño de partícula entre 1 a 2 mm, 350°C de temperatura en la fase de carbonización, durante 40 min, con una concentración de Ácido Fosfórico al 85%. Además, el porcentaje de adsorción con azul de metileno del carbón activado con tratamiento químico presento un promedio mayor (91%) que el carbón sin tratamiento (70%). Por otro lado, el carbón activado de raquis de banano como lecho filtrante influye en los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de las muestras de aguas mejorando el índice de calidad del agua (ICA) y all comparar la clasificación del ICA con el tratamiento del agua mediante el filtro lento de carbón activado se considera que esta agua es de buena calidad necesitando una ligera purificación para consumo humano.

REFERENCIAS

- Abdulfatai, J., Saka, A. A., Afolabi, A. S., & Micheal, O. (2013). Development of adsorbent from banana peel for wastewater treatment. *Appl Mech Mater*, 248, 310-315.
- Altıntig, E., Altundag, H., Tuzen, M., Sari, A., & Sari, A. (2019). Effective removal of methylene blue from aqueous solutions using magnetic loaded activated carbon as novel adsorbent. *Chemical Engineering Research and Design*, 122, 151-163. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2017.03.035>
- Annadurai, G., Juang, R. S., & Lee, D. J. (2003). Adsorption of heavy metals from water using banana and orange peels. *Water Sci Technol*, 47, 185-190.
- Anoop, K. K., Sreejalekshmi, K. G., & Baiju, R. S. (2011). Nickel(ii) adsorption onto biomass based activated carbon obtained from sugarcane bagasse pith. *Bioresour Technol*, 102, 10239-10247.
- Ashraf, A., Bibi, I., Niazi, N. K., Ok, Y. S., Murtaza, G., Shahid, M., . . . Mahmood, T. (s.f.). Chromium(vi) sorption efficiency of acid-activated banana peel over organo-montmorillonite in aqueous solutions. *Int J Phytoremediation*, 19, 605-613.
- Bankole, M. T., Abdulkareem, A. S., Mohammed, I. A., Ochigbo, S. S., Tijani, J. O., Abubakre, O. K., & Roos, W. D. (2019). Selected Heavy Metals Removal From Electroplating Wastewater by Purified and Polyhydroxybutyrate Functionalized Carbon Nanotubes Adsorbents. *Chemical Engineering Research and Design*, 9, 1-19. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2018.10.008>
- Barcellos, C., Coutinho, K., Pina, M. F., Magalhaes, M. M., Paola, J. C., & Santos, S. M. (1998). Inter-relacionamento de dados ambientais e de saúde: análise de risco à saúde aplicada ao abastecimento de água no Rio de Janeiro utilizando Sistemas de Informações Geográficas. *Cadernos de Saúde Pública*, 14, 597-05. Obtenido de <https://doi.org/10.1590/S0102-311X1998000300016>
- Bibaj, E., Lysigaki, K., Nola, J. W., Seyedsalehi, M., Deliyanni, E. A., Mitropoulos, A. C., & Kyzas, G. Z. (s.f.). Activated carbons from banana peels for the removal of nickel ions. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 667-680. doi:<https://doi.org/10.1007/s13762-018-1676-0>
- Blum, D. J., Suffet, I. H., & Duguet, J. P. (1993). Estimating the activated carbon adsorption of organic chemicals in water. *CRC Crit Rev Environ Sci Technol*, 23, 121-136.
- Blum, J. W., Suffet, I. H., & Duguet, J. P. (1993). Estimating the activated carbon adsorption of organic chemicals in water. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 23(2), 121-136. doi: 10.1080/10643389309388446

- Chan, W. H., Mazlee, M. N., Ahmad, Z. A., Ishak, M., & Shamsul, J. B. (2017). The development of low cost adsorbents from clay and waste materials: a review. *J Mater Cycles Waste Manag*, 19, 1-14.
- Charola, S., Patel, H., Chandna, S., & Maiti, S. (2019). Optimization to prepare porous carbon from mustard husk using response surface methodology adopted with central composite design. *Journal of Cleaner Production*, 223, 969-979. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.169>
- Coelho, S. C., Duarte, A. N., Amaral, L. S., Santos, P. M., J., S. M., Santos, J. A., & Sotero-Martins, A. (2017). onitoramento da água de poços como estratégia de avaliação sanitária em comunidade rural na Cidade de São Luís, MA, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 12(1). Recuperado el 13 de agosto de 2020, de <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.1962>
- Construloxi. (2016). Estudio de Factibilidad para el desarrollo del proyecto integral de gestión técnica operativa y de servicios de la empresa de agua potable y alcantarillado del cantón Quevedo. Quevedo.
- Egbosiuba, T. C., Abdulkareem, A. S., Kovo, A. S., Afolabi, E. A., & Tijani, J. O. (2019). Ultrasonic Enhanced Adsorption of Methylene Blue onto the Optimized Surface Area of. *Journal Pre-proof*, 153, 315-336. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2019.10.016>
- FUNASA. (2014). Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS (Primera ed.). (C. d. (Coesc/Gab/Presi/Funasa/MS), Ed.) Brasilia, Brasil. Recuperado el 2 de agosto de 2020, de <http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38937/Manual+de+controle+da+qualidade+da+%C3%A1gua+para+t%C3%A9cnicos+que+trabalham+em+ETAS+2014.pdf/85bbdbc8cd2-4157-940b-90b5c5bcfc87>
- Galotti, A. M., & Machado, J. H. (2020). Evaluation of water quality and sanitation of reservoirs used in field activities of a military unit in the state of Rio de Janeiro. 15(4). Recuperado el 25 de agosto de 2020, de <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.2573>.
- Gaur, N., Narasimhulu, K., & PydiSetty, Y. (2018). Recent advances in the bio-remediation of persistent organic pollutants and its effect on environment. *Jornal of Cleaner Production*, 198, 1602-1631. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.076>
- González-García, P. (2018). Activated carbon from lignocellulosics precursors: A review of the. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82(1), 1393-1414. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.04.117>
- Guo, Q., Liu, Y. Q., & G., J. W. (2019). Adsorption and desorption behaviour of toluene on activated carbon in a high gravity rotating bed. *Chemical Engineering Research and Desig*, 143, 47-55. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2019.01.005>

- Gupta, V. K., & Agarwal, S. S. (2011). Synthesis and characterization of alumina-coated carbon nanotubes and their application for lead removal. *Journal of hazardous materials*, 185(1), 17-23.
- Handam, N. B. (2016). Condições sanitárias da água residencial, do solo peridomiciliar e dos rios das comunidades do território de Manguinhos, RJ. Rio de Janeiro, Brasil: Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro. Recuperado el 3 de agosto de 2020, de <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/20558>
- Hashem, F. S. (2016). Adsorption of methylene blue by activated carbon derived from various fruit peels. *Desalin Water Treat*, 57, 22573-22584.
- INEN. (2011). NTE INEN 1 108:2011. Quito: INSTITUTO ECUATORIANO DE NORMALIZACIÓN.
- Ingole, R. S., Lataye, D. H., & Dhorabe, P. T. (2017). Adsorption of phenol onto banana peels activated carbon. *KSCE J Civ Eng*, 21, 100-110.
- Islam, M. A., Ahmed, M. J., Khanday, W. A., Asif, M., & Hameed, B. H. (2017). *Journal of Environmental Management*, 203, 237-244. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.029>
- Jiang, X., Xia, H., Zhang, L., Cheng, S., Zhang, Q., Chen, Q., & Hu, W. (2018). Synthesis of copper-loaded activated carbon for enhancing the photocatalytic removal of methylene blue. *Journal of Molecular Liquids*, 272, 353-360. doi:<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.09.087>
- Jiang, Z., Zhu, C., Wan, W., Qian, K., & Xie, J. (2016). A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46, 406-433.
- Khalil, K. M., Allam, O. A., Khairy, M., Mohammed, K. M., Elkhatib, R. M., & Hamed, M. A. (2017). High surface area nanostructured activated carbons derived from sustainable sorghum stalk. *Journal of MOlecular Liquids*, 247, 386-396. doi:<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.09.090>
- Kluczka, J., Pudło, W., & Krukiewicz, K. (2019). Boron adsorption removal by commercial and modified activated carbons. *Chemical Engineering Research and Design*, 147, 30-42. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2019.04.021>
- Kyzas, G. Z. (2015). *Green adsorbents*. Bentham Science Publishers.
- Li, Y., Liu, J., Yuan, Q., Tang, H., Yu, F., & Lv, X. (2016). A green adsorbent derived from banana peel for highly effective removal of heavy metal ions from water. *RSC Adv*, 6, 45041-45048.

- Li, Z., & P., X. D. (2017). Tunable adsorption properties of bentonite/carboxymethyl cellulose-g-poly(2-(dimethylamino) ethyl methacrylate) composites toward anionic dyes. *Chemical Engineering Research and Design*, 124, 260-270.
- Liew, R. N., Chong, M. Y., Phang, X. Y., Su, M. H., Nai, P., Yek, Y., . . . Lam, S. S. (2017). Oil palm waste: An abundant and promising feedstock for microwave pyrolysis conversion into good quality biochar with potential multiapplications. *Process Safety and Environmental Protection*, 115, 57-69. doi:<https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.10.005>
- Lima, H. H., Maniezzo, R. S., Llop, M. E., Kupfer, V. L., Arroyo, P. A., Guilherme, M. R., . . . Rinaldi, A. W. (2018). Synthesis and characterization of pecan nutshell-based adsorbent with high specific area and high methylene blue adsorption capacity. *Journal of Molecular Liquids*, 276, 570-576. doi:<https://www.x-mol.com/paperRedirect/922143>
- Lin, G., Wang, S., Zhang, L., Hu, T., Peng, J., Cheng, S., & Fu, L. (2018). Synthesis and evaluation of thiosemicarbazide functionalized corn bract for selective and efficient adsorption of Au(III) from aqueous solutions. *Journal of Molecular Liquids*, 258, 235-243. doi:<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.03.030>
- Mahmudov, R., Chen, C., & Huang, C. P. (2015). Functionalized activated carbon for the adsorptive removal of perchlorate from water solutions. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 9(2), 194-208.
- Mandal, A. S. (2017). Optimization of atrazine and imidacloprid removal from water using biochars: Designing single or multi-staged batch adsorption systems. 220(3), 637-645. Recuperado el 15 de junio de 2020, de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1438463916303844?via%3Dihub>
- Menya, E., Olupot, P. W., Storz, H., Lubwama, M., & Kiros, Y. (2018). Production and performance of activated carbon from rice husks for removal of natural organic matter from water: A review. *Chemical Engineering Research and Design*, 129, 271-296. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2017.11.008>
- Mite, R. B., Ochoa, L. S., Ozorio, B. G., Suatunce, P., Ocampo, E. D., & Arevalo, L. C. (2016). Calidad del agua destinada al consumo humano en un cantón de Ecuador. *Revista Ciencia UNEMI*, 109-117.
- Miyah, Y., Lahrichi, A., Idrissi, M., Khalil, A., & Zerrouq, F. (2018). Adsorption of methylene blue dye from aqueous solutions onto walnut shells powder: Equilibrium and kinetic studies. *Surfaces and Interfaces*, 11, 74-81. doi:<https://doi.org/10.1016/j.surfin.2018.03.006>
- Moralı, U., Demiral, H., & Şensöz, S. (2018). Optimization of activated carbon production from sunflower seed extracted meal: Taguchi design of experiment approach and

- analysis of variance. *Journal of Cleaner Production*, 189, 602-611. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.084>
- Nava, N., & Svetlana, Y. (2004). Advanced Treatment of Effluents by Simultaneous Powdered Activated Carbon Adsorption and Flocculation. *Journal of Dispersion science and technology*, 25(5), 695-702. Obtenido de <https://sci-hub.tw/10.1081/dis-200027330>
- Nekouei, F., Nekouei, S., Tyagi, I., & Gupta, V. K. (2015). Kinetic, thermodynamic and isotherm. *Journal of Molecular Liquids*, 201, 124-133.
- OMS, O. M. (2017). Guías para la calidad del agua potable.
- Pereira, A. A., Teixeira, D. C., Silva, L. R., Lima Jr., L. R., & Higino, E. (2015). Investigação da Qualidade da Água para Consumo Humano na Comunidade do Muquiço na Zona Norte do Rio de Janeiro. *Presença*, 1(2), 25-38. Obtenido de <https://revistapresenca.celsolisboa.edu.br/index.php/numerohum/article/view/55>.
- Porous carbon by microwave assisted pyrolysis: An effective and low-cost adsorbent for sulfamethoxazole adsorption and optimization using response surface methodology. (2018). *Journal of Cleaner production*, 262, 571-581. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.155>
- Qasim, M., Badrelzaman, M., Darwish, N. N., Darwish, N. A., & Hilal, N. (2019). Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review. *Desalination*, 459, 59-104.
- Rakib, M., & Eylem, A. (2020). Preparation of activated carbon using fruit, paper and clothing wastes for wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 35, 101-239.
- Rodríguez Morales, A., Barros Bastida, C., & Milanés Gómez, R. (2019). Profesionalización docente y formación desde un nuevo currículo en la Universidad de Guayaquil. *Revista Universidad y Sociedad*, 11(1), 243-248.
- Salmoral, G., Willaarts, B. A., Garrido, A., & Guse, B. (2017). Fostering integrated land and water management approaches: Evaluating the water footprint of a Mediterranean basin under different agricultural land use scenarios. *Land Use Policy*, 61, 24-39. Recuperado el 10 de agosto de 2020, de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837715301824?via%3Dihub>
- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., Gunten, U. v., & Wehr, B. (2010). Global Water Pollution and Human Health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 109-136.

- Shawabkeh, R. A., Rockstraw, D. A., & Bhada, R. K. (2002). Copper and strontium adsorption by a novel carbon material manufactured from pecan shells. *carbon*, 40(5), 781-786.
- Song, M., Zhang, W., Chen, Y. S., Luo, J. M., & Crittenden, J. C. (2017). The preparation and performance of lignin-based activated carbon fiber adsorbents for treating gaseous streams. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 11(3), 328-337.
- Staben Pruchniak, A. P., Portes Silva, G. d., Schier de Lima, L., & Pércio Quináia, S. (2020). Atrazine removal in aqueous solutions using activated carbon from. *Ambiente Água*, 1-11. Recuperado el 13 de junio de 2020, de <https://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v15n3/1980-993X-ambiagua-15-03-e2343.pdf>
- Suresh, A., Grygolowicz-Pawlak, E., Pathak, S., Poh, L. S., Abdul Majid, M. b., Dominiak, D., . . . Ng, W. J. (2018). Understanding and optimization of the flocculation process in biological wastewater treatment processes: A review. *Chemosphere*, 210, 401-416. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.061>
- Tian, D., Xu, Z., Zhang, D., Chen, W., Cai, J., Deng, H., . . . Zhou, Y. (2019). Micro-mesoporous carbon from cotton waste activated by FeCl₃/ZnCl₂: Preparation, optimization, characterization and adsorption of methylene blue and eriochrome black T. *Journal of Solid State Chemistry*(269), 580-587. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jssc.2018.10.035>
- TULSMA. (2015). Norma de Calidad Ambiental y de descarga de efluentes: Recurso agua. . Quito: Ecuador: Ministerio del Ambiente.
- Vidic, R. D., Tessmer, C. H., & Uranowski, L. J. (1997). Impact of surface properties of activated carbons on oxidative coupling of phenolic compounds. *Carbon*, 35(9), 1349-1359.
- WHO. (2017). Guidelines for drinking-water quality (cuarta ed.). Geneva, Suiza. Recuperado el 16 de agosto de 2020
- Yang, J., Chen, Y., Xu, P., Li, Y., Jia, X., & Song, H. (2019). Fabrication of compressible and underwater superoleophobic carbon/g-C₃N₄ aerogel for wastewater purification. *Materials Letters*, 254, 210-213.